

# EVALUATION DER ÖKOMASSNAHMEN BEREICH STICKSTOFF UND PHOSPHOR



Herausgeber: Felix Herzog und Walter Richner

Autoren	Samuel Cornaz <sup>2</sup> , Michel Decrem <sup>1</sup> , René Flisch <sup>1</sup> , Felix Herzog <sup>1</sup> , Patrick Lazzarotto <sup>1</sup> , Jens Leifeld <sup>1</sup> , Paul Liechti <sup>2</sup> , Harald Menzi <sup>3</sup> , Reto Muralt <sup>2</sup> , Jakob Nievergelt <sup>1</sup> , Volker Prasuhn <sup>1</sup> , Walter Richner <sup>1</sup> , Ernst Spiess <sup>1</sup>
Mitarbeit	Karim Abbaspour <sup>4</sup> , Natalie Aschwanden <sup>1</sup> , Otto Barmettler <sup>5</sup> , Josef Blum <sup>5</sup> , Markus Braun <sup>1</sup> , Ernst Butscher <sup>6</sup> , Hans Conradin <sup>1</sup> , Cornelia Crespi <sup>6</sup> , Fritz Denoth <sup>1</sup> , Hannes Flühler <sup>7</sup> , Kaspar Grünig <sup>1</sup> , Peter Herzog <sup>6</sup> , Peter Hofer <sup>8</sup> , Olivier Huguenin <sup>1</sup> , Armin Keller <sup>1</sup> , Bernhard Koch <sup>5</sup> , Reto Mani <sup>1</sup> , Hansrudolf Oberholzer <sup>1</sup> , Martin Ramsauer <sup>1</sup> , Ömer Resitoglu <sup>1</sup> , Christian Stamm <sup>4</sup> , Werner Stauffer <sup>1</sup> , Wolfgang Sturny <sup>8</sup> , Caroline Wüthrich-Steiner <sup>1</sup>
Institution	<sup>1</sup> Agroscope FAL Reckenholz <sup>2</sup> Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL <sup>3</sup> Schweizerische Hochschule für Landwirtschaft SHL <sup>4</sup> Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz EAWAG <sup>5</sup> Dienststelle Landwirtschaft und Wald, Luzern <sup>6</sup> Dienststelle Umwelt und Energie, Luzern <sup>7</sup> Eidg. Technische Hochschule Zürich, Institut für terrestrische Ökologie ETHZ ITÖ <sup>8</sup> Amt für Landwirtschaft und Natur, Bern

### Impressum

ISSN	1421-4393 Schriftenreihe der FAL
ISBN	3-905608-80-4
Herausgeberin	Agroscope FAL Reckenholz Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zürich Tel. +41 (0)44 377 71 11, Fax +41 (0)44 377 72 01 info@fal.admin.ch, www.reckenholz.ch
Redaktion	Gregor Klaus, CH-4467 Rothenfluh Denise Tschamper, Iris Klaus und Claudia Frick, Agroscope FAL Reckenholz
Gestaltung	Ursus Kaufmann, Agroscope FAL Reckenholz; Iris Turke, CH-9506 Lommis
Preis	CHF 40.00 / € 30.00; inkl. MwSt.
Copyright	Agroscope FAL Reckenholz 2005

Diese Studie ist auch auf Französisch erschienen

# Inhalt

Vorwort	5
<b>Zusammenfassung</b>	<b>7</b>
Stickstoff (N)	7
Phosphor (P)	8
Wirksamkeit der Massnahmen des ÖLN und Empfehlungen	9
<b>Résumé</b>	<b>10</b>
Azote (N)	10
Phosphore (P)	11
Efficacité des mesures des PER et recommandations	12
<b>Summary</b>	<b>13</b>
Nitrogen (N)	13
Phosphorous (P)	14
Effectiveness of PEP measures and recommendations	15
<b>1 Einleitung</b>	<b>17</b>
Agrarökologische Ziele	17
Agrarökologische Massnahmen	19
Auftrag und Projektstruktur der Evaluation	19
Aussagekraft und Grenzen der Evaluation	20
<b>Teil I: Evaluation Stickstoff</b>	
<b>2 Stickstoff in der Landwirtschaft</b>	<b>24</b>
<b>3 Die Stickstoffbilanz der Schweiz</b>	<b>26</b>
Genauigkeit der Berechnungen	27
N-Bilanz im Jahr 2002	27
Entwicklung des N-Inputs und des N-Outputs zwischen 1975 und 2002	28
Entwicklung des N-Überschusses zwischen 1975 und 2002	30
<b>4 Nitratgehalte im Grundwasser der Schweiz</b>	<b>32</b>
Messstellen und Bodennutzung	33
Grenzen der Aussagekraft	33
Beschreibung des Ist-Zustands 2002–2003	34
Verteilung der Nitratgehalte in Abhängigkeit von der Bodennutzung	36
Zeitliche Entwicklung der Nitratgehalte im Grundwasser seit 1989	37
Diskussion und Beurteilung	38
Ausblick und Empfehlungen	40
<b>5 Nitratauswaschung und Entwicklung der Nitratgehalte im Grundwasser im Kanton Bern</b>	<b>41</b>
Auswahl der Wasserfassungen	42

Statistische Auswertung	43
Entwicklung der Nitratgehalte	43
Ursachen der abnehmenden Nitratgehalte	46
Das Erreichen des Ziels	46
Schlussfolgerungen	47
<b>6 Analyse von Szenarien zur Wirkung des ÖLN auf die Nitratauswaschung im Ackerbau</b>	<b>49</b>
Material und Methoden	49
Ergebnisse und Diskussion	55
Schlussfolgerungen	56
<b>7 Ammoniak-Emissionen aus der Schweizer Landwirtschaft</b>	<b>59</b>
Material und Methoden	60
Wirkung des ÖLN auf NH <sub>3</sub> -Emissionen	62
Beurteilung der Erreichung des Ziels und Prognosen	64
Ausblick und Empfehlungen	64
<b>8 Lachgas-Emissionen aus der Schweizer Landwirtschaft</b>	<b>66</b>
Die Methodik der Treibhausgasinventare	66
Herkunft und Veränderungen der landwirtschaftlichen Lachgasemissionen	68
Auswirkung des ÖLN und Prognosen	69
<b>9 Wirkung der Ökomassnahmen auf die Stickstoffausträge aus der schweizerischen Landwirtschaft</b>	<b>70</b>
Erreichung der Ziele	70
Beitrag der einzelnen Massnahmen des ÖLN	72
Andere Einflussfaktoren	73
Erkenntnisse aus anderen Projekten	73
Ausblick und Empfehlungen	74
Evaluationsbedarf	76
Forschungsbedarf	76
 <b>Teil II: Evaluation Phosphor</b>	
<b>10 Phosphor in der Landwirtschaft</b>	<b>80</b>
Phosphor-Gehalte im Boden	80
Phosphor in der Landwirtschaft	81
Phosphor in der Umwelt	81
Massnahmen zur Reduktion der Phosphor-Einträge	81
<b>11 Die Phosphorbilanz der Schweiz</b>	<b>82</b>
Entwicklung des P-Inputs und des P-Outputs zwischen 1975 und 2002	83
Entwicklung des P-Überschusses zwischen 1975 und 2002	84

<b>12 Phosphor in Oberflächengewässern</b>	<b>86</b>
Methodik	87
Entwicklung der P-Gehalte in den Seen	88
Entwicklung der P-Gehalte in den Fließgewässern	89
Modellrechnungen	90
Fazit	93
<b>13 Abschwemmung von Phosphor aus Grasland im Einzugsgebiet des Sempachersees</b>	<b>95</b>
Veränderungen in der Landwirtschaft	96
P-Bilanzen	98
P-Gehalte im Boden	98
P-Messungen im Lippenrütibach	100
Beziehung Landwirtschaft und P-Fracht im Lippenrütibach	102
Einfluss der Ökomassnahmen	103
Schlussfolgerungen und Ausblick	105
<b>14 Phosphorbelastung der Oberflächengewässer durch Erosion</b>	<b>108</b>
Methodik	109
Veränderung der Landnutzung und Bewirtschaftung	109
Ergebnisse der Erosionsschadenskartierungen	110
Ergebnisse der Modellberechnungen	114
Vergleich Modellrechnung – Erosionsschadenskartierung	115
P-Eintrag in die Gewässer	116
Übertragbarkeit der Ergebnisse	116
Einfluss der Ökomassnahmen	117
Schlussfolgerungen und Ausblick	118
<b>15 Wirkung der Ökomassnahmen auf die Phosphorausträge aus der schweizerischen Landwirtschaft</b>	<b>120</b>
Zielerreichung	120
Nationale Phosphorbilanz	120
Qualität der Oberflächengewässer	121
Beitrag der einzelnen Ökomassnahmen	121
Andere Einflussfaktoren	122
Erkenntnisse aus anderen Projekten	123
Ausblick und Empfehlungen	124
Evaluations- und Forschungsbedarf	126
Abkürzungsverzeichnis	129
Publikationsverzeichnis	131



## Vorwort

Von der Landwirtschaft wird erwartet, dass sie gesunde Nahrungsmittel produziert und gleichzeitig die natürlichen Ressourcen schützt und schonend nutzt. In vielen Fällen entstehen so Zielkonflikte zwischen der Produktion und dem Schutz der Umwelt, besonders deutlich ist dies beim Einsatz von Düngern. Einerseits brauchen die Pflanzen für ein optimales Wachstum genügend Nährstoffe, andererseits können Dünger bei der Produktion oder Anwendung die Umwelt belasten. Die wichtigsten Pflanzennährstoffe sind Stickstoff und Phosphor. Zwar ist Stickstoff aus der Luft praktisch unbegrenzt verfügbar, seine Bindung in Mineraldünger jedoch sehr energieaufwändig. Phosphor ist nur begrenzt vorrätig. Dies sind wichtige Gründe, warum mit diesen Nährstoffen haushälterisch umgegangen werden muss. Wenn diese zwei Nährstoffe in zu hohen Mengen und unsachgemäss ausgebracht werden, belasten sie die Gewässer und die Luft. Ein effizienter Einsatz dieser Nährstoffe ist deshalb wichtig, um sowohl die Umwelt zu schützen wie auch eine produktive Landwirtschaft langfristig zu ermöglichen.

Vor diesem Hintergrund hat der Bund den Ökologischen Leistungsnachweis (ÖLN) für die Landwirtschaft eingeführt. Gleichzeitig wurden Umweltziele definiert. Durch landwirtschaftliche Massnahmen soll die Belastung von Gewässern durch Nitrat und Phosphor reduziert und die Stickstoffverluste aus der Landwirtschaft in die Luft in Form von Ammoniak vermindert werden.

Der Nachweis des ÖLN ist Voraussetzung dafür, dass Landwirtinnen und Landwirte Direktzahlungen erhalten. Leistungen, die über den gesetzlichen Minimalanforderungen des ÖLN liegen, werden zudem seit 1993 durch zusätzliche ökologische Direktzahlungen abgegolten. Insgesamt beträgt der Umfang an staatlichen Zahlungen an die Landwirtschaft, welche an den ÖLN beziehungsweise ökologische Direktzahlungen gebunden sind, jährlich 2,5 Milliarden Franken.

Agroscope FAL Reckenholz hatte zusammen mit mehreren Partnerinstitutionen den Auftrag, die Wirkung der Ökomassnahmen des Bundes und die Erreichung der Umweltziele zu prüfen. In der vorliegenden Schriftenreihe stellen wir die Ergebnisse dieser umfangreichen Untersuchungen vor. In einer gleichzeitig erscheinenden Schriftenreihe berichten wir über die Wirkung der Ökomassnahmen auf die Biodiversität.

Mit dieser Arbeit hoffen wir, einen Beitrag zur Weiterentwicklung des ÖLN und zur Verbesserung der Umweltqualität leisten zu können. Unsere Untersuchungen zeigen auf, in welchen Bereichen Fortschritte erzielt wurden und wo noch Handlungsbedarf besteht. Sauberes Wasser ist für uns Menschen lebenswichtig. Deshalb muss die Qualität von Grund- und Oberflächengewässern auf einem hohen Niveau erhalten bleiben.

Oktober 2005

Agroscope FAL Reckenholz  
Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau



Paul Steffen, Direktor





## Zusammenfassung

1993 führte der Bund ökologische Direktzahlungen ein. Seit 1999 ist die Erbringung des ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN) durch die Landwirtschaftsbetriebe die Voraussetzung zum Bezug von Direktzahlungen. Heute werden 97 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche nach den Regeln des ÖLN bewirtschaftet.

Die wichtigsten Massnahmen des ÖLN, welche einen Einfluss auf die Stickstoff- und Phosphorflüsse haben, sind die gesamtbetriebliche Nährstoffbilanz, die ausgeglichen zu sein hat, sowie die Durchführung geeigneter Massnahmen zum Bodenschutz. Weitere Anforderungen des ÖLN (geregelter Fruchtfolge, angemessener Anteil an ökologischen Ausgleichsflächen, tiergerechte Haltung der Nutztiere) können ebenfalls einen Einfluss haben, doch ist ihre Bedeutung für die Stickstoff- und Phosphat-Verluste eher zweitrangig.

Mit dem ÖLN sollen verschiedene Umweltziele erreicht werden (Tab. 1). Im Vergleich zu 1990–92 sind bis 2005 die Überschüsse der nationalen Stickstoff- und Phosphorbilanzen um 33 und 50 % zu reduzieren, die Nitratgehalte im Grundwasser um 5 mg/l zu senken und die Phosphorbelastung der Oberflächengewässer durch die Landwirtschaft zu halbieren.

Das Erreichen dieser Ziele wurde mittels Evaluationsprojekten überprüft. Diese wurden Mitte der 1990er Jahre lanciert und bestanden aus nationalen Monitoring-Komponenten (nationale N- und P-Bilanzen, das «Nationale Netz zur Qualitätsbeobachtung des Grundwassers» NAQUA, die «Nationale Daueruntersuchung der schweizerischen Fließgewässer» NADUF) sowie aus je zwei Fallstudien zu Stickstoff (N) und Phosphor (P), in denen die Ursachen-Wirkungsbeziehungen untersucht wurden. Es wurden umfangreiche Mess- und Beobachtungsprogramme durchgeführt und ausgewertet. Ausserdem kamen Simulationsmodelle und Szenarienrechnungen zum Einsatz.

### Stickstoff

Die zeitliche Entwicklung des N-Überschusses in der schweizerischen Landwirtschaft wurde mit Hilfe der Input-Output-Bilanz untersucht. Zwischen 1980 und 2002 hat der Überschuss um 38'000 t N abgenommen, was insbesondere auf die geringeren Futtermittelimporte, die Abnahme bei der atmosphärischen N-Deposition sowie den verminderten Mineraldüngereinsatz zurückzuführen ist. Seit 1997 konnte jedoch keine Abnahme mehr verzeichnet werden. Daher dürfte das Ziel einer Verminderung des N-Überschusses um 43'000 t N zwischen 1990–92 und 2005 kaum erreicht werden; die Reduktion beträgt bis 2004 lediglich etwa 16'000 t N (Tab. 1).

Ammoniak-Emissionen sind der bedeutendste N-Verlustpfad, wobei der Grossteil der Verluste im Zusammenhang mit der Tierhaltung und dem Hofdünger-Management auftritt. Zwischen 1990 und 2000 nahmen die Ammoniak-Emissionen aus der Landwirtschaft von 51'700 auf 41'300 t N ab, damit wurde das Reduktionsziel bereits übertroffen. Auch die Lachgas-Emissionen gingen zwischen 1990 und 2002 von 9'240 auf 8'290 t N<sub>2</sub>O zurück. Die Ursachen für den Rückgang der Ammoniak- und Lachgas-Emissionen sind der verringerte Einsatz von Mineraldüngern seit 1993 sowie eine Reduktion des Viehbestandes und damit der anfallenden Hofdüngermenge seit 1990. Eine weitere Reduktion der gasförmigen N-Emissionen müsste vor allem beim Viehbestand ansetzen (Abbau von Tierzahlen und/oder Effizienzsteigerung im Hofdünger-Management).

Die Nitratgehalte in den Trinkwasserfassungen von landwirtschaftlich beeinflussten Einzugsgebieten gingen zwischen 1990–92 und 2002–03 um ca. 3 bis 4 mg/l NO<sub>3</sub><sup>-</sup> zurück. Das Ziel der Reduktion um 5 mg/l wird voraussichtlich knapp verfehlt werden. Dagegen wurde erreicht, dass 90 % der Trinkwasserfassungen Nitratgehalte von unter 40 mg/l

**Tabelle 1: Umweltziele in den Bereichen Stickstoff und Phosphor, welche bis 2005 erreicht werden sollen (Basis 1990–92), und Zielerreichungsgrad**

Stickstoff: Umsetzungsziele / Emissionen	Referenz	Zielerreichung
Reduktion des Überschusses der nationalen Input-Output-Bilanz um 33 %	BLW (1999)	Reduktion nur um ca. 15 % bis 2004
Reduktion der Ammoniak-Emissionen um 9 % gegenüber 1990, d.h. eine Verringerung um rund 4'800 t N	Bundesblatt (2002)	Reduktion um 20 % bereits 2000 erreicht
Stickstoff: Wirkungsziele / Immissionen		
Um 5 mg/l gesunkene NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -Belastung ausgewählter, insgesamt repräsentativer Grund- und Quellwasserfassungen	BLW (1999)	Rückgang um 3–4 mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /l bis 2002/03
Nitratgehalte von Wasser liegen in 90 % der Trinkwasserfassungen, deren Zuströmbereiche von der Landwirtschaft genutzt werden, unter 40 mg/l	Bundesblatt (2002)	Ziel war 2002/03 erreicht
Phosphor: Umsetzungsziele / Emissionen		
Reduktion des Überschusses der nationalen Input-Output-Bilanz um 50 %	BLW (1999) Bundesblatt (2002)	Ziel wurde 1996 erreicht, 2002 Reduktion um 65 %
Phosphor: Wirkungsziel / Immissionen		
Reduktion der durch die Landwirtschaft verursachten P-Belastung der Oberflächengewässer um 50 %	BLW (1999)	Reduktion nur um 10 bis maximal 30 %

BLW, 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme, Konzeptbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.

Bundesblatt, 2002. Botschaft zur Weiterentwicklung der Agrarpolitik (Agrarpolitik 2007). Bundeskanzlei, BBL V (02.046), 4721–5010.

haben. Zum Erreichen dieses Ziels trägt jedoch auch die Tatsache bei, dass stark mit Nitrat belastete Fassungen im Untersuchungszeitraum ausser Betrieb genommen wurden.

## Phosphor

Die zeitliche Entwicklung des P-Überschusses in der Schweizer Landwirtschaft wurde mit Hilfe der Input-Output-Bilanz untersucht. Zwischen 1980 und 2002 hat der Überschuss um 23'000 t P abgenommen, was insbesondere auf den verminderten Mineraldüngereinsatz und die geringeren Futtermittelimporte zurückzuführen ist. Das Ziel einer Abnahme des P-Überschusses um 9'400 t P wurde bereits 1996 erreicht (Tab. 1). Obwohl die betrieblichen P-Bilanzen von 97 % der schweizerischen Landwirtschaftsbetriebe eigentlich ausgeglichen sein sollten, liegt der jährliche P-Überschuss gegenwärtig bei etwa 6'000 t P.

Die Qualität der Oberflächengewässer in Bezug auf Phosphor hat sich in den letzten Jahrzehnten – insbesondere in den grossen Seen – deutlich verbessert. Diese Entwicklung ist in erster Linie dem Anschluss eines grossen Teils der Haushalte und der Industrie an Kläranlagen, der verbesserten Reinigungsleistung der Kläranlagen und dem Verbot von phosphathaltigen Waschmitteln zu verdanken. Welchen Anteil die Landwirtschaft an dieser erfreulichen Entwicklung hatte, ist schwer zu beurteilen. Die P-Belastung der Oberflächengewässer kommt überwiegend durch Erosion (v.a. von Ackerland) und Abschwemmung von gelöstem Phosphor (v.a. von Grasland) zu Stande. In der Fallstudienregion Frienisberg (Kt. BE) schätzen wir den Rückgang der Erosion – und damit des Eintrags von partikulär gebundenem Phosphor – aufgrund der Zunahme konservierender Bodenbearbeitungsverfahren und des vermehrten Anbaus von Zwischenkulturen auf 15 bis 30 %. In der Fallstudienregion Lippenrütibach (Einzugsgebiet des Sempachersees, Kt. LU) beobachteten wir deutliche Anstrengungen der Landwirte bei der Fütterung (Futter mit reduziertem P-Gehalt) und

Gülleausbringung (Kapitel 13, Tab. 1) und dementsprechend eine leichte Verbesserung der Wasserqualität. Allerdings ist der Oberboden derart stark mit Phosphor angereichert, dass bei Niederschlägen Phosphor gelöst und abgeschwemmt werden kann. Die verbesserte landwirtschaftliche Praxis schlägt unter diesen Umständen nicht (oder erst mit starker zeitlicher Verzögerung) auf die abgeschwemmte P-Menge durch. Insgesamt schätzen wir, dass die P-Belastung der Oberflächengewässer aus der Landwirtschaft seit 1990–92 um 10 bis maximal 30 % zurückgegangen ist.

## Wirksamkeit der Massnahmen des ÖLN und Empfehlungen

Wir beurteilen die Anforderung einer ausgeglichenen betrieblichen Nährstoffbilanz als zentralen Aspekt für die Reduktion der Nährstoffüberschüsse. Szenarienrechnungen zeigen, dass sie bei weitgehend gleich bleibenden Erträgen im Ackerbau zu einer Reduktion der Nitratauswaschung um etwa 5–20 % geführt hat. Sie hat mit Sicherheit zu einem bewussteren Umgang der Landwirte mit Hof- und Mineraldüngern geführt. Deshalb liegt es nahe, dieses Instrument beizubehalten, um die erreichten Verbesserungen zu sichern und den noch nicht erreichten Umweltzielen (nationale N-Bilanz, Rückgang der Nitratauswaschung und der P-Austräge) näher zu kommen. Die Nährstoffbilanz enthält verschiedene Toleranzen wie beispielsweise +10 % Toleranz des Bilanzsaldos oder weitere Toleranzen bei Krippenverlusten und der Grundfutterbilanz. Diese Toleranzen sind zu überprüfen und es gilt zu verhindern, dass sie von Landwirtschaftsbetrieben jedes Jahr voll ausgeschöpft werden. Diese Toleranzen sind wahrscheinlich die wichtigste Erklärung für die Diskrepanz zwischen nominell ausgeglichenen P-Betriebsbilanzen und dem nationalen P-Überschuss von 6'000 t P pro Jahr. Die Anforderung einer ausgeglichenen betrieblichen Nährstoffbilanz wird jedoch alleine nicht ausreichen, um alle Umweltziele in den Bereichen Stickstoff und Phosphor zu erreichen. Es sind zusätzliche und weiter gehende Massnahmen im Bereich der Effizienzsteigerung im Nährstoffmanagement erforderlich.

Ebenfalls als wirksam haben sich die Massnahmen zum Bodenschutz erwiesen. Aufgrund von Szenarienrechnungen schätzen wir, dass sie zusätzlich zur einzelbetrieblichen Nährstoffbilanz eine weitere Reduktion der Nitratauswaschung um bis zu 10 % bewirkt haben. Diese Massnahmen tragen aber vor allem zur Verminderung der Erosion bei. Der Stand der Bodenbedeckung im Winter, wie er mit dem Bodenschutzindex erreicht wurde, muss beibehalten werden. Sollte die seit 2004 geltende vereinfachte technische Regelung des Bodenschutzes im ÖLN wieder zu mehr Schwarzbrache sowie weniger Zwischenkulturen und Kunstwiesen im Winter führen und dadurch zu weniger Mulchsaaten und vermehrter Bodenerosion, so müsste der Bodenschutzindex wieder eingeführt werden.

Die P-Gehalte der Böden sind an vielen Orten zu hoch. Nur wenn die Resultate der Bodenanalysen bei der Düngung berücksichtigt werden, können solche Standorte in eine umweltschonendere P-Versorgungsstufe überführt werden.

Regionale Probleme bestehen vor allem in Ackerbaugebieten (Nitratauswaschung) und in Regionen mit hoher Tierkonzentration auf kleiner Fläche (Ammoniak-Emissionen, P-Eutrophierung von Böden und Gewässern). Die Durchführung von zusätzlichen Projekten nach Art. 62a des Gewässerschutzgesetzes kann in diesen Regionen Verbesserungen bewirken. Es ist jedoch darauf zu achten, dass nachhaltige Lösungen gefunden werden, mit denen einerseits der Zustand der Umwelt langfristig verbessert wird, die andererseits aber auch sozialverträglich und wirtschaftlich effizient sind.

## Résumé

### Evaluation des mesures écologiques – domaines de l'azote et du phosphore

En 1993, la Confédération a introduit les paiements directs écologiques. Depuis 1999, les exploitations agricoles doivent fournir les prestations écologiques requises (PER) pour bénéficier des paiements directs. Aujourd'hui, 97 % de la surface agricole utile est exploitée selon les règles des PER.

Les principales mesures des PER qui ont une influence sur les flux de phosphore et d'azote sont le bilan de fumure équilibré dans l'ensemble de l'exploitation, ainsi que les mesures appropriées de protection du sol. D'autres exigences des PER (assolement régulier, part équitable des surfaces de compensation écologique, garde des animaux de rente respectueuse de l'espèce) peuvent également avoir une influence, mais leur importance pour les pertes de N et de P est plutôt de second ordre.

Les PER sont sensées permettre d'atteindre différents objectifs environnementaux (tab. 1). Par rapport à 1990–92, le but est de réduire les excédents des bilans nationaux d'azote et de phosphore de 33 et 50 % d'ici 2005, de faire baisser de 5 mg/l la teneur des eaux souterraines en nitrates et de diviser par deux la pollution des eaux de surface par le phosphore provenant de l'agriculture.

La réalisation de ces objectifs a été contrôlée à l'aide de projets d'évaluation. Ces derniers ont été lancés au milieu des années 1990 et comprenaient des éléments de monitoring nationaux (bilans nationaux de N et de P, «Réseau national d'observation de la qualité des eaux souterraines» NAQUA, «Surveillance nationale en continu des cours d'eau suisses» NADUF), ainsi que deux études de cas pour l'azote (N) et deux pour le phosphore (P), afin d'étudier les relations de causes à effets. De vastes programmes de mesures et d'observation ont été réalisés et évalués. Enfin, on a également eu recours à des simulations et à des calculs de scénarios.

### Azote

L'évolution dans le temps de l'excédent d'azote dans l'agriculture suisse a été étudiée à l'aide du bilan des entrants et sortants. De 1980 à 2002, l'excédent a baissé de 38'000 t N, ce qui s'explique notamment par la réduction des importations d'aliments pour animaux, la diminution des retombées atmosphériques d'azote et enfin par l'utilisation moins importante des engrais minéraux. Toutefois, plus aucune baisse n'a été enregistrée depuis 1997. C'est pourquoi il devrait être difficile d'atteindre l'objectif qui vise à réduire l'excédent d'azote de 43'000 t N entre 1990–92 et 2005. En effet, jusqu'en 2004, la réduction était seulement d'environ 16'000 t N (tab. 1).

Les émissions d'ammoniac constituent le vecteur de pertes d'azote le plus important, sachant que la majeure partie des pertes se produit en liaison avec la détention animale et la gestion des engrais de ferme. De 1990 à 2000, les émissions d'ammoniac issues de l'agriculture ont baissé de 51'700 à 41'300 t N. L'objectif de réduction était donc déjà plus qu'atteint à ce stade. Les émissions de gaz hilarant ont elles aussi reculé entre 1990 et 2002, de 9'240 à 8'290 t N<sub>2</sub>O. Le recul des émissions d'ammoniac et de gaz hilarant est dû à l'utilisation plus limitée d'engrais minéraux depuis 1993, ainsi qu'à la réduction de l'effectif de bétail et donc à la réduction de la production d'engrais de ferme depuis 1990. Pour arriver à réduire davantage les émissions d'azote sous forme gazeuse, c'est essentiellement au niveau de l'effectif de bétail qu'il faudrait intervenir (baisse du nombre d'animaux et/ou augmentation de l'efficacité en matière de gestion des engrais de ferme).

Les teneurs en nitrates de captages d'eau potable situés dans des bassins hydrologiques exploités à des fins agricoles ont baissé d'env. 3 à 4 mg/l NO<sub>3</sub><sup>-</sup> entre 1990–92 et 2002–03.

**Tableau 1. Objectifs environnementaux dans les domaines de l'azote et du phosphore, qui doivent être atteints d'ici 2005 (base 1990–92), et degré de réalisation des objectifs**

<b>Azote: objectifs relevant de la mise en œuvre / émissions</b>	<b>Référence</b>	<b>Réalisation de l'objectif</b>
Réduction de 33 % de l'excédent du bilan national des entrants et sortants	OFAG (1999)	Réduction seulement d'env. 15 % jusqu'en 2004
Réduction des émissions d'ammoniac de 9 % par rapport à 1990, soit une baisse de près de 4'800 t N	Feuille fédérale (2002)	Réduction de 20 % en 2000 déjà
<b>Azote: objectifs liés aux effets à atteindre / immissions</b>		
Charge en NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> réduite de 5 mg/l dans les relevés des eaux souterraines et des eaux de source, sélectionnés et représentatifs	OFAG (1999)	Recul de 3–4 mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /l jusqu'en 2002/03
Dans 90 % des relevés d'eau potable dont les bassins hydrologiques sont situés dans des zones agricoles, la teneur de l'eau en nitrates est inférieure à 40 mg/l	Feuille fédérale (2002)	L'objectif était atteint en 2002/03
<b>Phosphore: objectif relevant de la mise en œuvre / émissions</b>		
Réduction de 50 % de l'excédent du bilan national des entrants et sortants	OFAG (1999), Feuille fédérale (2002)	L'objectif a été atteint en 1996, réduction de 65 % en 2002
<b>Phosphore: objectif lié aux effets à atteindre / immissions</b>		
Réduction de 50 % de la charge des eaux de surface en phosphore provenant de l'agriculture	OFAG (1999)	Réduction de seulement 10 à 30 % maximum

OFAG, 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme, Konzeptbericht. Berne, Office fédéral de l'agriculture.

Feuille fédérale, 2002. Message concernant l'évolution future de la politique agricole (Politique agricole 2007). Chancellerie fédérale, FF V (02.046), 4395–4682.

L'objectif de réduction de 5 mg/l sera vraisemblablement manqué de peu. En revanche, on est parvenu à ce que 90 % des captages d'eau potable affichent des teneurs en nitrates inférieures à 40 mg/l. Toutefois, le fait que des captages fortement pollués par les nitrates aient été mis hors service pendant la période d'étude a également permis d'atteindre cet objectif.

## Phosphore

Le développement dans le temps des excédents de phosphore provenant de l'agriculture suisse a été étudié à l'aide d'un bilan des entrants/sortants. Entre 1980 et 2002, l'excédent a diminué d'environ de 23'000 t, ce qui est principalement dû à la réduction de l'utilisation des engrais minéraux et à la diminution des importations fourragères. L'objectif d'une réduction de l'excédent de P autour de 9'400 t était déjà atteint en 1996 (tab. 1). Bien que les bilans de P de 97 % des exploitations agricoles suisses soient censés être équilibrés, il y a toujours actuellement un excédent annuel de P d'à peu près 6'000 t.

La qualité des eaux superficielles par rapport au phosphore s'est nettement améliorée ces dernières décennies, en particulier dans les grands lacs. Cette évolution est en premier lieu due au raccordement d'une grande partie des ménages et des industries aux stations d'épuration, à l'amélioration des performances d'épuration des dites stations d'épuration et à l'interdiction d'utilisation des phosphates dans les lessives. Il est difficile de déterminer la part de l'agriculture dans cette évolution satisfaisante. La charge de P des eaux superficielles est principalement due à l'érosion (avant tout des terres assolées) et au ruissellement de particules de P solubles (avant tout des herbages). Dans l'étude régionale de Frienisberg (canton de Berne), nous estimons que le recul de l'érosion – et donc de l'apport de P particulaire – en raison de l'augmentation des procédés de travail du sol sans labour et de

l'augmentation des cultures dérobées, est de 15 à 30 %. Dans l'étude régionale du ruisseau du Lippenrüti (bassin hydrologique du lac de Sempach, canton de Lucerne), nous avons observé de nets efforts de la part des agriculteurs dans l'affouragement (fourrages à teneur de P réduite) et dans l'épandage du lisier (chapitre 13, tab. 1) et, de ce fait, une légère amélioration de la qualité de l'eau. Toutefois, la couche supérieure du sol est tellement saturée en phosphore que, lors de précipitations, ce dernier peut se dissoudre et ruisseler. Dans ces circonstances, l'amélioration des pratiques agricoles ne peut se faire sentir (ou alors seulement avec une forte latence) sur l'importance du ruissellement de P. Dans l'ensemble, nous estimons que la charge de P des eaux superficielles provenant de l'agriculture a diminué depuis 1990–1992 de 10 à maximum 30 %.

### **Efficacité des mesures des PER et recommandations**

Nous considérons que l'exigence d'un bilan de fumure équilibré dans l'exploitation représente un aspect central de la réduction des excédents d'éléments nutritifs. Les scénarios établis montrent que cette mesure a contribué à une réduction de 5–20 % de la lixiviation des nitrates pour des rendements largement équivalents dans les grandes cultures. Elle a sans aucun doute contribué à ce que les agriculteurs utilisent les engrais de ferme et les engrais minéraux de manière plus réfléchie. C'est pourquoi tout semble indiquer qu'il faille conserver cet instrument pour garantir les améliorations acquises et s'approcher un peu plus des objectifs environnementaux qui n'ont pas encore été atteints (bilan national d'azote, recul de la lixiviation des nitrates et pertes de phosphore). Le bilan de fumure contient différents seuils de tolérance, comme le seuil de tolérance de +10 % pour le solde ou les autres seuils de tolérance pour les pertes de crèches et le bilan du fourrage de base. Ces seuils doivent être vérifiés, car il faut empêcher que les exploitations agricoles les utilisent au maximum chaque année. Ces seuils de tolérance sont probablement la principale explication de l'écart entre les bilans de phosphore équilibrés en valeur nominale dans les exploitations et l'excédent national de 6'000 t P par an. Néanmoins, l'exigence d'un bilan de fumure équilibré dans les exploitations ne suffira pas, à elle seule, à atteindre tous les objectifs environnementaux dans les domaines de l'azote et du phosphore. Des mesures supplémentaires, plus poussées, sont également nécessaires pour augmenter l'efficacité sur le plan de la gestion des éléments nutritifs.

Les mesures de protection du sol se sont également avérées efficaces. A partir des scénarios calculés, nous estimons qu'outre le bilan de fumure équilibré, elles ont, elles aussi, contribué à réduire la lixiviation des nitrates d'environ 10 %. Mais ces mesures contribuent avant tout à limiter l'érosion. L'état de la couverture végétale du sol en hiver, tel qu'il a été obtenu grâce à l'indice de protection des sols, doit être préservé. Si le nouveau règlement technique simplifié de protection du sol dans les PER, en vigueur depuis 2004, devait conduire à une multiplication des jachères nues, à une diminution des cultures dérobées et des prairies temporaires en hiver et de ce fait à une réduction des semis sous mulch, ainsi qu'à une augmentation de l'érosion du sol, il faudrait réintroduire l'indice de protection des sols.

Les teneurs des sols en phosphore sont trop élevées sur de nombreux sites. Ces sites ne peuvent atteindre un niveau d'approvisionnement en phosphore plus respectueux de l'environnement que si la fumure tient compte des résultats des analyses de sol.

Les problèmes régionaux se situent surtout dans les zones de grandes cultures (lixiviation des nitrates) et dans les régions où l'on observe une forte concentration des animaux sur une petite surface (émissions d'ammoniac, eutrophisation des sols et des eaux liée au phosphore). La mise en place de projets supplémentaires selon l'art. 62a de la Loi sur la protection des eaux peut apporter des améliorations dans ces régions. Il faut néanmoins veiller à trouver des solutions durables, qui permettent, d'une part, d'améliorer l'état de l'environnement à long terme et qui soient, d'autre part, socialement tolérables et économiquement efficaces.

## Summary

### Evaluation of Environmental Measures – Nitrogen and Phosphorous

The Swiss Federal Government introduced environmental direct payments in 1993. Since 1999 direct payments have been conditional on farms producing Proof of Ecological Performance (PEP). Today 97 % of the utilised agricultural area are managed according to PEP rules.

The most important PEP measures affecting nitrogen and phosphorous flows are overall farm nutrient budgets, which have to be balanced, and the implementation of suitable measures for soil conservation. Further PEP requirements (diverse crop rotation, minimum percentage of ecological compensation areas, welfare-promoting livestock husbandry) can also be influential, but tend to be of secondary importance to N and P losses.

The PEP is designed to achieve various environmental goals (Tab. 1). By 2005 excess national nitrogen and phosphorous levels must be reduced by 33 and 50 % compared with 1990–92, the nitrate content in groundwater cut by 5 mg/l and the phosphorous pollution of surface waters by agriculture halved.

The achievement of these goals was checked by means of evaluation projects. These were launched in the mid 90's and comprised national monitoring components (national N and P balances, the «National Network for the Observation of Groundwater Quality» NAQUA, the «National Long-Term Surveillance of Swiss Rivers» NADUF, as well as two case studies each on nitrogen (N) and phosphorous (P) in which cause-effect relationships were investigated. Extensive measurement and monitoring schemes were implemented and evaluated. Simulation models and scenario calculations were also used.

## Nitrogen

The chronological trend in excess N levels in Swiss agriculture was investigated using the input-output inventory. Between 1980 and 2002 the excess was down 38'000 t N, attributable in particular to lower feedstuff imports, to the reduction in atmospheric N deposition and to the decline in mineral fertilizer use. However no further reduction has been recorded since 1997. It is therefore unlikely that the goal of a 43'000 t N reduction in excess N will be achieved between 1990–92 and 2005; by 2004 the reduction was only roughly 16'000 t N (Tab. 1).

Ammonia emissions are the most significant N loss path, the bulk of losses occurring in conjunction with animal husbandry and farmyard manure management. Between 1990 and 2000 ammonia emissions from agriculture fell from 51'700 to 41'300 t N, already exceeding the reduction target. Between 1990 and 2002 emissions of nitrous gas also dropped from 9'240 to 8'290 t N<sub>2</sub>O. Reduced ammonia and nitrous oxide emissions are due to a decline in mineral fertilizer use since 1993 as well as a reduction in the cattle population, and hence the resultant farmyard manure, since 1990. A further reduction in gaseous N emissions would have to start mainly with the cattle population (reduced livestock numbers and/or increased efficiency in farmyard manure management).

Between 1990–92 and 2002–03 the nitrate content of drinking water in catchment areas under agricultural land use fell by approx. 3 to 4 mg/l NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. The target of a 5 mg/l reduction will probably just be missed. On the other hand, 90 % of drinking water catchments achieved nitrate levels of under 40 mg/l. However the withdrawal from service of heavily nitrate-polluted catchments contributed to the achievement of this goal.

**Table 1. Environmental goals with respect to nitrogen and phosphorous to be achieved by 2005 (baseline 1990–92), and degree of goal attainment**

<b>Nitrogen: implementational goals / emissions</b>	<b>Reference</b>	<b>Goal attainment</b>
33 % reduction of excess nitrogen in national input/output inventory	BLW (1999)	Reduction only approx. 15 % by 2004
9 % reduction in ammonia emissions compared with 1990, i.e. a reduction of around 4'800 t N	Federal Chancellery (2002)	20 % reduction already achieved in 2000
<b>Nitrogen: operational goals / immissions</b>		
5 mg/l cut in NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -pollution of selected, altogether representative ground- and spring-water wells	BLW (1999)	Reduction of 3–4 mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /l by 2002/03
Nitrate content less than 40 mg/l in 90 % of the drinking water wells fed by areas used for agriculture	Federal Chancellery (2002)	Goal attained 2002/03
<b>Phosphorous: implementational goals / emissions</b>		
50 % reduction of excess phosphorous in national input/output inventory	BLW (1999), Federal Chancellery (2002)	Goal attained 1996, 2002 65 % reduction
<b>Phosphorous: operational goal / immissions</b>		
50 % reduction in agriculturally caused P pollution of surface waters	BLW (1999)	Reduction only 10 to 30 % at the most

BLW, 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme, Konzeptbericht. Bern, Swiss Federal Office for Agriculture.

Federal Chancellery, 2002. Botschaft zur Weiterentwicklung der Agrarpolitik (Agrarpolitik 2007). Federal Chancellery, BBL V (02.046), 4721–5010.

## Phosphorous

The chronological trend in excess P levels in Swiss agriculture was studied using the input-output inventory. Between 1980 and 2002 the excess was down 23'000 t P, attributable in particular to reduced mineral fertilizer use and lower feedstuff imports. The target of a 9'400 t P reduction in excess P levels was reached back in 1996 (Tab. 1). Although the P budgets of PEP and organic farms should actually be balanced, the annual excess P level is currently around 6'000 t P.

The quality of surface waters with regard to phosphorous – particularly in the major lakes – has improved significantly over past decades. This trend is due primarily to the connection of a large proportion of households and industry to wastewater treatment plants, improved purification performance by treatment plants, and the banning of detergents containing phosphates. Agriculture's share in this encouraging development is difficult to assess. Phosphorous pollution of surface waters is brought about mainly by erosion (chiefly from arable land) and run-off of dissolved phosphorous (chiefly from grassland). In the case study region of Frienisberg (Canton BE) we estimate erosion reduction – and hence the input of particular bound phosphorous – at between 15 and 30 %, owing to the increase in conservational soil tillage methods and the increased cultivation of catch crops. In the case study region of Lippenrütibach (lake Sempach catchment area, Canton LU) we noted significant efforts by farmers with feeding (feedstuff with reduced P-content) and slurry spreading (Chapter 13, Tab. 1), and accordingly a slight improvement in water quality. However so much phosphorous is concentrated in the topsoil that during precipitation phosphorus can be dissolved and eluviated. Under such circumstances improved agricultural practice has no effect on the amount of P eluviated (or only after a considerable time lag). Altogether we estimate that since 1990–92 the P pollution of surface waters from agriculture has decreased by between 10 and a maximum of 30 %.



## Effectiveness of PEP measures and recommendations

We judge the requirement for a balanced farm nutrient budget as central to the reduction of excess nutrient levels. Scenario calculations show that in arable farming it has led to a reduction of 5–20 % in nitrate leaching whereas yields remained largely the same. It has certainly led to a greater awareness in the handling of farmyard and mineral fertilizers by farmers. It would therefore seem natural to retain this tool in order to safeguard the improvements achieved and progress towards the environmental goals still to be reached (national N balance, reduction of nitrate leaching and of P discharges). The farm nutrient budget comprises various tolerances, for example +10 % tolerance of the overall balance or further tolerances to account for crib losses and forage crops. These tolerances should be reviewed, and it is important to prevent them being fully utilised by farms every year. These tolerances are probably the most important explanation of the discrepancy between nominally balanced P farm budgets and the national P excess of 6'000 t P per year. However, the requirement for a balanced farm budget alone will not suffice to achieve all the environmental goals with respect to nitrogen and phosphorous. Additional measures are required to improve the efficiency of nutrient management.

The measures for soil conservation have equally proved effective. Based on scenario calculations we estimate that in addition to individual farm nutrient budgets they have effected a further reduction of up to 10 % in nitrate leaching. However these measures contribute mainly to erosion reduction. The state of ground cover in winter, as achieved by the soil conservation index, must be retained. Should the simplified technical regulation of soil conservation in the PEP applicable since 2004 again lead to more bare fallow land and fewer catch crops and temporary leys in winter, and hence to less mulch seeding and increased soil erosion, the soil conservation index would have to be reintroduced.

In many places the P levels in soil are excessive. Only if the results of soil analysis are taken into account during fertilizer application can such sites be returned to an environmentally friendlier P supply stage.

Regional problems exist chiefly in arable areas (nitrate leaching) and in regions with high animal concentrations in a small area (ammonia emissions, P eutrophication of soil and the aquatic environment). The implementation of additional projects under Art. 62a of the Water Protection Act can effect improvements in these regions. However care must be taken to find sustainable solutions which on the one hand will improve the environmental situation in the long term, but on the other will also be socially compatible and economically efficient.



# 1 Einleitung

Felix Herzog

Der ökologische Leistungsnachweis (ÖLN) durch die Landwirtschaftsbetriebe ist die Voraussetzung für den Bezug von Direktzahlungen. Mit dem ÖLN sollen mehrere Umweltziele erreicht werden: Im Vergleich zu 1990–92 sind bis 2005 die Überschüsse der nationalen Stickstoff- und Phosphorbilanzen um 33 bzw. 50% zu reduzieren, die Nitratgehalte im Grundwasser sind um 5 mg/l zu senken und die Phosphorbelastung der Oberflächengewässer durch die Landwirtschaft sind zu halbieren. Das Erreichen dieser Ziele wird mittels Evaluationsprojekten überprüft.

Die Intensivierung und fortschreitende Mechanisierung der landwirtschaftlichen Produktion seit den 1950er Jahren führte zu einer massiven Steigerung von Produktion und Produktivität der Landwirtschaft. Dies erlaubte eine sichere Versorgung der Bevölkerung mit Nahrungsmitteln zu – im Vergleich mit anderen Konsumgütern – immer tieferen Preisen. Dieser Fortschritt hatte jedoch auch negative Auswirkungen: Die Ausgaben der öffentlichen Hand für die Unterstützung des Landwirtschaftssektors stiegen; gleichzeitig wurde die Umwelt zunehmend belastet.

Mitte der 1980er Jahre setzte deshalb ein Prozess der Neuorientierung der Agrarpolitik ein. 1993 führte der Bund ökologische Direktzahlungen ein (Bundesblatt 1992) und schuf Anreize zur Integrierten Produktion (IP). Parallel dazu gewann der biologische Landbau an Bedeutung. Mit der Volksabstimmung von 1996 über den Landwirtschaftsartikel der Verfassung wurde der ökologische Leistungsnachweis (ÖLN) in der Bundesverfassung verankert. Im revidierten Landwirtschaftsgesetz (Bundesversammlung 1998) wurde die Erbringung des ÖLN für alle Betriebe zur Voraussetzung für jegliche (nicht nur ökologische) Direktzahlungen (Bundesrat 1998a). Die Beteiligung der Landwirte an den Programmen nahm laufend zu, so dass heute 97 % der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche der Schweiz nach den Regeln des ÖLN bzw. biologisch bewirtschaftet werden (Abb. 1). Die verbleibenden drei Prozent sind mehrheitlich aus formalen Gründen (z.B. Besitz- und Einkommensverhältnisse) vom Bezug von Direktzahlungen ausgeschlossen und dementsprechend auch nicht verpflichtet, den ÖLN zu erbringen.

## Agrarökologische Ziele

Der ÖLN soll u.a. dazu beitragen, die Belastung der Gewässer mit Stickstoff und Phosphor aus der Landwirtschaft zu verringern. 1995 wurden entsprechende Umsetzungs- und Wirkungsziele formuliert (BLW 1999, Forni *et al.* 1999). Mit der Revision der Agrarpolitik

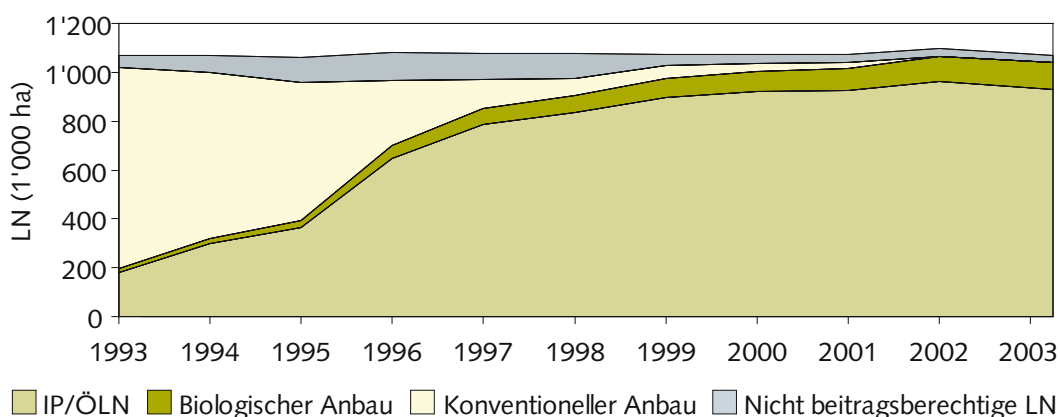


Abbildung 1: Entwicklung der nach den Richtlinien der Integrierten Produktion (IP) bzw. des ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN, seit 1999) und des biologischen Landbaus bewirtschafteten landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) (Quelle: BLW 2004).

Felix Herzog,  
Agroscope  
FAL Reckenholz,  
Reckenholzstr. 191,  
CH-8046 Zürich

(AP 07) wurden weitere Ziele festgelegt und zusätzlich auch Vorgaben zur Luftqualität gemacht (Bundesblatt 2002). Diese Umweltziele sollen bis 2005 erreicht werden, als Basis wurden meist die Jahre 1990–92 vor der Einführung von ökologischen Direktzahlungen gewählt. Zusätzliche Ziele ergeben sich durch internationale Verpflichtungen, welche die Schweiz eingegangen ist. Tabelle 1 gibt eine Übersicht der Ziele in den Bereichen Stickstoff und Phosphor.

Die ersten beiden Ziele zu Stickstoff entsprechen sich weitgehend; die Differenz zwischen angestrebtem Bilanzüberschuss und Verlustpotenzial entspricht im Wesentlichen dem nicht umweltrelevanten elementaren Luftstickstoff, der durch die Denitrifikation gebildet wird, und einer eventuellen Anreicherung im Stickstoffpool des Bodens. Die Abschätzung des N-Verlustpotenzials war allerdings nicht Teil des Evaluationsauftrags. Das Erreichen dieses Ziels kann deshalb aufgrund der laufenden Projekte nicht überprüft werden. Die angestrebte Reduktion der Ammoniak-Emissionen ist als Zwischenziel von den Verpflichtungen der Schweiz im Rahmen der UN/ECE-Konvention abgeleitet (UN/ECE 1979, 1999).

**Tabelle 1. Umweltziele zu Stickstoff und Phosphor**

Ziel	Basis	Zielwert	Referenz	Kapitel
<b>Stickstoff: Umsetzungsziele / Emissionen</b>				
Reduktion des Überschusses der nationalen Input-Output-Bilanz um 33 %	129'000 t N 1990-92	86'000 t N 2005	BLW (1999)	3
Verlustpotenzial 74'000 t N/Jahr, entspricht einer Reduktion von ca. 22'000 t N/Jahr (ca. 23 %) gegenüber 1994	96'000 t N 1994	74'000 t N 2005	Bundesblatt (2002)	<sup>1)</sup>
Reduktion der Ammoniakemissionen um 9 % gegenüber 1990, d.h. eine Verringerung um rund 4'800 t N	53'500 t N 1990	48'700 t N 2005	Bundesblatt (2002)	7 <sup>1)</sup>
<b>Stickstoff: Wirkungsziele / Immissionen</b>				
Um 5 mg/l gesunkene NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -Belastung ausgewählter, insgesamt repräsentativer Grund- und Quellwasserfassungen	1990-92	2005	BLW (1999)	4, 5
Nitratgehalte von Wasser liegen in 90 % der Trinkwasserfassungen, deren Zuströmbereiche von der Landwirtschaft genutzt werden, unter 40 mg/l		2005	Bundesblatt (2002)	4, 5 <sup>1)</sup>
<b>Phosphor: Umsetzungsziele / Emissionen</b>				
Reduktion des Überschusses der nationalen Input/Output-Bilanz um 50%	20'000 t P 1990-92	10'000 t P 2005	BLW (1999), Bundesblatt (2002)	11
<b>Phosphor: Wirkungsziel / Immissionen</b>				
Reduktion der durch die Landwirtschaft verursachten P-Belastung der Oberflächengewässer um 50 %	1990-92	2005	BLW (1999)	12, 13, 14

<sup>1)</sup> Die Überprüfung der Erreichung dieses Ziels war nicht Teil des Evaluationsauftrags

## Agrarökologische Massnahmen

Der ÖLN umfasst ein Bündel von Massnahmen (Bundesrat 1998a), von denen einige explizit auf die Reduktion der Stoffausträge aus der Landwirtschaft abzielen:

- Ausgeglichene Nährstoffbilanz: Die gesamtbetrieblichen Stickstoff- und Phosphorbilanzen dürfen einen Fehlerbereich von höchstens +10 % aufweisen. Durch diese Vorgabe werden der Nährstoffanfall aus der Tierhaltung sowie die Nährstoffzufuhr durch betriebsfremde Dünger und Futtermittel beschränkt.
- Geeigneter Bodenschutz: Durch vermehrte Bodenbedeckung wird angestrebt, Erosion und Stoffaustrag zu reduzieren.  
Auch andere Massnahmen des ÖLN können die Nährstoffkreisläufe beeinflussen:
- Geregelter Fruchtfolge: Eine optimierte Wahl und Abfolge der Kulturen kann dazu beitragen, Erosion und Stoffausträge möglichst zu vermeiden.
- Angemessener Anteil ökologischer Ausgleichsflächen (7 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche des Betriebes bzw. 3,5 % bei Intensivkulturen): Mit diesen Flächen soll in erster Linie die Biodiversität gefördert werden. Da sie aber nicht oder kaum gedüngt werden dürfen, können sie ebenfalls zu einer Reduktion der Stoffausträge beitragen.
- Tiergerechte Haltung für Nutztiere: Damit werden Ziele im Bereich des Tierwohls verfolgt. Allerdings hat die Haltungsform auch einen – nicht a priori positiven – Einfluss auf die Stoffverluste aus den Hofdüngern.

## Auftrag und Projektstruktur der Evaluation

Mitte der 1990er Jahre lancierte das Bundesamt für Landwirtschaft (BLW) mit Unterstützung des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) Evaluationsprojekte, um die Wirkung der Ökomassnahmen zu überprüfen (Bötsch 1998, BLW 1999, Forni *et al.* 1999). Der Auftrag der Evaluation war eine Wirkungskontrolle der Direktzahlungsverordnung DZV (Bundesrat 1998a). Es handelt sich nicht um eine umfassende Politikevaluation, etwa im Sinne von Bussmann *et al.* (1997). Der Schwerpunkt wurde vom Auftraggeber vielmehr auf die Umsetzungs- und Wirkungskontrolle gelegt (BLW 1999). Dementsprechend fehlen Informationen zur Umsetzung der DZV durch die Verwaltung (Zusammenspiel zwischen Bund und Kantonen) und durch die Praxis (Zusammenspiel zwischen Kantonen, landwirtschaftlicher Beratung, Bauern, Kontrollen). Unser Auftrag war es, die Wirkungen des ökologischen Leistungsnachweises, so wie er in der Realität umgesetzt wird, auf die Emissionen und Immissionen von Stickstoff und Phosphor zu erfassen.

Seit 1998 ist die periodische Evaluation der ökologischen Leistungen der Landwirtschaftsbetriebe und der Auswirkungen auf die natürlichen Lebensgrundlagen in der Nachhaltigkeitsverordnung verankert (Bundesrat 1998b). Ebenfalls evaluiert wurden und werden die Bereiche Biodiversität (Herzog und Walter 2005), Pflanzenschutzmittel, Tierwohl und Wirtschaftlichkeit.

Das BLW ist verantwortlich für die Erfassung der landwirtschaftlichen Betriebe, die sich an den ökologischen Bundesprogrammen wie der Integrierten Produktion (bis 1998) beziehungsweise des ÖLN beteiligen. Die Wirkungskontrolle dieser Programme wurde unter der Projektleitung der FAL durchgeführt. Je nach Projekt wurden Partnerschaften mit der Abteilung Gewässerschutz des BUWAL, der Dienststelle für Umwelt und Energie des Kantons Luzern, der Eidgenössischen Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG) und dem Institut für Terrestrische Ökologie (ITÖ) der ETHZ aufgebaut. Auch die Schweizerische Hochschule für Landwirtschaft (SHL) leistete einen Beitrag zu diesem Bericht.

Das Evaluationsprojekt besteht aus folgenden Teilprojekten (Abb. 2):

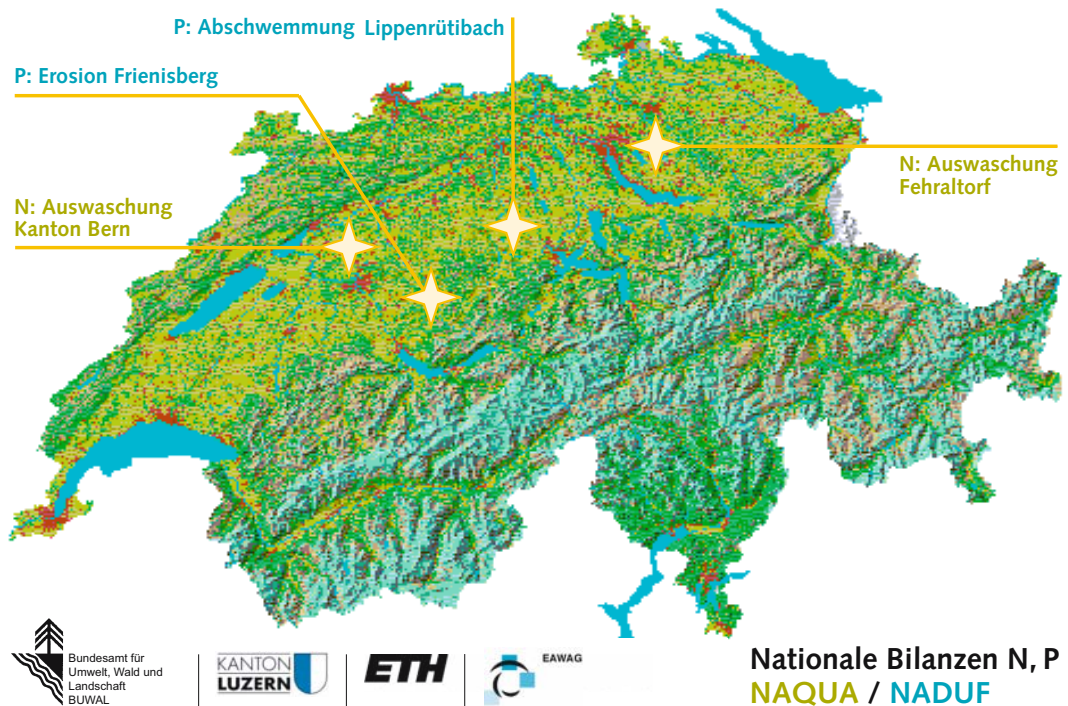
- Drei Monitoringprojekte auf nationaler Ebene (Nationales Netz zur Qualitätsbeobachtung

des Grundwassers NAQUA, Nationale Daueruntersuchung der schweizerischen Fließgewässer NADUF, nationale N- und P-Bilanzen).

- Zwei Fallstudien zur Stickstoffauswaschung ins Grundwasser in jeweils unterschiedlichen Regionen und auf verschiedenen räumlichen Skalen (Kanton Bern, Einzugsgebiet Fehraltorf ZH).
- Zwei Fallstudien zu Phosphoreinträgen in Oberflächengewässer (Abschwemmung von gelöstem Phosphor von Grasland, Lippenrütibach LU; Verluste von partikulärem Phosphor durch Erosion von Ackerland, Frienisberg BE).

In diesen Bericht fließen ausserdem Ergebnisse von Modellrechnungen auf nationaler Ebene für Ammoniak und Lachgas ein, welche ursprünglich nicht Teil des Evaluationsprojektes waren.

Abbildung 2:  
Struktur der  
Evaluationsprojekte  
für die Bereiche  
Stickstoff und  
Phosphor.



Die Evaluation ist von der Kontrolle der Umsetzung und der Einhaltung der Vorschriften auf den landwirtschaftlichen Betrieben zu unterscheiden. Dies war nicht Teil des Auftrags, vielmehr werden solche Kontrollen durch die Kantone unter Aufsicht des Bundes durchgeführt.

### Aussagekraft und Grenzen der Evaluation

Das Evaluationsprojekt und seine Teilprojekte sahen sich mit folgenden grundlegenden Schwierigkeiten konfrontiert:

- Als 1995 der Evaluationsauftrag erteilt wurde, wurde bereits ein beträchtlicher Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche nach den Regeln der Ökomassnahmen bzw. von IP bewirtschaftet (Abb. 1). Somit konnte in den Fallstudiengebieten der Ausgangszustand nicht erhoben werden.
- Die einzelnen Massnahmen des ÖLN überlagern sich in ihrer Wirkung. Manchmal wirken sie aber auch gegensätzlich im Sinne von Zielkonflikten. Es ist methodisch äusserst anspruchsvoll, die Wirkung der einzelnen Massnahmen abzuschätzen. Solche Untersuchungen können deshalb nur in Fallstudiengebieten durchgeführt werden. Zwar können dann Aussagen über die Mechanismen getroffen werden, die Fallstudiengebiete sind jedoch nicht unbedingt repräsentativ für die Schweiz.

- Da schon relativ früh abzusehen war, dass die Ökomassnahmen in besonders belasteten Gebieten allein nicht ausreichen würden, um die Gewässerbelastungen durch Phosphor und Stickstoff auf ein umweltverträgliches Mass zu reduzieren, wurden zusätzlich regionale oder kantonale Programme lanciert (z.B. Projekte nach Gewässerschutzgesetz Art. 62a, Direktsaatprogramm Kt. Bern). Solche Massnahmen überlagern zum Teil die Effekte des ÖLN.
- Es gibt zusätzliche Massnahmen wie den biologischen Landbau, den extensiven Anbau von Getreide und Raps (EXTENSO), welche einen Einfluss auf die Stoffflüsse haben, deren Wirkung jedoch nicht evaluiert wurde.
- Die Wahl der Kulturen und der Grad der Intensität der Bewirtschaftung werden auch von anderen Faktoren wie Preis-Kosten-Relationen, Strukturwandel, biologisch-technischer Fortschritt, Änderungen bei den «Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau» (GRUDAF) und bei der «Suisse-Bilanz» beeinflusst, die ihrerseits ebenfalls auf die Stoffflüsse wirken.
- In der Natur werden die Wirkungen der Bewirtschaftungsmassnahmen von den jährlichen klimatischen Schwankungen überlagert. Ausserdem reagieren die natürlichen Systeme zeitlich verzögert (z.B. Speicherung von Nährstoffen im Boden).
- Für die Evaluation des Nitratgehalts im Grundwasser werden mehrheitlich Trinkwasserfassungen beobachtet. Deren Nitratgehalt wird jedoch durch zahlreiche Faktoren beeinflusst, die ausserhalb des ÖLN liegen: Ausscheidung von Nitratschutzzonen und intensivierte Beratungstätigkeit, spezielle Programme zur Förderung der Bodendeckung im Winter, Aufkauf kritischer Parzellen durch Gemeinden bzw. Wasserversorgungen mit anschliessender Umwandlung von Ackerland zu Grünland usw. Zudem wurden zahlreiche Fassungen stillgelegt, deren Nitratgehalte den Trinkwassertoleranzwert von 40 mg/l überschritten.

Um den oben genannten Schwierigkeiten zu begegnen, wurde versucht, den Ausgangszustand zumindest in Fallstudiengebieten zu rekonstruieren und die Wirkung einzelner Massnahmen mit Modellen abzuschätzen. Dies erlaubte eine zumindest annäherungsweise Beantwortung der Frage nach der Zielerreichung. Allerdings können nur weitere, langfristig angesetzte Untersuchungen diese Modellergebnisse erhärten.

Der vorliegende Bericht gibt den aktuellen Kenntnisstand wieder. Dieser basiert auf Messungen und Erhebungen bis Ende 2004. Der Bericht gliedert sich in die Bereiche Stickstoff und Phosphor. Die einzelnen Kapitel berichten über die Ergebnisse der Teilprojekte. Deren Ergebnisse werden im Fazit für Stickstoff (Kapitel 9) bzw. für Phosphor (Kapitel 15) zusammengefasst und kommentiert.

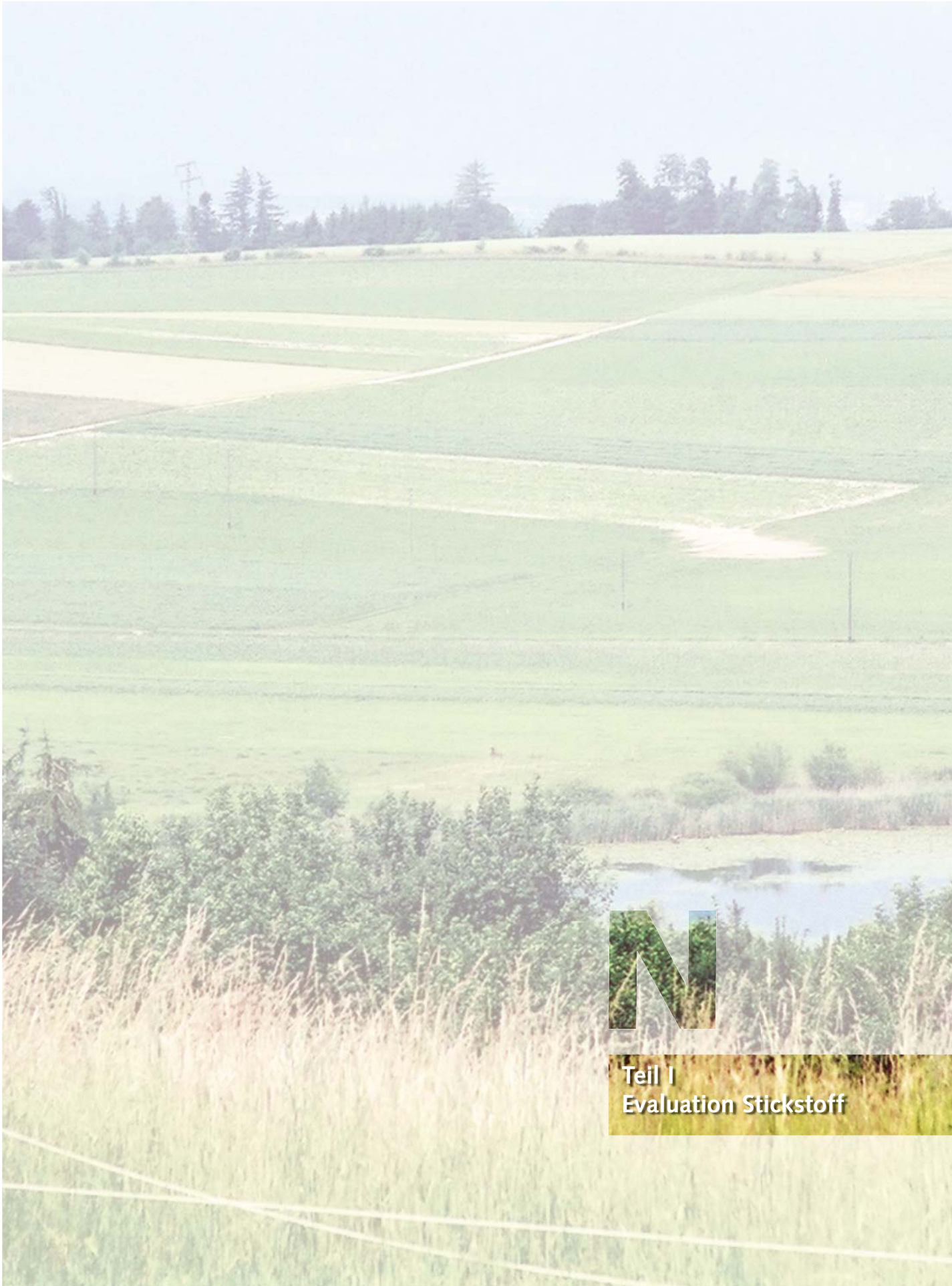
Über das Evaluationsprojekt wurde regelmässig Bericht erstattet. Die bisher entstandenen Publikationen sind im Anhang aufgeführt. Über zukünftige vertiefte Analysen informiert die Homepage der Agroscope FAL Reckenholz ([www.reckenholz.ch/Evalu-CH](http://www.reckenholz.ch/Evalu-CH)).

## Literatur

- BLW, 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme, Konzeptbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.
- BLW, 2004. Agrarbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.
- Bötsch M., 1998. Das Agrar-Umweltprogramm der Schweiz. Mainz, Landesanstalt für Pflanzenbau und Pflanzenschutz. Schriftenreihe 6, 25–43.
- Bundesblatt, 1992. Botschaft zur Änderung des Landwirtschaftsgesetzes vom 27. Januar 1992. Bundeskanzlei, BBL II (92.010), 1–132.
- Bundesblatt, 2002. Botschaft zur Weiterentwicklung der Agrarpolitik (Agrarpolitik 2007). Bundeskanzlei, BBL V (02.046), 4721–5010.
- Bundesrat, 1998a. Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft. SR 910.13.

- Bundesrat, 1998b. Verordnung über die Beurteilung der Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft. SR 919.118.
- Bundesversammlung, 1998. Bundesgesetz über die Landwirtschaft. SR 910.1.
- Busmann W., Klöti U. und Knoepfel P. (Hrsg.), 1997. Einführung in die Politikevaluation. Basel, Helbling & Lichtenhahn.
- Forni D., Gujer H.-U. und Nyffenegger L., 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme. Agrarforschung 6(3), 107–110.
- Herzog F. und Walter T. (Hrsg.), 2005. Evaluation der Ökomassnahmen – Bereich Biodiversität. Zürich, Schriftenreihe der FAL Nr. 56.
- UN/ECE, 1979. Convention on long-range transboundary air pollution. Geneva, United Nations Economic Commission for Europe. [http://www.unece.org/env/lrtap/lrtap\\_h1.htm](http://www.unece.org/env/lrtap/lrtap_h1.htm)
- UN/ECE, 1999. Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone. Geneva, United Nations Economic Commission for Europe. [http://www.unece.org/env/lrtap/multi\\_h1.htm](http://www.unece.org/env/lrtap/multi_h1.htm)





N

Teil I  
Evaluation Stickstoff

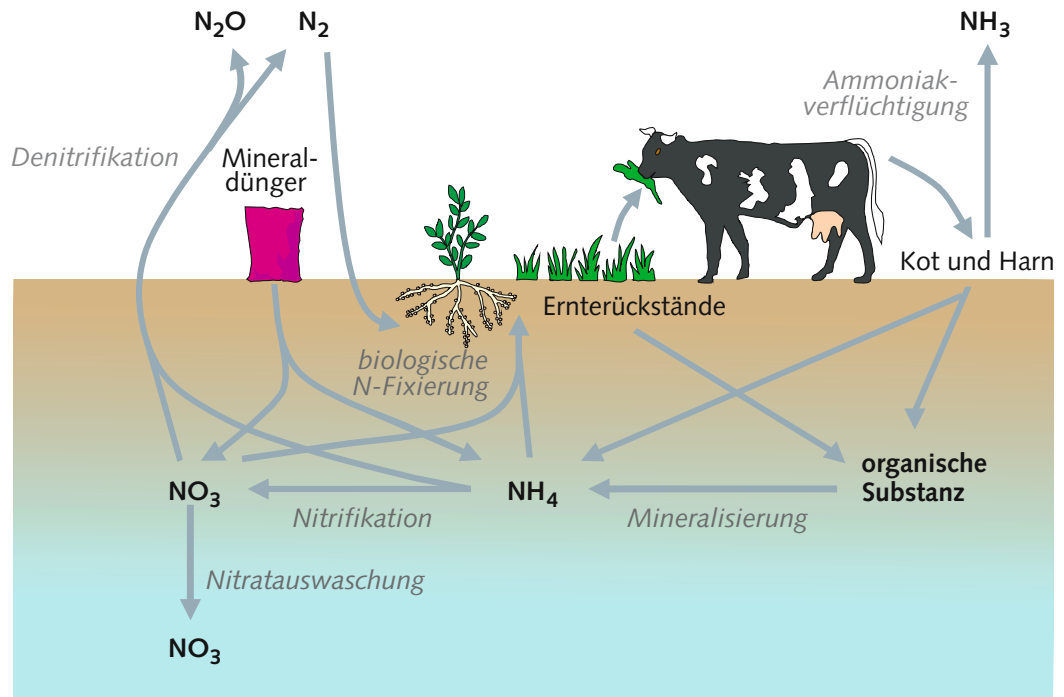


Abbildung 1:  
Der N-Kreislauf der  
Landwirtschaft.

## 2 Stickstoff in der Landwirtschaft

Ernst Spiess und Walter Richner

Stickstoff (N) ist in der landwirtschaftlichen Produktion von grosser Bedeutung und kommt im Nährstoffkreislauf in verschiedenen organischen und anorganischen Formen vor. Die Umsetzungsprozesse sind aber mit hohen Verlusten in die Gewässer und in die Luft verbunden, welche nur teilweise vermieden werden können. Die biologische N-Fixierung durch die Leguminosen und die Herstellung von Mineraldüngern haben entscheidend zur Produktionssteigerung beigetragen.

Ohne Stickstoff ist kein Leben möglich. Als Bestandteil der Proteine und anderer Verbindungen ist Stickstoff ein für Pflanzen und Tiere unentbehrlicher Nährstoff, der im landwirtschaftlichen Nährstoffkreislauf in grossen Mengen umgesetzt wird. Eine Besonderheit im N-Haushalt ist es, dass sowohl mineralische als auch organische N-Formen von grosser Bedeutung sind. Tiere nehmen Stickstoff in organischer Form) – hauptsächlich als Proteine – auf. Milch, Fleisch und Eier enthalten ebenfalls Stickstoff in Form von Proteinen. In den tierischen Exkrementen liegt Stickstoff dagegen zu einem grossen Teil als Harnstoff (beim Geflügel als Harnsäure) vor, welcher innerhalb weniger Tage zu Ammonium vergoren wird (Gisiger 1960). Der restliche Stickstoff wird von den Tieren über andere organische Verbindungen ausgeschieden. Die Pflanzen wiederum nehmen Stickstoff fast ausschliesslich in mineralischer Form auf (Ammonium und vor allem Nitrat). Deshalb muss der organische Stickstoff zuerst von Bodenmikroorganismen mineralisiert werden.

Einen wichtigen N-Pool für die Pflanzenernährung stellt der Boden dar. Landwirtschaftlich genutzte Böden enthalten in der durchwurzelten Bodenschicht zwischen 3'000 und 50'000 kg N/ha, wobei meist etwa 99 % in organischer Form gebunden sind, vor allem im Humus (Furrer und Stauffer 1986). Auch in den Ernterückständen liegt Stickstoff fast ausschliesslich in organischer Form vor. Neben dem mineralischen Stickstoff, der über die Mineral- und Hofdünger sowie die Deposition aus der Luft in den Boden gelangt, spielt deshalb der Bodenpool des organisch gebundenen Stickstoffs eine wichtige Rolle für die N-Versorgung

Ernst Spiess und  
Walter Richner,  
Agroscope  
FAL Reckenholz,  
Reckenholzstr. 191,  
CH-8046 Zürich

der Pflanzen. Die Mineralisierung des organischen Stickstoffs verläuft jedoch meist nicht parallel zum N-Bedarf der Pflanzen. In der Hauptwachstumszeit der landwirtschaftlichen Kulturen wird häufig zu wenig Stickstoff mineralisiert. Zudem konkurrieren die Pflanzen mit den Mikroorganismen um Stickstoff. Im Herbst übersteigt die Mineralisierung dagegen oft den Pflanzenbedarf, so dass es zu hohen Gehalten an mineralischem Stickstoff kommen kann.

Ein weiteres besonders Merkmal von Stickstoff ist, dass der N-Kreislauf der Landwirtschaft (Abb. 1) mit hohen, schwer oder nicht vermeidbaren Verlusten verbunden ist. Im Stall, während der Hofdüngerlagerung und nach dem Ausbringen von Mist und Gülle sowie anderer ammoniumhaltiger Dünger kann sich Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) leicht verflüchtigen. Im Boden liegt der mineralische Stickstoff meist in Form von Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) vor, welches sehr mobil ist und vor allem im Winterhalbjahr leicht mit dem Sickerwasser ausgewaschen werden kann. In sauerstoffarmen Bodenzonen können Mikroorganismen Nitrat reduzieren. Dadurch entstehen molekularer Stickstoff ( $\text{N}_2$ ) und Lachgas ( $\text{N}_2\text{O}$ ), die sich verflüchtigen. Lachgas wird zudem auch bei der Nitrifikation – der Umwandlung von Ammonium zu Nitrat – gebildet.

Diese N-Emissionen in das Wasser und in die Luft führen zu verschiedenen Umweltproblemen: Ammoniak-Emissionen tragen zur Überdüngung von empfindlichen Ökosystemen (z.B. Wälder, Moore, Magerwiesen) bei, der Nitratgehalt im Trinkwasser liegt an vielen Orten über den numerischen Anforderungen der Gewässerschutz-Verordnung von  $25 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$ , und Lachgas ist am Treibhauseffekt und am Abbau der Ozonschicht in der Stratosphäre beteiligt.

Aufgrund der hohen Verluste ist der N-Kreislauf meist nicht geschlossen. Damit der landwirtschaftliche N-Haushalt dennoch im Gleichgewicht bleibt, sind hohe Einträge ins System notwendig. Zwei Eintragspfade, die nicht nur zur Erhaltung des Gleichgewichts beigetragen haben, sondern auch zur Erhöhung der N-Flüsse im Kreislauf und zur Steigerung des Leistungsniveaus in der Landwirtschaft, sind dabei von besonderer Bedeutung: die biologische N-Fixierung der Leguminosen und die Mineraldünger. Die biologische N-Fixierung erlangte in der Schweiz mit der Einführung und Verbreitung der Kunstwiesen (Klee-graswirtschaft) im 18. Jahrhundert eine grosse Bedeutung (Koblet 1965). Im 20. Jahrhundert verhalfen dann die Mineraldünger der Landwirtschaft zu einer gewaltigen Steigerung der Erträge im Pflanzenbau. Nachdem seit Mitte des 19. Jahrhunderts schon geringe Mengen mineralischer N-Dünger (Guano und Chilesalpeter) in die Schweiz eingeführt wurden (Brugger 1979), gelang 1913 mit dem Haber-Bosch-Verfahren der Durchbruch in der Mineraldüngerherstellung (Finck 1979). Stickstoffdünger konnten nun aus Luftstickstoff und Wasserstoff synthetisiert werden. Allerdings ist der damit verbundene Energieaufwand beträchtlich. Aus diesem Grund sind bei Stickstoff nicht – wie bei Phosphor – beschränkte Vorräte ein Problem, sondern der hohe Energieverbrauch bei der Ammoniaksynthese.

## Literatur

- Brugger H., 1979. Die schweizerische Landwirtschaft 1850–1914. Verlag Huber, Frauenfeld. 423 S.  
Finck A., 1979. Dünger und Düngung. Verlag Chemie, Weinheim und New York. 442 S.  
Furrer O.J. und Stauffer W., 1986. Stickstoff in der Landwirtschaft. gwa 66, 460–472.  
Gisiger L., 1960. Neue Erkenntnisse über die Bereitung der Gülle und ihre zweckmässige Aufbereitung. Schweiz. Landw. Monatshefte 38, 433–450.  
Koblet R., 1965. Der landwirtschaftliche Pflanzenbau. Birkhäuser Verlag, Basel und Stuttgart. 829 S.



### 3 Die Stickstoffbilanz der Schweiz

Ernst Spiess

Die zeitliche Entwicklung des Überschusses an Stickstoff (N) in der schweizerischen Landwirtschaft wurde mit Hilfe der Input-Output-Bilanz untersucht. Die Berechnungen für das Jahr 2002 ergaben bei einem Input von 158'000 t N und einem Output von 44'000 t N einen Überschuss von 114'000 t N. Zwischen 1980 und 2002 hat der Überschuss um 38'000 t N abgenommen, was insbesondere auf die geringeren Futtermittelimporte, die Abnahme bei der Deposition sowie den verminderten Mineraldüngereinsatz zurückzuführen ist. In den ersten Jahren nach der Einführung der ökologischen Direktzahlungen war die Reduktion überdurchschnittlich hoch. Zwischen 1997 und 2002 konnte dagegen keine weitere Abnahme verzeichnet werden. Daher dürfte das Ziel einer Verminderung des N-Überschusses um 43'000 t N zwischen 1990–92 und 2005 kaum erreicht werden. Bis 2002 betrug die Abnahme 14'000 t N, so dass erst ein Drittel des Zielwerts erreicht wurde.

Abbildung 1:  
Das Prinzip der  
Input-Output-Bilanz.



Die Berechnungen für die N-Bilanz wurden für die gesamte schweizerische Landwirtschaft (Pflanzenbau und Tierhaltung) durchgeführt, wobei die Landwirtschaft als eine Einheit, das heisst als ein einziger «landwirtschaftlicher Betrieb» betrachtet wurde. Die Bilanz wurde aufgrund des Nährstoff-Inputs in die Landwirtschaft und des Nährstoff-Outputs aus der Landwirtschaft erstellt (Input-Output-Bilanz; Abb. 1). Der Input umfasst die importierten Futtermittel, die Mineraldünger, die Recycling- und die übrigen Dünger (z.B. Klärschlamm, Kompost, Rübenkalk, Guano), das importierte Saatgut, die biologische N-Fixierung durch die Leguminosen sowie die N-Deposition aus der Luft. Der Output setzt sich aus den tierischen (z.B. Milch, Fleisch, Eier) und pflanzlichen Nahrungsmitteln (Brotgetreide, Speisekartoffeln etc.) sowie den anderen tierischen Produkten (z.B. Tierhäute, exportiertes Fleisch- und Fleischknochenmehl, in die «Para-Landwirtschaft» exportierte Hofdünger) zusammen. Die Bilanz, das heisst die Differenz zwischen Input und Output, ist meistens positiv (= Überschuss) und umfasst die Änderungen des Bodenvorrats (Zu- oder Abnahme des Nährstoffgehaltes im Boden) sowie die gesamten Verluste (z.B. Ammoniakverflüchtigung, Denitrifikation, Auswaschung, Abschwemmung, Erosion).

Die Nährstoffbilanzen wurden nach der von Spiess (1999) detailliert beschriebenen Methodik berechnet. Die Nährstoffmengen wurden in den meisten Fällen durch Multi-

Ernst Spiess,  
Agroscope  
FAL Reckenholz,  
Reckenholzstr. 191,  
CH-8046 Zürich

plikation der einzelnen Produktmengen mit dem Nährstoffgehalt berechnet. Die Mengenangaben stammten grösstenteils vom Schweizerischen Bauernverband (SBV 2004a und b). Die Nährstoffgehalte wurden vor allem den «Fütterungsempfehlungen und Nährwerttabellen für Wiederkäuer» (FAG 1994) entnommen.

## Genauigkeit der Berechnungen

Die Beurteilung der Genauigkeit der Ergebnisse ist nicht einfach, weil die verschiedenen Mengen und Nährstoffgehalte, die in die Berechnungen gingen, mit einem schwer abzuschätzenden Fehler behaftet sind. Bei einigen Input-Grössen wie den Mineraldüngern dürfte der angenommene Wert weniger als 5 % vom eigentlichen Wert abweichen. Dagegen ist die Berechnung der biologischen N-Fixierung oder der Deposition, die mengenmässig bedeutsam sind, mit wesentlich grösseren Unsicherheiten behaftet ( $\pm 10\text{--}30\%$ ). Der Fehler beim Endergebnis, das heisst beim Nährstoffüberschuss, dürfte jedoch geringer als  $\pm 20\%$  ausfallen. Für einzelne Bereiche wie die gesamte Tierhaltung oder die Rapsproduktion zeigte eine Kontrollrechnung, dass sich viele Fehler gegenseitig aufheben. Wird beispielsweise mit einer zu grossen Raufutterproduktion gerechnet, fällt infolge der Bilanzrechnung auch der Hofdüngeranfall höher aus, jedoch nicht der Nährstoffüberschuss.

Die Veränderung des Nährstoffüberschusses im Laufe der Jahre kann genauer geschätzt werden als die absolute Höhe des Überschusses in einem einzelnen Jahr, weil für die gesamte Untersuchungsperiode mit der gleichen Methode gerechnet wurde und allfällige Fehler systematisch erfolgt sind. Wurde z.B. die N-Deposition für 2002 zu hoch geschätzt, ist die Wahrscheinlichkeit gross, dass sie auch für die vorangegangenen Jahren überschätzt wurde.

	t N/Jahr	%
<b>Input</b>	158'028	100
Importierte Futtermittel	35'339	22
Mineraldünger	53'497	34
Recycling- und übrige Dünger	4'694	3
Importiertes Saatgut	145	0
N-Fixierung der Leguminosen	35'753	23
Deposition über die Luft	28'600	18
<b>Output</b>	43'534	27
Tierische Nahrungsmittel und andere tierische Produkte	33'811	21
Pflanzliche Nahrungsmittel	9'723	6
<b>Überschuss</b>	114'494	73

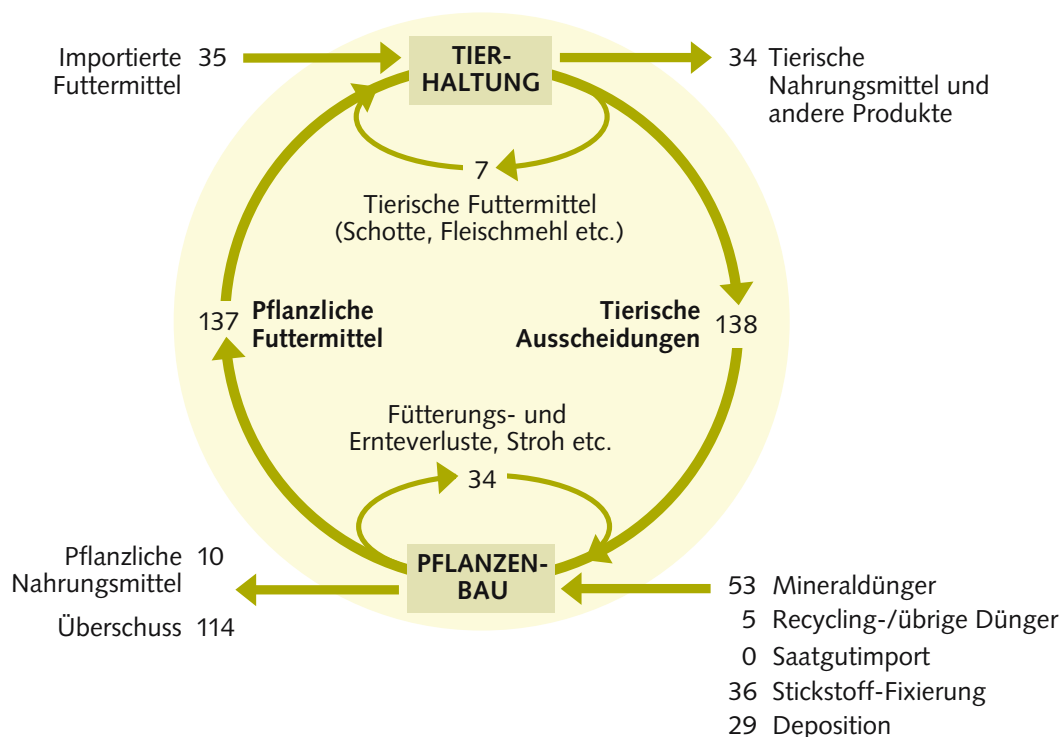
## N-Bilanz im Jahr 2002

Im Jahr 2002 gelangten rund 158'000 t N in die Landwirtschaft (Tab. 1). Die Mineraldünger wiesen mit 34 %, die N-Fixierung mit 23 % und die importierten Futtermittel mit 22 % die höchsten Anteile am gesamten Input auf. Der Anteil der Deposition aus der Luft lag bei 18 %, die Recycling- und die übrigen Dünger sowie das importierte Saatgut machten weniger als 5 % aus. Über den Output verliessen gegen 44'000 t N die Landwirtschaft, was etwa einem Viertel des Inputs entspricht. Die N-Menge in den tierischen Nahrungsmitteln und den anderen tierischen Produkten war dreimal höher als diejenige in den pflanzlichen Nahrungsmitteln. Der Überschuss betrug rund 114'000 t N. Bezogen auf die landwirtschaft-

liche Nutzfläche von 1'069'771 ha im Jahr 2002 machte dies 107 kg N/ha aus. Da eine starke Anreicherung von Stickstoff im Boden ausgeschlossen werden kann, muss angenommen werden, dass diese Menge grösstenteils der Landwirtschaft über die Ammoniakverflüchtigung, die Denitrifikation und die Nitrat auswaschung verloren ging.

Aus dem N-Kreislauf (Abb. 2) ist ersichtlich, dass die N-Mengen in den pflanzlichen Futtermitteln und in den tierischen Ausscheidungen 2002 praktisch gleich gross waren. Über die importierten Futtermittel gelangte etwas mehr Stickstoff in den Kreislauf, als über die tierischen Nahrungsmittel und die anderen tierischen Produkte exportiert wurde. Im Pflanzenbau überstiegen die Düngung (tierische Ausscheidungen, Mineral-, Recycling- und übrige Dünger), die Deposition und die N-Fixierung zusammen den Entzug durch die pflanzlichen Futter- und Nahrungsmittel um 79 %. Die N-Menge in den pflanzlichen Nahrungsmitteln war relativ gering. Der grösste Teil des Stickstoffs stammte hier vom Brotgetreide. Bei diesem gelangte im langjährigen Durchschnitt nur die Hälfte des Stickstoffs in den Körnern in die menschliche Ernährung. Die andere Hälfte wurde verfüttert (deklassiertes Brotgetreide und Müllereiabfälle wie Kleie).

Abbildung 2:  
N-Kreislauf der  
schweizerischen  
Landwirtschaft  
im Jahr 2002  
(in 1000 t N).



N-Mengen, die gesamthaft in der gleichen Grössenordnung wie diejenigen der biologischen N-Fixierung lagen, zirkulierten innerhalb der Landwirtschaft via Ernte- und Fütterungsverluste, Stroh sowie inländisches Saatgut. Von den 34'000 t N, die in diesen Produkten enthalten waren, gelangte der grösste Teil in organischer Form in den Boden. Die tierischen Futtermittel waren infolge des Fütterungsverbots für Fleisch- und Fleischknochenmehl mit rund 7'000 t N weniger bedeutend als in früheren Jahren.

### Entwicklung des N-Inputs und des N-Outputs zwischen 1975 und 2002

Beim Input erfuhr die N-Menge in den importierten Futtermitteln eine starke Abnahme. Mitte der neunziger Jahre war sie nur noch halb so hoch wie 20 Jahre zuvor, weil der gesamte Futterbedarf infolge der sinkenden Tierzahlen abgenommen hat und ausländisches durch inländisches Futtergetreide verdrängt wurde (Abb. 3). Seit 1996 stieg der Import jedoch wieder um 11'000 t N, was vor allem auf den vermehrten Import von Soja-

extraktionsschrot zurückzuführen ist, welches inländisches Tiermehl nach dem Fütterungsverbot ersetzt hat. Der Mineraldüngereinsatz verdoppelte sich zwischen 1975 und 1988 von 36'000 auf 69'000 t N, nahm aber bis 1997 wieder um 20'000 t N ab. Allein nach der Einführung der ökologischen Direktzahlungen im Jahr 1993 betrug der Rückgang 18'000 t N. Zwischen 1997 und 2002 nahm der Mineraldüngereinsatz aber wieder um über 4'000 t N zu. Der Einsatz der Recycling- und der übrigen Dünger stieg bis Ende neunziger Jahre an, nahm jedoch seither infolge des angekündigten Klärschlammverbots in der Landwirtschaft wieder ab. Die biologische N-Fixierung blieb ziemlich konstant auf einem Niveau von rund 36'000 t N. Die N-Einträge über die Deposition erreichten 1980 mit 38'000 t N ihren höchsten Wert. Seither gingen sie um 10'000 t N zurück, weil einerseits die Tierzahlen und damit der Hofdüngeranfall und die Ammoniakverluste sanken und andererseits die Stickoxidemissionen von Verkehr und Industrie abnahmen (BUWAL 1995, Menzi *et al.* 1997, Stadelmann *et al.* 1996).

Abbildung 3: N-Mengen in den einzelnen Input-Größen zwischen 1975 und 2002.

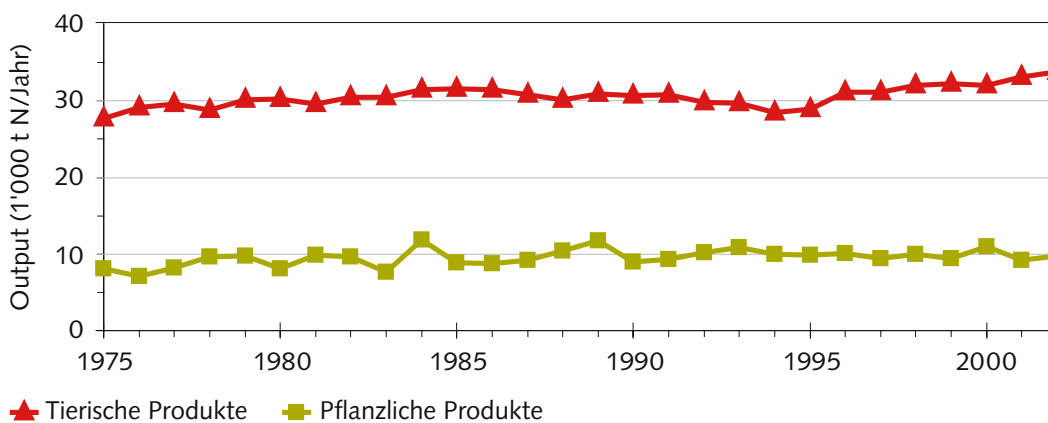
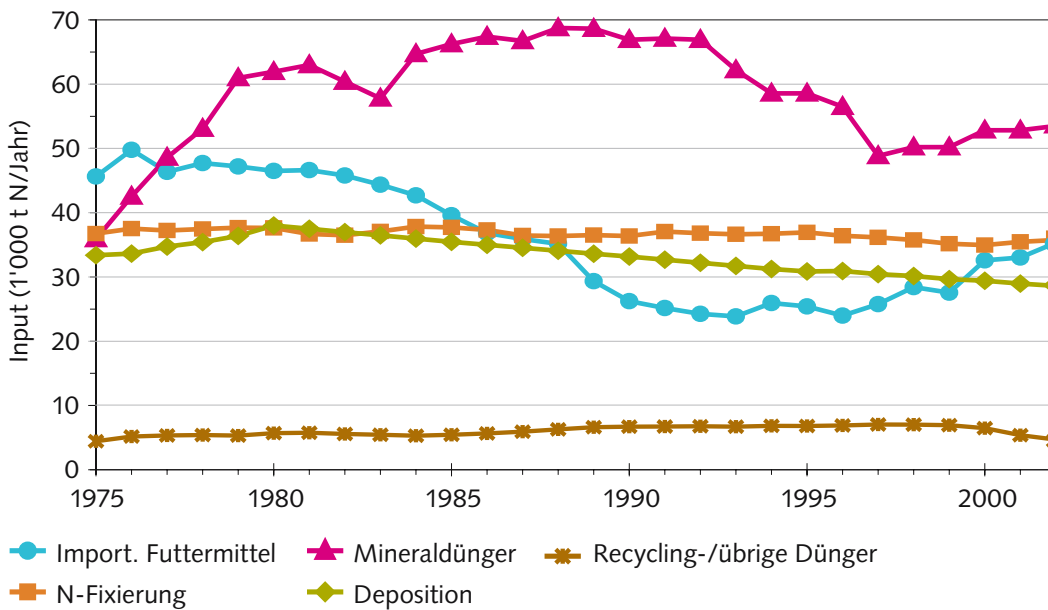


Abbildung 4: N-Mengen in den einzelnen Output-Größen (tierische Nahrungsmittel und andere Produkte sowie pflanzliche Nahrungsmittel) zwischen 1975 und 2002.

Beim Output fällt auf, dass die N-Menge in den tierischen Nahrungsmitteln und den anderen Produkten zwischen 1975 und 2002 angestiegen ist (Abb. 4). Bei den Milchprodukten betrug der Anstieg in dieser Periode über 15 %. Die in der Fleischproduktion erzeugte N-Menge, welche die Landwirtschaft verliess, nahm bis 1985 ebenfalls zu. Bis in die erste Hälfte der neunziger Jahre war sie dann aber wieder rückläufig, weil einerseits weniger Masttiere geschlachtet wurden und andererseits bei der Schlachtung mehr Nebenprodukte anfielen, welche verfüttert wurden und die Landwirtschaft somit nicht verliessen. Nach

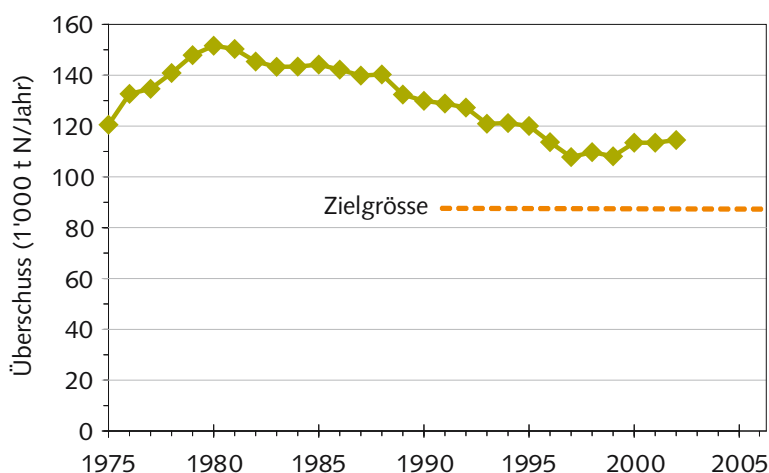
1995 trat infolge der BSE-Krise eine Wende ein. Schlachtnebenprodukte wurden immer weniger verfüttert und stattdessen vermehrt ins Ausland exportiert oder im Inland entsorgt. Dadurch nahm die N-Menge, welche die schweizerische Landwirtschaft verliess, wiederum stark zu und erreichte 2002 einen neuen Höhepunkt.

Der N-Export über die pflanzlichen Nahrungsmittel schwankte relativ stark von Jahr zu Jahr und nahm nur bis Mitte der achtziger Jahre infolge der steigenden Weizenfläche und der ertragreicheren Sorten zu.

## Entwicklung des N-Überschusses zwischen 1975 und 2002

Der N-Überschuss stieg in den ersten fünf Jahren der untersuchten Periode stark an, erreichte 1980 mit über 151'000 t N seinen Höhepunkt, nahm anschliessend kontinuierlich bis auf 108'000 t N im Jahr 1997 ab und stabilisierte sich zwischen 2000 und 2002 bei 114'000 t N (Abb. 5). Der Anstieg bis 1980 war in erster Linie auf den stark steigenden Mineraleinsatz zurückzuführen. Im Jahr 1980 waren sowohl der Tierbestand mit fast 1,7 Millionen Dünger-Grossvieheinheiten als auch die Deposition am höchsten. Seither

Abbildung 5:  
N-Überschuss zwischen 1975 und 2002 und Zielgrösse.



nahmen die importierten Futtermittel um 11'000 t N, die Deposition um 9'000 t N sowie der Mineraleinsatz um 8'000 t N ab. Zudem erhöhte sich die N-Menge in den exportierten tierischen Produkten um 4'000 t. Der Rückgang bei den importierten Futtermitteln ist auf den infolge der tieferen Tierzahlen geringeren Futterbedarf und auf die steigende inländische Produktion zurückzuführen. Bei der Deposition war der Rückgang der aus der Tierhaltung stammenden N-Verbindungen etwas grösser als die Abnahme der Stickoxide.

Im Rahmen der Evaluation der Ökomassnahmen wurde als Umsetzungsziel für den Bereich Stickstoff festgelegt, dass der N-Überschuss gemäss Input-Output-Bilanz zwischen den Referenzjahren 1990–92 und 2005 um ein Drittel reduziert werden soll (BLW 1999). 1990–92 betrug der N-Überschuss durchschnittlich 129'000 t N. Bis zum Zieljahr 2005 sollte somit eine Reduktion um 43'000 t N auf 86'000 t N erreicht werden. Bis 2002 betrug die Abnahme 14'000 t N, so dass das Ziel erst zu einem Drittel erfüllt wurde. Auffallend ist, dass der N-Überschuss zwischen 1999 und 2002 wieder um über 6'000 t N zugenommen hat. Zwischen 2002 und 2004 hat der Mineraleinsatz – die wichtigste Inputgrösse der Bilanz – um rund 2'000 t N abgenommen. Falls die anderen Input- und Outputgrössen in dieser Periode konstant geblieben sind, ist bis zum Jahr 2004 mit einer Reduktion des Überschusses um 16'000 t N zu rechnen.

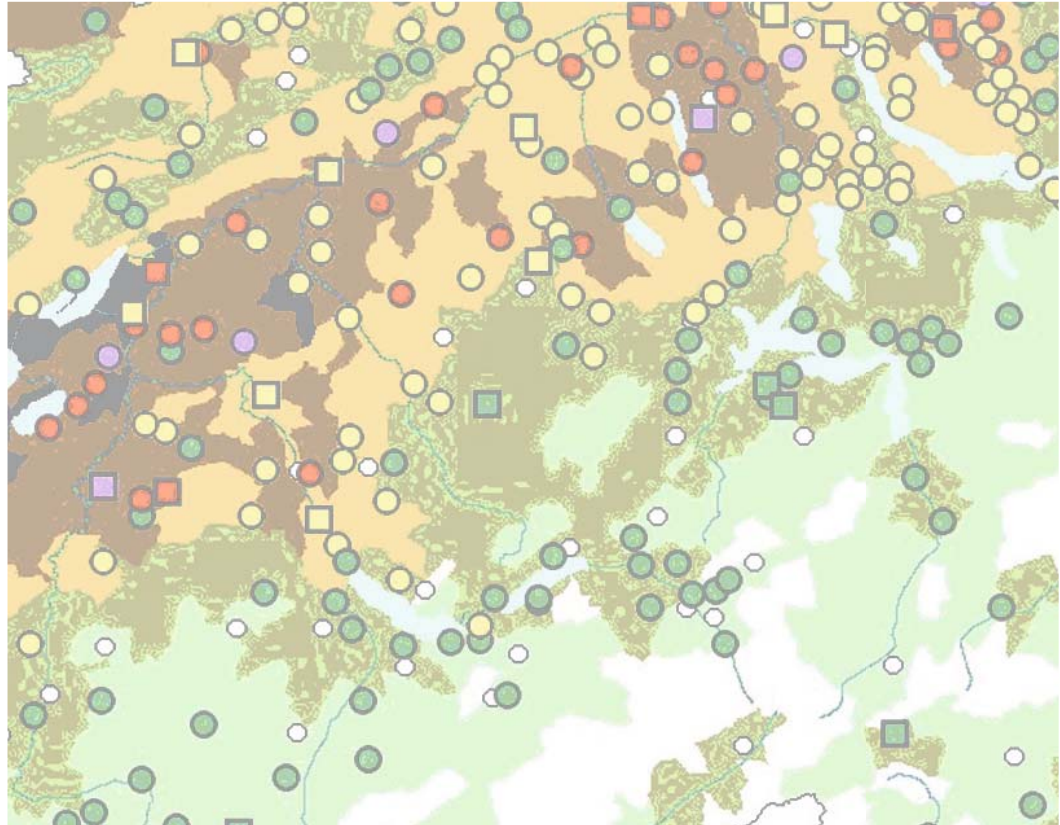
Der Rückgang zwischen den Referenzjahren 1990–92 sowie 1997 hatte seine Ursache fast ausschliesslich im geringeren Mineraleinsatz. Dieser wiederum nahm wahrscheinlich deshalb so stark ab, weil ein ausgeglichener N-Haushalt Voraussetzung zum Erhalt von Direktzahlungen für die integrierte Produktion war. Im Jahr 1997 wurden bereits fast 80 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche integriert oder biologisch bewirtschaftet. Dass der Mineraleinsatz bis 2002 wieder um 4'500 t N zugenommen hat, obwohl die Fläche, auf welcher der «Ökologische Leistungsnachweis» (ÖLN) mit einem ausgeglichenen N-Haushalt (Suisse-Bilanz) erbracht werden muss, weiter zunahm, kann nicht erklärt werden. Unklar ist auch, warum bei den importierten Futtermitteln in den letzten zehn Jahren ein Anstieg von 10'000 t N zu verzeichnen war. Zwar hat das Angebot an inländischen Futtermitteln in dieser Periode abgenommen, weil Tiermehl nicht mehr in der



Fütterung eingesetzt werden darf und weniger Raufutter produziert wurde. Gleichzeitig hat aber auch der Tierbestand um 10% abgenommen. Deshalb wurde zur Deckung des Futterbedarfs der Tiere im Jahr 2002 etwa die gleiche N-Menge weniger benötigt, wie mit den inländischen Futtermitteln weniger produziert wurde. Somit hätten eigentlich nicht mehr Futtermittel importiert werden müssen. Das dies trotzdem der Fall war, bedeutet, dass in der vorliegende Bilanzrechnung entweder die Futtermengen – und hier insbesondere die Wiesenerträge – überschätzt worden sind oder die Verwertung der Futtermittel abgenommen hat.

### **Literatur**

- BLW, 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme – Konzeptbericht. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern. 23 S.
- BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft), 1995. Vom Menschen verursachte Luftschadstoff-Emissionen in der Schweiz von 1900 bis 2010. Schriftenreihe Umwelt Nr. 256. 121 S.
- FAG (Eidg. Forschungsanstalt für viehwirtschaftliche Produktion, Posieux), 1994. Fütterungsempfehlungen und Nährwerttabellen für Wiederkäuer. 3. überarbeitete Auflage. Landwirtschaftliche Lehrmittelzentrale, Zollikofen. 328 S.
- Menzi H., Frick R. und Kaufmann R., 1997. Ammoniak-Emissionen in der Schweiz: Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials. Schriftenreihe der FAL Nr. 26. 107 S. + Anhang.
- SBV (Schweizerischer Bauernverband), 2004a. Statistische Erhebungen und Schätzungen über Landwirtschaft und Ernährung. Brugg, diverse Jahrgänge.
- SBV, 2004b. Schriftliche Mitteilung von I. Schmid, Schweizerischer Bauernverband, Brugg.
- Spiess E., 1999. Nährstoffbilanz der schweizerischen Landwirtschaft für die Jahre 1975 bis 1995. Schriftenreihe der FAL Nr. 28, Zürich-Reckenholz. 46 S.
- Stadelmann F.-X., Achermann B., Lehmann H.-J., Menzi H., Pfefferli S., Sieber U. und Zimmermann A., 1996. Ammoniak-Emissionen Schweiz. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft Liebefeld, Bern, und Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik, Tänikon. 61 S. + Anhang.



## 4 Nitratgehalte im Grundwasser der Schweiz

Reto Muralt und Samuel Cornaz

Die Untersuchungen im Rahmen des Messnetzes NAQUA (Nationales Netz zur Qualitätsbeobachtung des Grundwassers) ermöglichen erstmals einen gesamtschweizerischen Überblick über die Nitratgehalte im Grundwasser. Die Entwicklung der Nitratgehalte seit Beginn der 1990er Jahre kann allerdings zurzeit nur anhand relativ spärlicher Daten verfolgt werden, weil die für eine präzise Auswertung notwendigen «historischen» Daten nur in ungenügender Menge und Qualität zur Verfügung stehen. Eine Beurteilung, ob das Ziel des ökologischen Leistungsnachweises erreicht wurde, ist mit den vorliegenden Daten nicht möglich. Das für die Evaluation der Ökomassnahmen definierte agrarpolitische Zwischenziel einer Reduktion des durchschnittlichen Nitratgehalts in repräsentativen Grundwasserfassungen um 5 mg/l bis 2005 wird jedoch voraussichtlich nicht erreicht werden.

Die hier vorgestellten Untersuchungen erlauben in erster Linie eine Standortbestimmung zum Gehalt an Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) in Grundwasservorkommen der Schweiz in den Jahren 2002–03. Da zuverlässige Daten für die Zeit vor der Einführung der agrarpolitischen Neuorientierung nicht in genügender Menge bei den Kantonen erhoben werden konnten, können die Aussagen zur Entwicklung des Nitratgehalts seit den Referenzjahren 1990–92 lediglich als Hinweis auf Richtung und grobe Grössenordnung der beschriebenen Trends interpretiert werden.

Ohne genügende Datendichte für den Zustand des Grundwassers vor Beginn der Massnahmen und ohne detaillierte Beobachtung und Auswertung der Nutzungsentwicklung in den Einzugsgebieten der ausgewählten Grundwasservorkommen kann nicht entschieden werden, welche der zahlreichen möglichen Ursachen für die beobachteten Veränderungen in welchem Masse verantwortlich sind (z.B. Einführung der Ökomassnahmen, Anpassungen

Reto Muralt und  
Samuel Cornaz,  
Bundesamt für  
Umwelt, Wald und  
Landschaft  
(BUWAL),  
Abteilung  
Gewässerschutz,  
CH-3003 Bern

der landwirtschaftlichen Nutzung aufgrund ökonomischer Veränderungen wie Preissenkungen beim Getreide, von den Ökomassnahmen unabhängige Schutz- und Sanierungsmassnahmen in stark nitratbelasteten Fassungen durch die Wasserversorgungen).

Eine weitere Schwierigkeit bei der Evaluation der Ökomassnahmen besteht darin, dass in den letzten 10 bis 15 Jahren in verschiedenen Kantonen zahlreiche Trinkwasserfassungen ausser Betrieb genommen wurden, weil sie zu hohe Nitratgehalte aufgewiesen haben. Dieses Segment von Grundwasservorkommen mit sehr hoher Nitratbelastung steht seither für die Beobachtung meist nicht mehr zur Verfügung, was die Aussagekraft der beobachteten Entwicklungen zusätzlich vermindert. Da zum Problem der Aufgabe von Fassungen nur wenige öffentlich zugängliche Daten vorliegen, kann der Umfang dieses Problems nicht näher abgeschätzt werden.

## Messstellen und Bodennutzung

Die Untersuchungsmethoden sind im Detail in BUWAL/BWG (2004) beschrieben. Die Nitratgehalte im Grundwasser wurden in den Messstellen des «Nationalen Netzes zur Qualitätsbeobachtung des Grundwassers» (NAQUA) untersucht. Dieses Messnetz umfasst annähernd 550 in Bezug auf Bodennutzung, naturräumliche Gliederung, Messstellentyp und Geologie/Hydrogeologie der Schweiz repräsentativ ausgewählte Grundwassermessstellen (BUWAL/BWG 2004). Von dieser Grundauswahl an Messstellen konnten in den Jahren 2002 und 2003 insgesamt 468 Messstellen auf Nitrat untersucht werden.

Die Nitratgehalte der untersuchten Messstellen wurden in Abhängigkeit von der Hauptbodennutzung im Einzugsgebiet der Messstellen interpretiert. Es wurden fünf Hauptnutzungsarten gewählt:

- Ackerbau (AB)
- Übrige ganzjährige landwirtschaftliche Bewirtschaftung (im weiteren Text als «Übrige ganzjährige Landwirtschaft» bezeichnet; ÜLW)
- Sömmerungsweiden (Alp- und Juraweiden; AJ)
- Wald (WA) und unproduktive Gebiete (UG)
- Siedlungsraum und Verkehrswege (SV)

Diese Hauptbodennutzung ist nicht in jedem Fall allein ausschlaggebend für die Nitratgehalte des Wassers. Untergeordnete, aber intensive Nebennutzungen können die Grundwasserqualität ebenfalls stark beeinflussen. Zurzeit findet eine detaillierte Auswertung dieser Nebennutzungen statt.

Die Kategorie «Übrige ganzjährige Landwirtschaft» umfasst sehr unterschiedlich intensive Bewirtschaftungsformen (Obst- und Rebbau, Futterbau mit teilweise hohem Ackerbauanteil, Wiesen und Weiden in verschiedenen Höhenlagen und mit verschiedenen intensiver Nutzung). Diese Sammelkategorie wurde deshalb eingeführt, weil die detaillierte Auftrennung in die einzelnen unterschiedlich intensiven Nutzungen noch nicht möglich ist. Eine entsprechende Detailcharakterisierung der Messstellen ist zurzeit im Gange.

## Grenzen der Aussagekraft

Die Entwicklung des Nitratgehaltes in den Grundwasservorkommen der Schweiz über längere Zeiträume zu beobachten, erweist sich als schwierig. Folgende Probleme führen zu einer eingeschränkten statistischen Aussagekraft der Daten:

- Nur ein Teil der Kantone hat bis jetzt zu den NAQUA-Messstellen «historische» Daten geliefert, die bis mindestens ins Jahr 1990 zurückreichen, oder verfügt überhaupt über solche Daten. Die Kantone Bern und Zürich sind im ausgewerteten Datenset übervertreten, während aus der Südschweiz, dem westlichen Mittelland, dem Jura und den Alpen nur sehr wenige Daten vorliegen.

- Die Frequenzen der Probenentnahme variieren sowohl zwischen den Messstellen und den Kantonen als auch innerhalb der Messreihen einzelner Messstellen (je nach Messstelle und Kanton monatliche, vierteljährliche, jährliche, unregelmässige oder gar keine Entnahmen). Die Frequenz ist oft unabhängig von der chemischen Variabilität eines Grundwasservorkommens. Bei zahlreichen Messstellen änderte sich die Frequenz der Probenentnahme im Lauf der Zeit markant, so dass zu Beginn und am Ende des Beobachtungszeitraums sehr unterschiedliche Datenmengen vorliegen können.
- Der genaue Entnahmeort der früher entnommenen Proben ist oft nur unklar dokumentiert. Es kann nicht in jedem Fall ausgeschlossen werden, dass im Laufe der Zeit für die gleiche Messstelle verschiedene Entnahmeorte beprobt wurden (z.B. bei Fassungen mit mehreren Fassungssträngen, d.h. mit möglicherweise unterschiedlichen Teileinzugsgebieten).
- Die intensivsten Untersuchungen liegen von Grundwasservorkommen mit hohen Nitratgehalten vor. «Problemlosere» Grundwasservorkommen wurden dagegen eher zurückhaltend untersucht. Deren Variabilität ist somit weniger genau bekannt. Auch der Verzicht auf die Weiternutzung zahlreicher Grundwasserfassungen mit zu hohen Nitratgehalten führt zu einer Verfälschung des Gesamtbildes in unbekanntem Ausmass.

### Datengrundlage

Für die Beobachtung der Entwicklung der Nitratgehalte seit Beginn der 1990er Jahre bis 2002–03 konnten von insgesamt 11 Kantonen für 158 NAQUA-Messstellen Analysedaten zurück bis in die Jahre 1989–91 verwendet werden. Rund 35 % dieser Messstellen betreffen den Kanton Zürich und 19 % den Kanton Bern. Anhand zusätzlicher Daten des AWEL (2000) und Spiess (2004) konnten weitere 271 Messstellen aus den Kantonen Bern und Zürich für die Periode von 1989–2001 ausgewertet werden.

Die Auswertung aller verfügbaren Daten – d.h. inkl. jener, die nicht von NAQUA-Messstellen stammen – ergab bei der relativen Veränderung des Nitratgehalts eine derart gute Übereinstimmung mit den Daten von ausschliesslich NAQUA-Messstellen, dass die Interpretation der Entwicklung des Nitratgehalts anhand der Daten aus den 158 NAQUA-Messstellen durchgeführt wurde.

Um bei allen Einschränkungen die Entwicklung seit 1990 verfolgen zu können, wurden die vorhandenen Daten jeweils über drei Jahre zusammengefasst: 1989–91, 1994–96, 1999–2001 und 2002–03 (aktuelle Werte des Messnetzes NAQUA).

### Beschreibung des Ist-Zustands 2002–2003

In den Jahren 2002 und 2003 wurden insgesamt 468 Messstellen untersucht. Der Mittelwert der 2'435 Analysen mit Nitratgehalten oberhalb der Bestimmungsgrenze (BG) beträgt 15,9 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l, der Maximalwert 85 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l (vgl. Tab. 1).

Tabelle 2 zeigt auf, in wie vielen Messstellen die numerische Anforderung der Gewässerschutzverordnung an Grundwasser (25 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l, Anhang 2 Ziffer 22 GSchV) oder der Trinkwassertoleranzwert der Fremd- und Inhaltsstoffverordnung FIV (40 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l) beim maximalen und mittleren Nitratgehalt überschritten wurde. Der Wert von maximal 25 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l entspricht auch dem «Erfahrungswert» des schweizerischen Lebensmittelbuches für Trinkwasser. Er wird umgangssprachlich oft als «Qualitätsziel» bezeichnet.

Die Unterschiede zwischen den Jahren 2002 und 2003 sind nur gering. Zudem ist die Zeitspanne von lediglich zwei Jahren grundsätzlich zu kurz, um eventuelle Unterschiede im Nitratgehalt interpretieren zu können. Innerhalb einer so kurzen Zeitspanne hängt die Entwicklung des Nitratgehaltes in sehr grossem Ausmass von kurzfristigen Faktoren ab. Auch ist der mittlere Nitratgehalt vorsichtig zu interpretieren. Je nach Messstelle variiert die Anzahl zur Verfügung stehender Messungen stark (zwischen 1 bis 11 Messungen pro Jahr).

**Tabelle 1. Resultate der Nitratbestimmungen 2002/2003**

Jahr	Messstellen				Messungen			Statistik (nur Messungen $\geq$ BG)					
	BG (mg/l)	n	$\geq$ BG	> Anf.	n	$\geq$ BG	> Anf.	Min (mg/l)	Max (mg/l)	Mittel (mg/l)	Median (mg/l)	1. Quartil (mg/l)	3. Quartil (mg/l)
2002	0,1-1	450	446	82	1'198	1'189	234	0,2	85,0	15,7	13,9	6,6	22,7
2003	0,1-1	446	442	86	1'251	1'246	253	0,2	70,0	16,1	14,0	6,9	23,0
2002/03	0,1-1	468	466	91	2'449	2'435	487	0,2	85,0	15,9	14,0	6,8	23,0

BG = Bestimmungsgrenze; n = Anzahl Messstellen; Anf. = Anforderung der GSchV

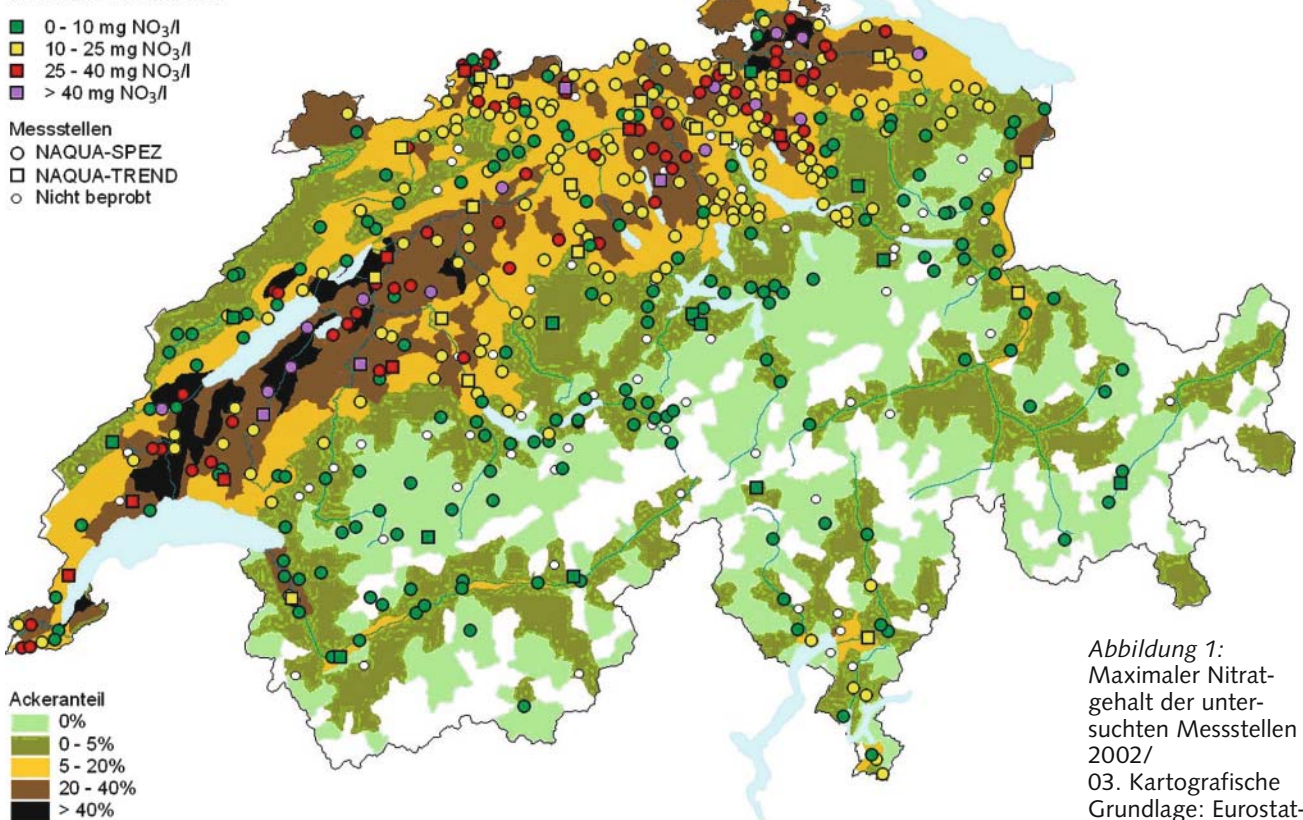
**Tabelle 2. Anzahl und Prozentsatz der Messstellen**

Jahr	maximaler Nitratgehalt						mittlerer Nitratgehalt <sup>1)</sup>					
	0–25 mg/l		25–40 mg/l		> 40 mg/l		0–25 mg/l		25–40 mg/l		> 40 mg/l	
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
2002	368	81,8	67	14,9	15	3,3	374	83,1	66	14,7	10	2,2
2003	360	80,7	70	15,7	16	3,6	371	83,2	63	14,1	12	2,7
2002/03	377	80,5	72	15,4	19	4,1	388	82,9	69	14,7	11	2,4

n = Anzahl Messstellen

<sup>1)</sup> Der mittlere Nitratgehalt ist vorsichtig zu interpretieren. Je nach Messstelle variiert die Anzahl zur Verfügung stehender Messungen stark (zwischen 1 bis 11 Messungen pro Jahr).

**Maximale Nitrat-Konzentration der Jahre 2002 und 2003**

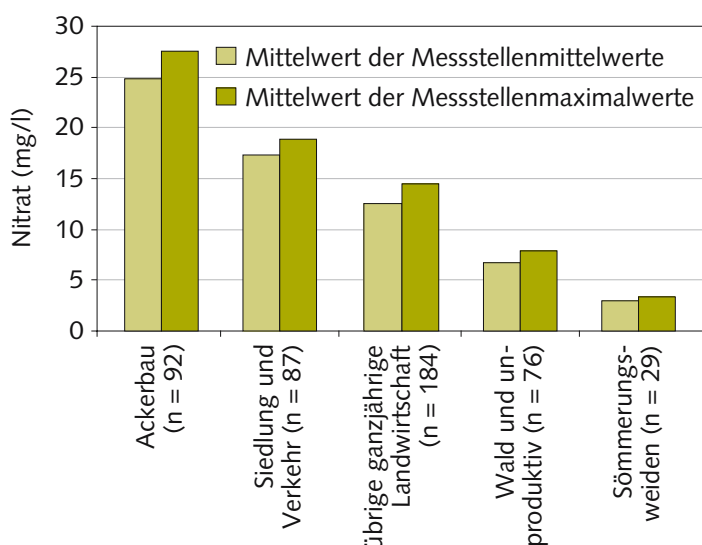


**Abbildung 1:** Maximaler Nitratgehalt der untersuchten Messstellen 2002/03. Kartografische Grundlage: Eurostat-GISCO (1992); Daten zum Ackeranteil aus Bundesamt für Statistik (2001), aggregiert nach Landeshydrologie und Landesgeologie (1992).

**Tabelle 3. Prozentuale Verteilung des mittleren (Ø) und maximalen (Max.) Nitratgehaltes pro Messstelle in Abhängigkeit der Hauptbodennutzung (2002–03)**

	≤ 10 mg/l		10–25 mg/l		25–40 mg/l		> 40 mg/l	
	Ø (%)	Max (%)	Ø (%)	Max (%)	Ø (%)	Max (%)	Ø (%)	Max (%)
Ackerbau (n = 92)	8,7	5,5	44,5	42,4	37,0	39,1	9,8	13,0
Siedlungsraum und Verkehrswege (n = 87)	26,4	20,7	54,0	57,5	17,3	18,4	2,3	3,4
Übrige ganzjährige Landwirtschaft (n = 184)	45,7	38,1	45,1	50,5	9,2	9,8	0,0	1,6
Wald und unproduktive Gebiete (n = 76)	82,9	80,3	13,2	15,8	3,9	2,6	0,0	1,3
Sömmerungsweiden (n = 29)	96,6	96,6	3,4	3,4	0,0	0,0	0,0	0,0

n = Anzahl Messstellen.



**Abbildung 2:** Mittelwerte der mittleren und maximalen Nitratgehalte pro Messstelle in Abhängigkeit der Hauptbodennutzung (2002–03).

Abbildung 1 gibt einen Überblick über die räumliche Verteilung der in den Jahren 2002 und 2003 gemessenen Nitratgehalte.

### Verteilung der Nitratgehalte in Abhängigkeit von der Bodennutzung

Die Verteilung der mittleren und maximalen Nitratgehalte zeigt je nach Hauptbodennutzung grosse Unterschiede (Tab. 3), die sich auch in den Mittelwerten der mittleren und maximalen Nitratgehalte niederschlagen (Abb. 2).

### Zeitliche Entwicklung der Nitratgehalte im Grundwasser seit 1989

Die verfügbaren Daten geben Hinweise auf die Richtung und die Grössenordnung von Trends. Sie erlauben jedoch keine statistisch erhärteten numerischen Aussagen. Insbesondere muss darauf hingewiesen werden, dass die für die Beurteilung der Langzeitentwicklung zur Verfügung stehende Messstellenauswahl weder bezüglich der regionalen Verteilung noch bezüglich der Bodennutzung repräsentativ ist.

Zwischen Anfang und Mitte der 1990er Jahre lässt sich im Durchschnitt ein leichter Anstieg der Nitratgehalte beobachten (Tab. 4, Abb. 3). Wegen der eingeschränkten Datenlage kann aber höchstens von einer stabilen Entwicklung gesprochen werden. Die beobachtete Veränderung von durchschnittlich 0,4 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l liegt klar innerhalb der natürlichen Schwankungsbreite des Nitratgehalts auf Grund kurzfristiger klimatischer Variationen.

Zwischen Mitte und Ende der 1990er Jahre lässt sich eine relativ deutliche Abnahme des mittleren Nitratgehalts in einer Grössenordnung von rund 10 % des ursprünglichen Nitratgehalts feststellen. Zwischen Ende der 1990er Jahre (Periode 1999–2001) und 2002–03 sank der durchschnittliche mittlere Nitratgehalt gegenüber der Periode 1999–2001 noch

**Tabelle 4. Veränderung des durchschnittlichen mittleren Nitratgehalts seit 1989 (Daten von 158 Messstellen aus 11 Kantonen).**

Durchschnittlicher Nitratgehalt (mg/l)				Durchschnittliche Veränderung 1989–91 bis 2002–03	
1989–91	1994–96	1999–2001	2002–03	mg/l	Prozent
20,9	21,3	19,3	17,2	-3,7	-18

einmal um rund 10 %. Insgesamt lässt sich somit zwischen der Periode 1989–91 und den Jahren 2002–03 eine deutliche Abnahme des durchschnittlichen Nitratgehalts feststellen. Nachdem die mittleren Nitratgehalte bis Mitte der 1990er Jahre praktisch stabil geblieben waren, ist nach 1995 eine deutliche Abnahme des Nitratgehalts zu beobachten, die sich in den letzten Jahren noch verstärkt hat. Diese Tendenz gleicht – lediglich um wenige Jahre verzögert – der Entwicklung in Flüssen wie der Glatt oder der Thur (Bundesamt für Statistik 2002). Das Gesamtbild ist zudem sehr ähnlich wie jenes, das in Kapitel 5 anhand der untersuchten Fassungen im Kanton Bern dargestellt wird.

Allerdings kann dieser generelle Trend nicht überall gleich beobachtet werden. Die Variabilität der Veränderung des Nitratgehaltes ist sehr gross. Bei rund 68 % der Messstellen zeigt sich zwischen den Perioden 1989–91 und 2002–03 ein Rückgang des mittleren Nitratgehalts zwischen 1 und 22,7 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l. Bei rund 8 % der Fassungen kann dagegen eine Zunahme zwischen 1 und 16 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l beobachtet werden (Abb. 4 und 5). Rund 24 % der Messstellen zeigen einen stabilen Nitratgehalt (Variation zwischen +1 und -1 mg/l).

Zwischen den einzelnen Hauptbodennutzungen lässt sich kein eindeutiger Unterschied in der Abnahme des Nitratgehalts feststellen. Für alle Hauptbodennutzungen ergibt sich im Durchschnitt eine Reduktion des Nitratgehalts seit der Periode 1989–91. Je nach Hauptbodennutzung beträgt die durchschnittliche Abnahme des mittleren Nitratgehalts 16 und 20 % des Ausgangswerts der Periode 1989–91. Diese Aussagen sind jedoch rein qualitativ, da die Anzahl auswertbarer Messstellen pro Hauptbodennutzung teilweise sehr gering ist. Zudem wird die durchschnittliche Abnahme des Nitratgehalts bei den zusammengefassten Hauptbodennutzungen Wald, Sömmerungsweiden und ungenutzte Flächen nur durch einige wenige Messstellen mit ursprünglich hohem Nitratgehalt bestimmt, bei denen offensichtlich die angenommene Hauptbodennutzung nicht genügend zutrifft und intensive Nebennutzungen einen grossen Einfluss ausüben. Ohne diese Messstellen ergibt sich hier kaum eine erkennbare Verminderung des durchschnittlichen Nitratgehalts.

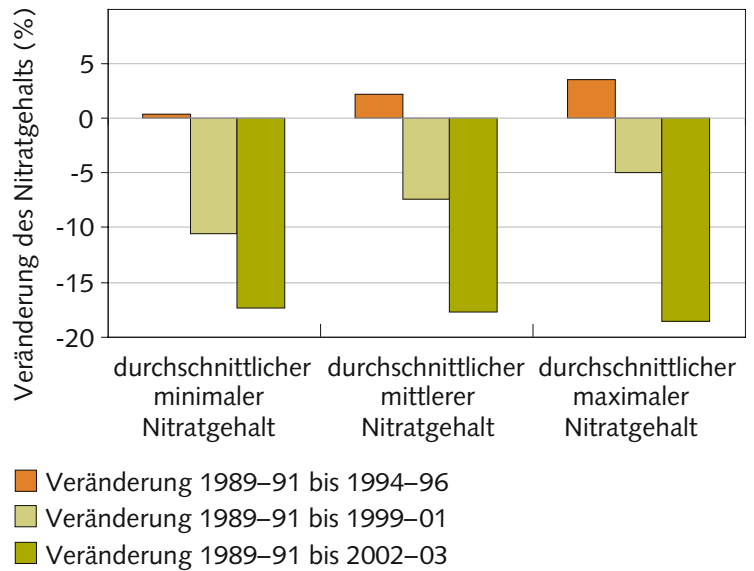


Abbildung 3: Prozentuale Veränderung des durchschnittlichen minimalen, mittleren und maximalen Nitratgehalts zwischen den Perioden 1989–91, 1994–96, 1999–2001 und 2002–03 (158 Messstellen NAQUA).

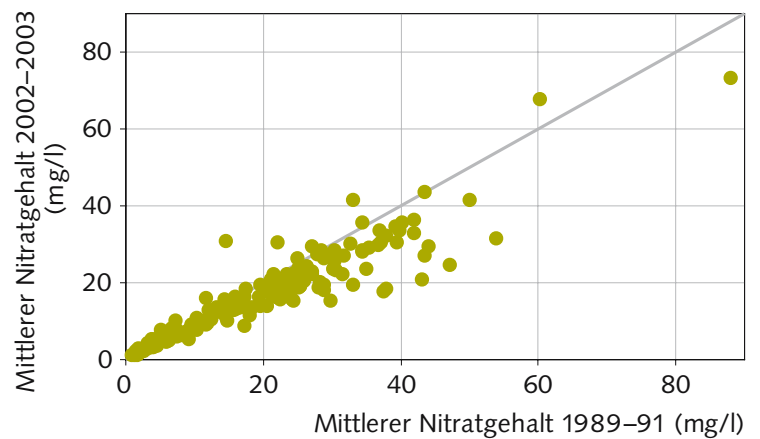


Abbildung 4: Verhältnis zwischen dem mittleren Nitratgehalt 1989–91 und 2002–03. Unveränderte Werte liegen auf der Geraden durch den Ursprung (158 Messstellen).

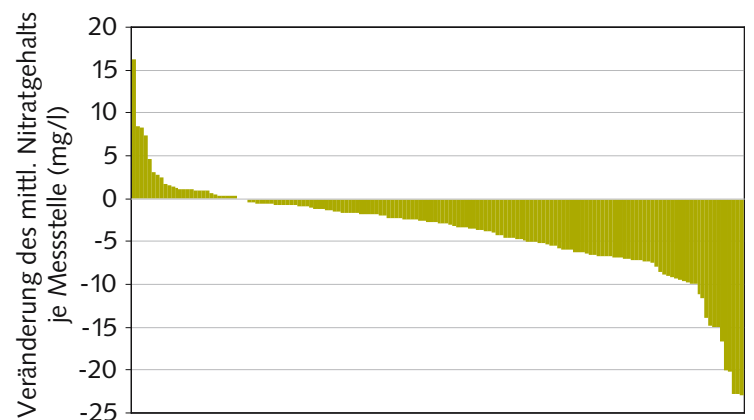


Abbildung 5: Zu- bzw. Abnahme des mittleren Nitratgehaltes zwischen den Perioden 1989–91 und 2002–03 pro Messstelle (158 Messstellen).

## Diskussion und Beurteilung

### Aktuelle Situation

Die aktuelle Situation ist eindeutig: Die numerische Anforderung der GSchV von 25 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$  wird vor allem in den intensiv landwirtschaftlich genutzten Tälern und Ebenen des Mittellandes oder in Agglomerationen zum Teil in grosser Zahl überschritten. In intensiven Ackerbaugebieten werden häufig auch Werte über dem Trinkwasser-Toleranzwert von 40 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$  gemessen. In der Gewässerschutzverordnung werden folgende ökologische Ziele für unterirdische Gewässer genannt: Stoffe, die Gewässer verunreinigen können und die durch menschliche Tätigkeit ins Wasser gelangen können, sollen im Grundwasser im Bereich der natürlichen Konzentrationen liegen und keine nachteilige Einwirkungen auf die Nutzung des Grundwassers haben (Anhang 1, Ziffer 2 GSchV). Zudem soll Grundwasser, das als Trinkwasser genutzt wird oder dafür vorgesehen ist, nicht mehr als max. 25 mg/l Nitrat enthalten (Anh. 2, Ziff. 22 GSchV).

Bei 52 % der Messstellen mit der Hauptbodennutzung Ackerbau liegt der maximale Nitratgehalt über der Anforderung der GSchV (Tab. 3). Aber auch in urbanen Gebieten (Siedlungsraum und Verkehrswege) finden sich teilweise deutlich erhöhte Nitratgehalte: Hier zeigen 22 % der Messstellen maximale Werte über 25 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$ . In den Gebieten mit anderen Hauptnutzungsarten bestehen dagegen meist nur geringe Nitratbelastungen.

Der klare Zusammenhang zwischen Hauptbodennutzung und Nitratgehalt zeigt sich auch bei der Höhe des durchschnittlichen maximalen Nitratgehalts der Messstellen: Bei der Hauptbodennutzung Ackerbau liegt der mittlere Maximalgehalt mit 27,5 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$  deutlich über der Anforderung der GSchV, während der Wert von 3,4 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$  für Sömmerungsweiden in etwa der natürlichen Nitratkonzentration unbelasteter Gewässer entspricht (Tab. 3).

Bei drei Messstellen in der Kategorie «Wald und unproduktive Gebiete», die eine Überschreitung der numerischen Anforderung der GSchV zeigen, besteht zusätzlich zur Lage im Wald ein starker Einfluss durch intensiv landwirtschaftlich genutzte Flächen (vgl. Tab. 3).

Die drei Messstellen mit Hauptbodennutzung «Siedlungsraum und Verkehrswege», bei welchen der Trinkwassertoleranzwert überschritten wird, weisen zusätzlich einen starken Einfluss durch intensiv landwirtschaftlich genutzte Flächen auf.

Es bestätigt sich somit, dass hohe Nitratbelastungen in erster Linie in Ackerbaugebieten und untergeordnet auch in dicht bebauten Siedlungsräumen auftreten. Während die für die hohen Nitratgehalte in Ackerbaugebieten verantwortlichen Prozesse bekannt sind, kommen für die Belastungen im Siedlungsbereich, wo unbelastetes Wasser beispielsweise aus bewaldeten Gebieten zur Verdünnung des belasteten Wassers fehlt, verschiedene Mechanismen in Betracht: lecke Abwasserleitungen, lokal stark erhöhter Eintrag von Stickoxiden aus Verkehr, Heizungen und Industrie, sehr hoher Versiegelungsgrad und somit überproportionaler Anteil von Sickerwasser aus Haus- und Schrebergärten mit z.B. Kompostsäften sowie z.T. intensiv gedüngten Rasenflächen in Grünanlagen und Sportplätzen. Allerdings dürfte in urbanen Räumen eine intensive Landwirtschaft (als Nebennutzung) zumindest mitverantwortlich für erhöhte Nitratgehalte im Grundwasser sein. Dieser Faktor sollte aufgrund der zurzeit durchgeführten detaillierten Messstellencharakterisierung in Zukunft besser erfasst werden können.

Bezüglich der Nitratbelastung des Grundwassers lässt sich eine deutliche Zweiteilung der Schweiz feststellen:

- **Mittelland von Genf bis Bodensee, Region Basel, Jurafluss sowie Juratäler:** Hier finden sich – mit Ausnahme der Messstellen im Einflussbereich von infiltrierenden Oberflächengewässern und von Grundwasservorkommen mit reduzierenden Verhältnissen – fast nur erhöhte Nitratgehalte. Praktisch alle Messstellen mit Werten über 25 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$  liegen in diesem Gebiet.



- **Voralpen, Alpen und Alpensüdseite:** Hier finden sich fast nur Werte von weniger als 10 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l. Vereinzelt treten in den inneralpinen Tälern – insbesondere auf der Alpensüdseite – leicht erhöhte Werte zwischen 10 und 25 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l auf. Werte über 40 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l wurden keine gefunden.

### **Entwicklung der Nitratgehalte seit 1989**

Die anhand der verfügbaren Daten beobachtete Nitratentwicklung seit 1989 ist ein Hinweis darauf, dass allgemeine ökologische und ökonomische Veränderungen in der Landwirtschaft zumindest für einen Teil der beobachteten durchschnittlichen Abnahme verantwortlich sind. Weitere Untersuchungen müssen zeigen, wie gross der Einfluss dieser Veränderungen ist.

Neben den allgemeinen Veränderungen in der Landwirtschaft spielen auch gezielte Massnahmen einzelner Kantone und Wasserversorger im Einzugsgebiet stark belasteter Fassungen eine wichtige Rolle (z.B. Sanierungen nach Artikel 62a GSchG, Förderung von Winterbedeckungen, gezielte Extensivierung in Grundwasserschutzonen S2). Diese Massnahmen könnten für die bei den Messstellen mit den höchsten Nitratgehalten beobachtete stärkste relative Abnahme des Nitratgehalts verantwortlich sein.

Auch eine Abnahme des Stickstoffeintrags aus der Luft, welche sich aus den seit Ende der 1980er Jahre verminderten Stickoxidemissionen des Verkehrs eigentlich ergeben sollte und die sich vor allem in den dichter besiedelten Gebieten des Mittellandes auswirken dürfte, könnte zu einer sinkenden Nitratbelastung im Grundwasser beitragen. Klimatische Entwicklungen (z.B. der Hitzesommer 2003) können zumindest für einen Teil des deutlichen Rückgangs der Nitratgehalte in einigen Messstellen nach der Periode 1999 bis 2001 mitverantwortlich sein. Ein Hinweis auf solche klimatischen Einflüsse sind die ausserordentlich hohen Nitratgehalte, welche in einigen Messstellen im November 2003 und/oder Februar/März 2004 nach durchgehend sehr tiefen Nitratgehalten im Frühling/Sommer 2003 beobachtet wurden.

Die vorliegenden Resultate zeigen, dass sich die Nitratgehalte im Grundwasser in den letzten 15 Jahren grundsätzlich in die richtige Richtung entwickelt haben. Sie lassen jedoch keinen definitiven Schluss über das Erreichen des Ziels der agrarpolitischen Massnahmen zu. Es besteht zurzeit keine Möglichkeit, die beobachtete durchschnittliche Abnahme der Nitratgehalte in den beobachteten Grundwasservorkommen einzelnen Ursachen oder Massnahmen zuzuordnen. Es ist vielmehr davon auszugehen, dass verschiedenste Faktoren zur Abnahme der Nitratgehalte beigetragen haben.

### **Das Erreichen des Ziels**

Anhand der vorliegenden Daten kann das Erreichen des Ziels der Ökomassnahmen (durchschnittliche Abnahme des Nitratgehalts ausgewählter, insgesamt repräsentativer Grundwasservorkommen um 5 mg/l) nicht abschliessend beurteilt werden. Es liegen zu wenig zuverlässige und für die ganze Schweiz repräsentative Nitratanalysen aus den 1990er Jahren vor. Aufgrund der vorhandenen Daten liegt allerdings der Schluss nahe, dass dieses Ziel nicht erreicht wird.

Das Erreichen des Zwischenziels der Agrarpolitik (AP) 2007 (90 % aller Trinkwasserfassungen mit landwirtschaftlich genutztem Zuströmbereich weisen Nitratgehalte unter 40 mg/l auf), kann in dieser sehr allgemeinen, sachlich aber wenig begründeten Form grundsätzlich bestätigt werden. Allerdings ergibt sich hier die grundsätzliche Schwierigkeit, dass die Bezeichnung «landwirtschaftlich genutzt» in Bezug auf das Nitratproblem keinen Sinn ergibt. Eigentliche Nitratprobleme weisen seit jeher fast ausschliesslich Fassungen auf, die in grossem Ausmass von Acker- oder Gemüsebau beeinflusst werden, während für alle übrigen Landwirtschaftsformen nur in den seltensten Fällen derart stark erhöhte Nitratgehalte vorliegen, dass der Trinkwassertoleranzwert von 40 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l je überschritten worden ist. Zudem ist ein Teil des «Erfolgs» dadurch verwirklicht worden, dass etliche,

übermässig belastete Fassungen einfach aufgegeben wurden, anstatt das Grundwasser mit Hilfe von Massnahmen der Landwirtschaft zu sanieren.

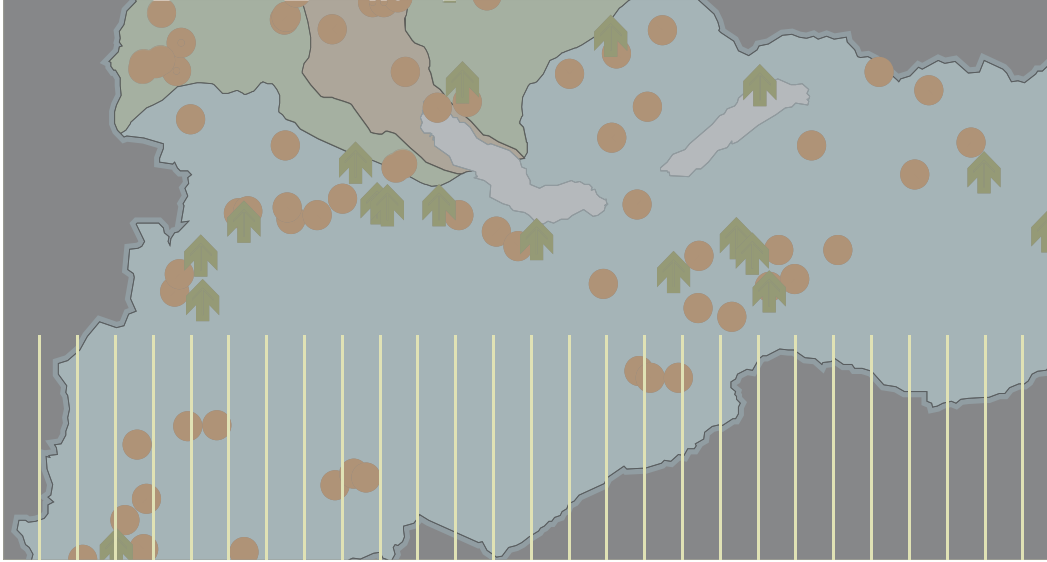
Wird die Bezeichnung «landwirtschaftlich genutzt» sinnvollerweise mit «Acker- und Gemüsebau» präzisiert, zeigt sich, dass dieses Zwischenziel höchsten knapp erreicht werden kann. Messstellen mit Hauptbodennutzung Ackerbau weisen in 9,8 % der Fälle einen mittleren Nitratgehalt von über 40 mg/l auf; der maximale Nitratgehalt übersteigt sogar in 13 % der Fälle diesen Wert. Es muss aber darauf hingewiesen werden, dass der Trinkwassertoleranzwert für den Zeitpunkt der Abgabe des Trinkwassers an die Konsumenten gilt und somit auf den maximalen und nicht auf den mittleren Nitratgehalt anzuwenden ist.

## Ausblick und Empfehlungen

Wenn es in Zukunft möglich sein soll, die seit 2002 dank dem Messnetz NAQUA aufgezeichnete Entwicklung der Nitratgehalte in den Grundwasservorkommen der Schweiz einzelnen spezifischen Massnahmen der Landwirtschaft zuzuordnen, müssen regelmässig wiederholte und gezielte Detailuntersuchungen zur Entwicklung der verschiedenen Nutzungen in den Einzugsgebieten der beobachteten Messstellen durchgeführt werden. Dies bedingt einen wesentlich grösseren finanziellen und personellen Aufwand, als das Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL momentan zur Verfügung stellen kann. Ohne die oben aufgeführten Einzeluntersuchungen ist es nicht möglich, exakte Ursachen-Wirkungen-Analysen zur Nitratentwicklung in Bezug auf spezifische landwirtschaftspolitische Massnahmen durchzuführen.

### Literatur

- AWEL (Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft) des Kantons Zürich (Hrsg.), 2000. Qualitative Grundwasserbeobachtung im Kanton Zürich 2000. AWEL, Zürich.
- Bundesamt für Statistik (Hrsg.), 2001. Eidgenössische landwirtschaftliche Betriebszählung 2000. BFS, Neuchâtel.
- Bundesamt für Statistik (Hrsg.), 2002. Umwelt Schweiz 2002: Statistik und Analysen. BFS, Neuchâtel.
- BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft) / BWG (Bundesamt für Geologie) (Hrsg.), 2004. NAQUA – Grundwasserqualität in der Schweiz 2002–2003. Bern.
- Eurostat-GISCO, 1992. Kartenbasis Schweiz. UNEP-GRID Genf.
- Landeshydrologie und Landesgeologie (Hrsg.), 1992. Hydrologischer Atlas der Schweiz. Tafel 1.2: Kenngrössen kleiner Einzugsgebiete. LHG, Bern.
- Spiess E., 2004. Ökomassnahmen und Nitratgehalt des Grundwassers. Agrarforschung 11(6), 246–251.



## 5 Nitratauswaschung und Entwicklung der Nitratgehalte im Grundwasser im Kanton Bern

Ernst Spiess

Die Veränderungen des Nitratgehalts im Grundwasser wurden anhand einer Nitratdatenreihe für den Kanton Bern erfasst. Damit wird in den Regionen Jura, Mittelland, Voralpen und Alpen überprüft, ob das Ziel erreicht werden kann, den durchschnittlichen Nitratgehalt ( $\text{NO}_3^-$ ) des Grundwassers von 1990 bis 2005 um  $5 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$  zu senken. Bis 2001 nahm der Nitratgehalt bei 214 Wasserfassungen mit vollständiger oder teilweiser landwirtschaftlicher Nutzung im Einzugsgebiet im Mittel um  $1,8 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$  auf  $18 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$  ab. Im Vergleich dazu ging der Nitratgehalt bei 49 Fassungen mit Wald und vegetationslosen Flächen im Einzugsgebiet um  $0,3$  auf  $7 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$  zurück. Im Mittelland und in den Voralpen nahm der Nitratgehalt der Fassungen mit landwirtschaftlicher Nutzung im Einzugsgebiet signifikant ab, nicht dagegen im Jura und in den Alpen. Das Reduktionsziel kann bei gleich bleibendem Trend nur in den Voralpen erreicht werden.

Die schweizerische Landwirtschaft war in der zweiten Hälfte des letzten Jahrhunderts von einer starken Intensivierung geprägt. Dadurch konnten die Pflanzenerträge beträchtlich gesteigert werden. Allerdings nahmen auch die Nährstoffverluste und die damit verbundenen Umweltprobleme zu (BUWAL 1993, Braun et al. 1994, Spiess 1999). Die teilweise hohen Nitratgehalte des Grundwassers werden beispielsweise vorwiegend durch die Nitratauswaschung unter landwirtschaftlich genutzten Flächen verursacht (Prasuhn und Mohni 2003). Der Nitratgehalt des Trinkwassers liegt an vielen Orten über der numerischen Anforderung der Gewässerschutzverordnung von  $25 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$ . Bei einigen Wasserfassungen wird auch der in der Fremd- und Inhaltsstoffverordnung festgelegte Toleranzwert für Trinkwasser von  $40 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$  überschritten.

Mit den 1993 eingeführten Direktzahlungen und den damit verbundenen Ökomassnahmen hat sich das Bundesamt für Landwirtschaft zum Ziel gesetzt, den Nitratgehalt des Grundwassers um durchschnittlich  $5 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$  zu reduzieren. Dies soll an ausgewählten und insgesamt repräsentativen Fassungen zwischen den Referenzjahren 1990–92 und dem Jahr 2005 beobachtet werden (Forni et al. 1999).

Im Rahmen der Evaluation der Ökomassnahmen, die aufgrund der Nachhaltigkeitsverordnung durchzuführen ist, wird untersucht, ob das oben genannte Ziel erreicht wird. Dazu werden Projekte auf verschiedenen räumlichen Ebenen realisiert (Braun et al. 1998): Im «Nationalen Netz zur Qualitätsbeobachtung des Grundwassers» wird die gesamtschweizerische Entwicklung des Nitratgehaltes verfolgt (Messnetz NAQUA<sub>SPEZ</sub>, Kap. 4). In den Projekten, die in kleineren Einzugsgebieten von Wasserfassungen in den Kantonen Zürich

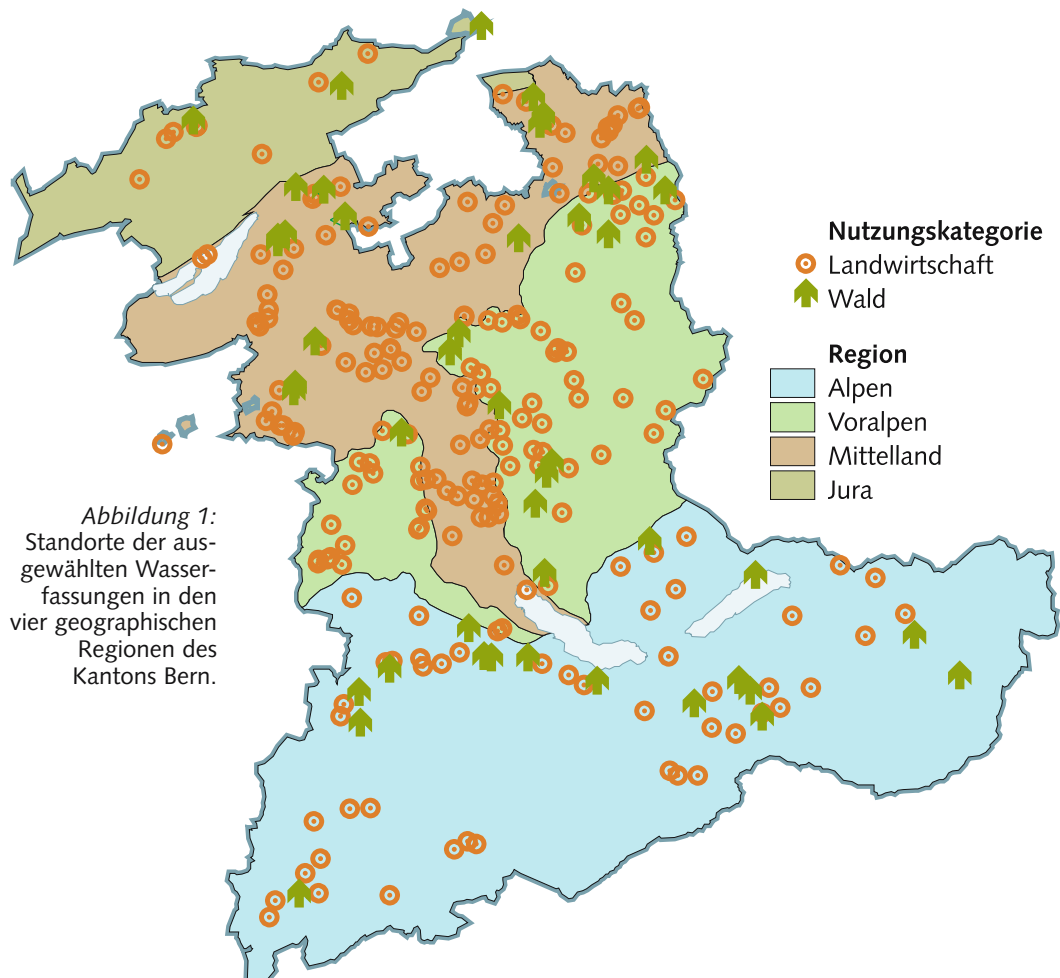
Ernst Spiess,  
Agroscope  
FAL Reckenholz,  
Reckenholzstr. 191,  
CH-8046 Zürich

und Bern durchgeführt werden, liegt das Schwergewicht auf der Untersuchung des kausalen Zusammenhangs zwischen der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung und dem Nitratgehalt des Grundwassers (Kap. 6). Bei der Nitratdatenreihe des Kantons Bern, welche nachfolgend vorgestellt wird, steht die Entwicklung in verschiedenen geographischen Regionen im Vordergrund. Da sich der Kanton Bern vom Jura über das Mittelland und die Voralpen bis in die Alpen erstreckt, eignet er sich gut für die Untersuchung dieser Fragestellung.

### Auswahl der Wasserfassungen

Für die Nitratdatenreihe des Kantons Bern wurden Nitratanalysen ausgewertet, die im kantonalen Laboratorium im Rahmen der Trinkwasserkontrolle durchgeführt worden waren. Analysen von Probenahmestellen, welche Mischwasser enthielten und deshalb nicht einer einzelnen Wasserfassung zugeordnet werden konnten, wurden ausser Acht gelassen. Zudem wurden nur Fassungen berücksichtigt, von denen in den Perioden 1990–92, 1993–95, 1996–98 und 1999–2001 jeweils mindestens eine Nitratanalyse vorlag. Fassungen, welche in der Untersuchungsperiode infolge zu hoher Nitratgehalte oder anderer Gründe ausser Betrieb genommen wurden und deren Wasser nicht mehr analysiert wird, konnten nicht einbezogen werden. Dies traf auf mehrere Fassungen in vorwiegend landwirtschaftlichen Gebieten zu.

Der Standort jeder Fassung wurde mit Hilfe einer Datenbank des Wasser- und Energie-wirtschaftsamtes des Kantons Bern (Muchenberger 1999) sowie des Wasserversorgungsatlasses lokalisiert. Die Fassungen wurden in zwei Nutzungskategorien eingeteilt (Tab. 1) und einer der vier Regionen Jura, Mittelland, Voralpen und Alpen zugeordnet (Abb. 1). Die Entscheidung, ob die Wasserqualität einer Fassung durch die landwirtschaftliche Bewirtschaftung beeinflusst wird, wurde aufgrund des mutmasslichen oberirdischen



Einzugsgebietes getroffen. Dieses musste aufgrund der Topographie gemäss der Landeskarte im Massstab 1:25'000 bestimmt werden, weil für die meisten Fassungen keine detaillierten geologischen und hydrologischen Abklärungen vorhanden waren.

Insgesamt wurden 214 Fassungen ausgewählt, deren Einzugsgebiet mindestens zu einem Teil oder sogar ausschliesslich landwirtschaftlich genutzt wird (Abb. 1). Als Referenz wurden zusätzlich 49 Fassungen ausgewählt, deren Einzugsgebiet ausschliesslich im Wald und unter vegetationslosen Flächen liegt.

Tabelle 1. Nutzungskategorien der untersuchten Grundwasserfassungen	
Kategorie	Definition
Landwirtschaft	Fassungen, deren Einzugsgebiet vollständig oder teilweise landwirtschaftlich genutzt wird
Wald	Fassungen, deren Einzugsgebiet sich ausschliesslich aus Wald und vegetationslosen Flächen zusammensetzt

### Statistische Auswertung

Mit der statistischen Auswertung sollen drei Fragen beantwortet werden:

- Ist eine allfällige Abnahme des Nitratgehaltes signifikant oder nur zufällig?
- Wird das Ziel einer Reduktion des Nitratgehaltes um 5 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l bis 2005 erreicht, wenn der Trend des Nitratgehaltes gleich bleibt wie zwischen 1990 und 2001?
- Kann bei den beiden Kategorien «Landwirtschaft» und «Wald» eine unterschiedliche Entwicklung der Nitratgehalte beobachtet werden?

Für jede Fassung wurde eine lineare Regression vom Jahresmittel des Nitratgehaltes auf das Jahr berechnet. Der Regressionskoeffizient gibt an, wie stark der Nitratgehalt pro Jahr zu- oder abnimmt. Zur Beantwortung der ersten beiden Fragen wurden die Regressionskoeffizienten jeder Nutzungskategorie mit Hilfe eines t-Tests gegen 0 bzw. gegen -0,36 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l und Jahr geprüft. Wenn sich der Regressionskoeffizient nicht von 0 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l und Jahr unterscheidet, bedeutet dies, dass eine allfällige Abnahme des Nitratgehaltes nur zufällig ist. Eine Abnahme um 0,36 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l und Jahr entspricht dem Ziel einer Reduktion von 5 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l in 14 Jahren. Zur Beantwortung der dritten Frage wurde eine einfache Varianzanalyse mit den Regressionskoeffizienten der beiden Nutzungskategorien «Landwirtschaft» und «Wald» durchgeführt.

### Entwicklung der Nitratgehalte

Bei den 214 Fassungen, deren Einzugsgebiet mindestens zu einem Teil oder ausschliesslich landwirtschaftlich genutzt wird, betrug der Nitratgehalt in der Periode 1999–2001 durchschnittlich 18 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l (Tab. 2). Im Mittelland lag er mit 27 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l über dem Durchschnitt des gesamten Kantons, im Jura und insbesondere in den Alpen dagegen mit 8 bzw. 3 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l deutlich darunter.

Bei den 49 Fassungen mit bewaldeten und vegetationslosen Flächen im Einzugsgebiet betrug der Nitratgehalt im Durchschnitt lediglich 7 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l. Zudem fielen die Unterschiede zwischen den Regionen weit geringer aus.

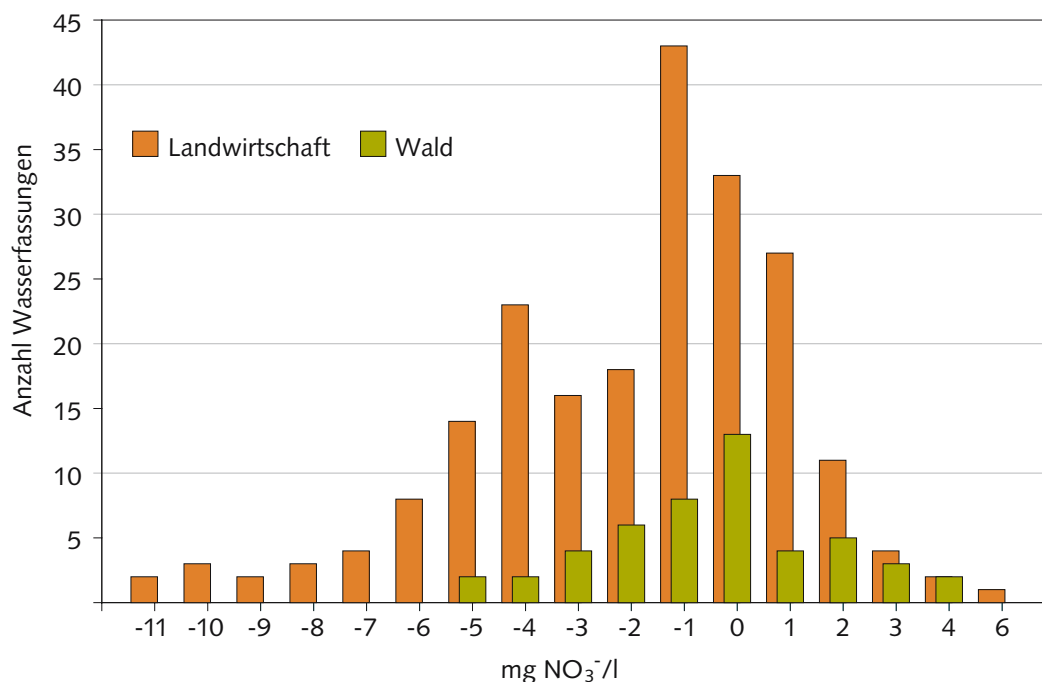
Bei den Fassungen mit landwirtschaftlich genutztem Einzugsgebiet wurde im Mittelland der Toleranzwert von 40 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l bei rund 10 % der Fassungen und die numerische Anforderung der Gewässerschutzverordnung von 25 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l bei über der Hälfte der Fassungen überschritten. In den Voralpen traten Überschreitungen der numerischen Anforderung nur noch bei einem Sechstel der Fassungen auf. Im Jura und in den Alpen sowie bei der Nutzungskategorie «Wald» lagen die Mittelwerte der Periode 1999–2001 bei allen Fassungen unter 25 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l.

**Tabelle 2. Durchschnittliche Nitratgehalte der Wasserfassungen mit bzw. ohne landwirtschaftlichen Einfluss im Einzugsgebiet**

Nutzungskategorie	Anz. Fassungen	Nitratgehalt (mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /l)				
Region		1990–1992	1993–1995	1996–1998	1999–2001	Differenz <sup>1)</sup>
<b>Landwirtschaft</b>	<b>214</b>	<b>19,6</b>	<b>20,2</b>	<b>18,6</b>	<b>17,9</b>	<b>-1,8</b>
Alpen	47	2,4	2,6	2,8	2,5	0,1
Voralpen	63	21,3	21,4	19,1	18,2	-3,1
Mittelland	93	28,5	29,7	27,3	26,6	-1,9
Jura	11	8,7	9,0	9,3	8,1	-0,6
<b>Wald</b>	<b>49</b>	<b>7,5</b>	<b>7,6</b>	<b>7,5</b>	<b>7,2</b>	<b>-0,3</b>
Alpen	17	2,9	2,8	2,8	2,7	-0,2
Voralpen	13	11,5	11,7	11,6	10,7	-0,9
Mittelland	16	9,9	10,3	9,7	9,5	-0,4
Jura	3	3,3	3,3	5,1	5,0	1,7

<sup>1)</sup> Differenz zwischen den Perioden 1999–2001 und 1990–92

Abbildung 2:  
Anzahl Wasserfassungen nach Zu- oder Abnahme des Nitratgehaltes zwischen den Perioden 1990–92 und 1999–2001.



Zwischen den Perioden 1990–92 und 1999–2001 hat sich der mittlere Nitratgehalt bei den Wasserfassungen mit landwirtschaftlich genutztem Einzugsgebiet nur leicht verändert. Im Mittel konnte eine Abnahme um 1,8 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l verzeichnet werden (Tab. 2), die sich aus einem leichten Anstieg zwischen 1990–92 und 1993–95 sowie einer etwas stärkeren Abnahme bis zur letzten Periode 1999–2001 zusammensetzt. Der Streubereich bei den einseitig verteilten Zu- und Abnahmen über die gesamte Periode ist gross (Abb. 2). Während der Nitratgehalt bei der Mehrheit der Fassungen um bis zu 11 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l abgenommen hat, ist er bei den restlichen Fassungen konstant geblieben oder sogar um bis zu 6 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l gestiegen. Bei der Nutzungskategorie «Wald» war gesamthaft nur eine geringfügige Abnahme um 0,3 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l zu verzeichnen. Die durchschnittlichen Nitratgehalte waren bei diesen Fassungen allerdings weniger als halb so hoch wie bei den Fassungen mit landwirtschaftlicher Nutzung im Einzugsgebiet (Tab. 2).

Im Messnetz NAQUA (Kap. 4) wurde eine ähnliche zeitliche Entwicklung wie im Kanton Bern beobachtet. Der durchschnittliche Nitratgehalt nahm zwischen 1989–90 und 1999–2001 um 1,6 mg/l ab und war ebenfalls Mitte der neunziger Jahre am höchsten.

Der Nitratgehalt der Fassungen mit landwirtschaftlich genutztem Einzugsgebiet, die in der Periode 1990–92 einen Ausgangswert von über 30 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l aufwiesen, nahm im Mittel um 3,5 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l bzw. 7 % ab. Bei den Fassungen mit einem Ausgangswert zwischen 10 und 30 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l fiel die durchschnittliche Abnahme mit 2,5 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l geringer aus, die relative Abnahme war aber mit 11 % höher. Bei einzelnen Fassungen dieser Gruppe wurden starke Abnahmen beobachtet (Abb. 3).

Der t-Test gegen 0 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l und Jahr ergab, dass nur die Abnahme des Nitratgehaltes der Nutzungskategorie «Landwirtschaft» im Mittelland und in den Voralpen signifikant ist (p < 0,001; Abb. 4). Mit dem t-Test gegen -0,36 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l und Jahr konnte festgestellt werden, dass bei gleich bleibendem Trend das Ziel einer Reduktion des Nitratgehaltes um 5 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l in den Voralpen voraussichtlich erreicht werden kann, nicht aber im Mittelland. Die einfache Varianzanalyse ergab, dass sich die beiden Nutzungskategorien «Landwirtschaft» und «Wald» einzig in den Voralpen unterscheiden. Ein solcher Unterschied weist darauf hin, dass die Abnahme des Nitratgehaltes auf Änderungen in der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung zurückgeführt werden kann. Neben den Ökomassnahmen kann eine Änderung aber auch durch weitere agrarpolitische Massnahmen bedingt sein. Geringere Deckungsbeiträge infolge veränderter agrarpolitischer und wirtschaftlicher Rahmenbedingungen dürften an den Verschiebungen in den Kulturanteilen mitbeteiligt sein (z.B. Abnahme der Getreideproduktion).

Die veränderten Ernährungsgewohnheiten haben zudem zu einem sinkenden Fleischkonsum geführt, wodurch die Tierzahlen und damit der N-Anfall in den Hofdüngern abgenommen haben. Dank Leistungssteigerungen in der Landwirtschaft wie z.B. der

Abbildung 3: Beziehung zwischen den Nitratgehalten der Perioden 1990–92 und 1999–2001 für die Fassungen mit landwirtschaftlich genutztem Einzugsgebiet. Eine Fassung mit einem Ausgangswert von 72 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l ist nicht eingezeichnet.

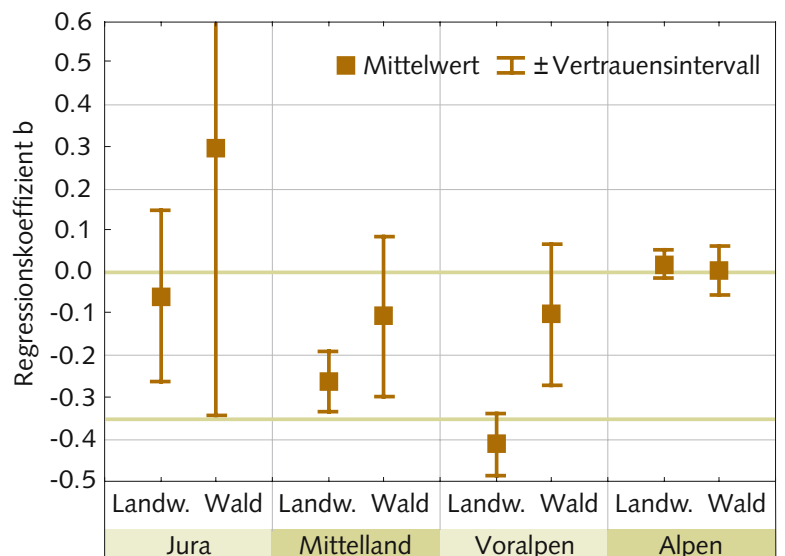
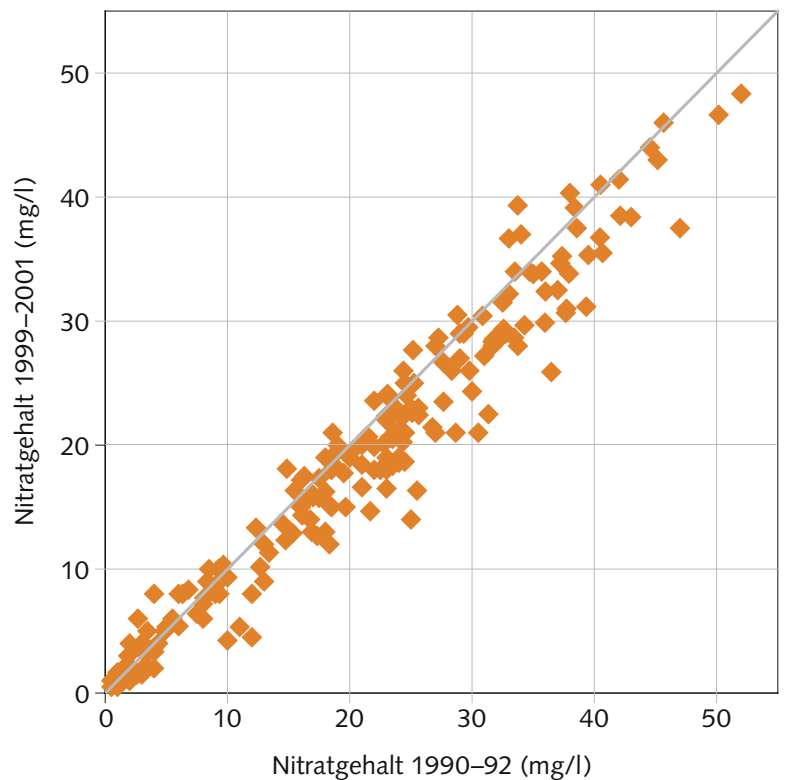


Abbildung 4: Regressionskoeffizienten der einzelnen Gruppen von Grundwasserfassungen. Die durchgezogene Linie bei 0 stellt den Zustand bei konstantem Nitratgehalt während der ganzen Periode dar, diejenige bei -0,36 die Zielgrösse mit der Abnahme um 5 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l in 14 Jahren. Wenn sich die 95 %-Vertrauensintervalle zweier Verfahren nicht überschneiden, besteht ein signifikanter Unterschied.

**Tabelle 3. Geschätzte Reduktion der Nitratauswaschung zwischen 1990 und 2000 durch verschiedene Einflussfaktoren (in % der 1990 ausgewaschenen N-Menge unter allen Flächen und unter Ackerland)**

Einflussfaktor	Alle Flächen	Ackerland
Veränderung der Kulturanteile im Ackerbau	4 %	7 %
Geringerer N-Düngereinsatz im Ackerbau	4 %	7 %
davon im Extensiogetreide und -raps	< 1 %	1-2 %
Mehr Zwischenkulturen	3 %	6 %
Geringere N-Deposition	1 %	< 1 %
Extensivierung im Futterbau	< 1 %	–

höheren Milchleistung pro Kuh werden weniger Kühe zur Produktion der gleichen Milchmenge benötigt. Die einzelne Kuh scheidet zwar etwas mehr Stickstoff aus, durch die geringere Tierzahl sinkt aber gesamthaft der N-Anfall in den Hofdüngern.

### Ursachen der abnehmenden Nitratgehalte

Berechnungen der Nitratauswaschung unter der land- und nichtlandwirtschaftlichen Fläche im Kanton Bern mit dem Stoffflussmodell MODIFFUS ergaben eine Abnahme um ca. 12 % zwischen 1990 und 2000 (Spiess und Prasuhn 2005). Mit je etwa 4 % haben die veränderten Kulturanteile im Ackerbau, d.h. der vermehrte Anbau von Kulturen mit geringerer Nitratauswaschung, sowie der geringere Einsatz von N-Düngern im Ackerbau am meisten zu dieser Reduktion beigetragen (Tab. 3). Im Weiteren haben auch der vermehrte Anbau von Zwischenkulturen, die geringere N-Deposition sowie extensiv und wenig intensiv genutztes Grasland zur geringeren Nitratauswaschung beigetragen.

### Das Erreichen des Ziels

Bei der Interpretation der vorliegenden Resultate muss berücksichtigt werden, dass das im Boden versickernde Wasser im Durchschnitt mehrere Jahre benötigt, bis es in eine Wasserfassung gelangt. Die Auswirkungen der 1993 eingeführten Ökomassnahmen auf den Nitratgehalt des Trinkwassers können folglich erst mit einer Verzögerung von einigen Jahren festgestellt werden.

In den Voralpen und im Mittelland hat der Nitratgehalt der Fassungen mit landwirtschaftlicher Nutzung im Einzugsgebiet zwischen den Perioden 1990–92 und 1999–2001 signifikant abgenommen (Abb. 4). Aber nur in den Voralpen war der Rückgang signifikant höher als bei der Nutzungskategorie «Wald», und das angestrebte Ziel kann bei gleich bleibendem Trend bis zum Jahr 2005 erreicht werden. Im Mittelland war die Abnahme zwar signifikant, aber noch zu wenig stark. Hier dürfte das Reduktionsziel wahrscheinlich nicht erreicht werden. Dass in dieser Region kein Unterschied zwischen den beiden Nutzungskategorien «Landwirtschaft» und «Wald» festgestellt wurde, ist eventuell auch darauf zurückzuführen, dass die Fassungen mit bewaldeten und vegetationslosen Einzugsgebieten nicht ganz ohne landwirtschaftlichen Einfluss sind. Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft tragen zur N-Deposition auf Wälder und vegetationslosen Flächen bei. Die N-Deposition wiederum ist ein bedeutender Einflussfaktor der Nitratauswaschung unter diesen Flächen. Im Jura überstieg der Nitratgehalt nur bei wenigen Fassungen 10 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l. Ein Erreichen des Ziels dürfte hier sehr schwierig sein. In den Alpen lag der Ausgangswert in der Periode 1990–92 bei fast allen Fassungen schon unter 5 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l. Somit ist eine Reduktion um 5 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l unmöglich. Damit das Ziel für den gesamten Kanton Bern erreicht werden kann, muss der Nitratgehalt im Mittelland und in den Voralpen um mehr als 5 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l zurückgehen.



Seit einigen Jahren strebt das Bundesamt für Landwirtschaft das Ziel an, dass der Nitratgehalt von 90 % der Grundwasserfassungen unter 40 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l liegen soll (Bundesblatt 2002). Dieses Ziel wurde in den Regionen Jura, Voralpen und Alpen zwischen 1990 und 2001 immer deutlich übertroffen (Tab. 4). Im Mittelland dagegen wurde es nur in der Periode 1999–2001 knapp erreicht. Seit 1990 ist allerdings eine unbekannte Anzahl an Grundwasserfassungen infolge zu hoher Nitratgehalte ausser Betrieb genommen worden. Ein Teil davon wird nicht mehr beprobt und konnte deshalb nicht in unsere Auswertung einbezogen werden. Diese Praxis trägt dazu bei, dass das Ziel rein formal erreicht worden ist.

**Tabelle 4. Anteil der Grundwasserfassungen mit landwirtschaftlicher Nutzung im Einzugsgebiet, die in einer Periode einen mittleren Nitratgehalt von über 40 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l aufgewiesen haben**

Region	Anzahl Fassungen	Anteil der Fassungen			
		1990–92	1993–95	1996–98	1999–01
Total	214	6 %	10 %	6 %	4 %
Jura	11	0 %	0 %	0 %	0 %
Mittelland	93	13 %	19 %	12 %	10 %
Voralpen	63	2 %	5 %	2 %	0 %
Alpen	47	0 %	0 %	0 %	0 %

## Schlussfolgerungen

Da der N-Überschuss der schweizerischen Landwirtschaft schon seit 1980 rückläufig ist und bis 2000 von rund 152'000 t N um ein Viertel auf 113'000 t N abgenommen hat (Kap. 3), kann der beobachtete Rückgang des Nitratgehaltes nicht allein auf die Ökomassnahmen zurückgeführt werden. Als Folge des Rückgangs des N-Überschusses müssen auch die N-Verluste beträchtlich abgenommen haben, denn eine grössere N-Anreicherung im Boden als einzige weitere Senke ist unwahrscheinlich. Stickstoff geht hauptsächlich über die Ammoniakverflüchtigung, die Denitrifikation und die Nitratauswaschung verloren. Die Ammoniak- und Lachgasverluste sind gesamtschweizerisch zwischen 1980 und 2000 in der Grössenordnung von einem Viertel zurückgegangen (Menzi *et al.* 1997 und Kap. 7; Schmid *et al.* 2000 und Kap. 8). Somit müssten die Nitratverluste aus der Landwirtschaft infolge des sinkenden N-Überschusses ebenfalls um ein Viertel zurückgegangen sein.

Ob dies auch auf den Nitratgehalt im Grundwasser des Kantons Bern zutrifft, ist schwer zu beurteilen. Einerseits ist infolge des Fehlens von regionalen Nährstoffbilanzen nicht bekannt, ob der N-Überschuss im Kanton Bern ebenfalls um ein Viertel zurückgegangen ist. Andererseits gibt es im Kanton Bern keine bis 1980 zurückreichende und repräsentative Nitratdatenreihe. Es ist daher nicht bekannt, in welchem Jahr der durchschnittliche Nitratgehalt am höchsten war. Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse dieser und anderer Studien (Kap. 4) ist anzunehmen, dass der Höhepunkt Mitte der neunziger Jahre aufgetreten ist. Geht man davon aus, dass der landwirtschaftliche N-Überschuss und die dadurch verursachten Nitratverluste im Kanton Bern zwischen 1980 und 2000 um ein Viertel zurückgegangen sind, dass der Anteil der Landwirtschaft an der gesamten Nitratauswaschung etwa 70 % ausmacht (Prasuhn und Mohni 2003) und die nicht landwirtschaftsbedingten Nitratreinträge ins Grundwasser konstant geblieben sind, müsste der durchschnittliche Nitratgehalt gesamthaft um 3 bis 4 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l zurückgehen. Aufgrund dieser Annahmen wird wahrscheinlich das Ziel einer durchschnittlichen Reduktion um 5 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l bis 2005 nicht ganz erreicht werden. Die Ergebnisse des Messnetzes NAQUA<sub>SPEZ</sub> (Kap. 4), die zwischen 1999–2001 und 2002–03 eine bedeutende mittlere Abnahme um rund 2 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l zeigen, lassen aber vermuten, dass die Nitratgehalte auch im Kanton Bern in den letzten Jahren weiter abgenommen haben.

## Dank

U. Lienhard (Kantonales Laboratorium, Bern) und F. Muchenberger (Wasser- und Energiewirtschaftsamt, Bern) danke ich für die Lieferung von Daten und wertvolle Diskussionen. H.-R. Roth (ETHZ) und H.-R. Oberholzer (FAL) haben mich bei der statistischen Auswertung beraten, wofür ich mich bei ihnen bedanken möchte. Ein besonderer Dank geht an meine ehemaligen ArbeitskollegInnen M. Braun und C. Wüthrich, die dieses Projekt mit viel Einsatz lanciert haben.

## Literatur

- Braun M., Hurni P. und Spiess E., 1994. Phosphor- und Stickstoffüberschüsse in der Landwirtschaft und Para-Landwirtschaft. Schriftenreihe der FAC Liebefeld 18. 70 S.
- Braun M., Wüthrich-Steiner C., Spiess E., Stauffer W. und Prasuhn V., 1998. Wirkungskontrolle der Öko-Massnahmen im Gewässerschutz. *Agrarforschung* 5, 129–132.
- Bundesblatt, 2002. Botschaft zur Weiterentwicklung der Agrarpolitik (Agrarpolitik 2006). Bundeskanzlei, BBL V (02.046), 4721–5010.
- BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft), 1993. Situation der Trinkwasserversorgung. Schriftenreihe Umwelt Nr. 212. Bern. 128 S.
- Forni D., Gujer H.-U., Nyffenegger L., Vogel S. und Gantner U., 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme. *Agrarforschung* 6, 107–110.
- Menzi H., Frick R. und Kaufmann R., 1997. Ammoniak-Emissionen in der Schweiz: Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials. Schriftenreihe der FAL 26. 107 S.
- Muchenberger F., 1999. Grundwasserfassungen des Kantons Bern. Datenbank auf elektronischem Datenträger.
- Prasuhn V. und Mohni R., 2003. GIS-gestützte Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. Interner Bericht. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich-Reckenholz. 223 S. <http://www.reckenholz.ch/doc/de/forsch/umwelt/wasser/wasser.html>.
- Schmid M., Neftel A. und Fuhrer J., 2000. Lachgasemissionen aus der Schweizer Landwirtschaft. Schriftenreihe der FAL 33. 131 S.
- Spiess E., 1999. Nährstoffbilanz der schweizerischen Landwirtschaft für die Jahre 1975 bis 1995. Schriftenreihe der FAL 28. 46 S.
- Spiess E. und Prasuhn V., 2005. Weniger Nitrat im Grundwasser dank Ökomassnahmen. *Agrarforschung* (in Vorbereitung).



Abbildung 1:  
Das Einzugsgebiet  
Fehraltorf (ZH).

## 6 Analyse von Szenarien zur Wirkung des ÖLN auf die Nitratauswaschung im Ackerbau

Michel Decrem, Felix Herzog, Jakob Nievergelt, Walter Richner und Ernst Spiess

Das Modell LEACHMN wurde für die Untersuchung von Szenarien eingesetzt, um die Bedeutung der einzelnen Massnahmen des ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN) abzuschätzen. Die wichtigsten Massnahmen zur Reduktion der Nitratauswaschung im Ackerbau sind die ausgeglichene Düngerbilanz und die Anforderungen an die Bodenbedeckung. Unsere Untersuchungen in einem Einzugsgebiet mit überwiegend landwirtschaftlicher Nutzung im Schweizer Mittelland haben ergeben, dass die Einführung des ÖLN zu einer durchschnittlichen Reduktion der Stickstoffverluste durch Auswaschung im Ackerbau um 30 % ( $16 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ ) geführt hat.

Das Ziel dieser Untersuchung war es, die Wirksamkeit der Ökomassnahmen zur Reduktion der Nitratauswaschung im Ackerbau zu bewerten und die Bedeutung der einzelnen Massnahmen auf der Einzugsgebietsebene zu gewichten. Die wichtigsten Massnahmen des ÖLN im Hinblick auf die Nitratauswaschung sind die ausgeglichene Düngerbilanz und ein geeigneter Bodenschutz, der die Bodenbedeckung im Winter erhöht. Da eine grossräumige und intensive Messkampagne viel zu aufwändig und kostspielig wäre, haben wir uns für einen Modellierungs-Ansatz entschieden.

### Material und Methoden

#### Das Einzugsgebiet Fehraltorf

Das in diesem Projekt untersuchte Einzugsgebiet liegt in der Nähe der Gemeinde Fehraltorf, etwa 30 km östlich von Zürich (Abb. 1). Es bedeckt eine Fläche von 540 ha; 60 % davon werden landwirtschaftlich genutzt. Das Klima dieser Region ist mässig feucht mit

Michel Decrem,  
Felix Herzog,  
Jakob Nievergelt,  
Walter Richner und  
Ernst Spiess,  
Agroscope  
FAL Reckenholz,  
Reckenholzstr. 191,  
CH-8046 Zürich

durchschnittlichen Regenmengen von 1250 mm pro Jahr; davon fallen 400 mm von November bis März. Das Einzugsgebiet besteht hauptsächlich aus einer Moränenlandschaft, die von bewaldeten Hügeln umgeben ist. Insgesamt 152 ha werden ackerbaulich genutzt. Die 158 Parzellen gehören zu 29 landwirtschaftlichen Betrieben.

Aus zwei Trinkwasserfassungen werden regelmässig Proben analysiert, um die Qualität des Grundwassers zu überprüfen. In den Jahren vor 1993 galt das Einzugsgebiet von Fehraltorf als Problemzone, da die Nitratkonzentration des Grundwassers den zulässigen Höchstwert von 40 mg/l fast erreicht hatte. Seit Beginn der Ökomassnahmen im Jahr 1993 ist die Nitratkonzentration erfreulicherweise auf etwa 15 mg/l gesunken und liegt damit weit unter dem angestrebten Wert von 25 mg/l. Zur Reduktion des Nitratgehaltes im Grundwasser dürfte aber auch ein 1993 gestartetes Projekt zur Sanierung des Entwässerungssystems in den Nachbargemeinden des Einzugsgebietes (Krejci *et al.* 1994) beigetragen haben.

Die Parzellierung des Einzugsgebietes wurde mit Hilfe von Luftaufnahmen, die im August 2000 aufgenommen worden waren, kartographisch erfasst. Die Informationen zu den Böden stammen aus der Datenbank und der Bodenkarte (Massstab 1:5'000) des Kantons Zürich (VDZH 1998). Die für das Modell benötigten Eingangsdaten für den Zeitraum 1998 bis 2003 bezüglich der landwirtschaftlichen Nutzung der Parzellen (Kultur; Ertrag; Menge und Typ des verwendeten Düngers; Zeitpunkt von Saat, Ernte, Bodenbearbeitung, Düngung) wurden von den Landwirten in Form von Feldkalendern zur Verfügung gestellt. Die täglichen Niederschlagsdaten stammen von der meteorologischen Station Pfäffikon in der Nähe des Einzugsgebietes. Die übrigen Klimaparameter wurden an der Forschungsanstalt Agroscope FAL Reckenholz bei Zürich gemessen.

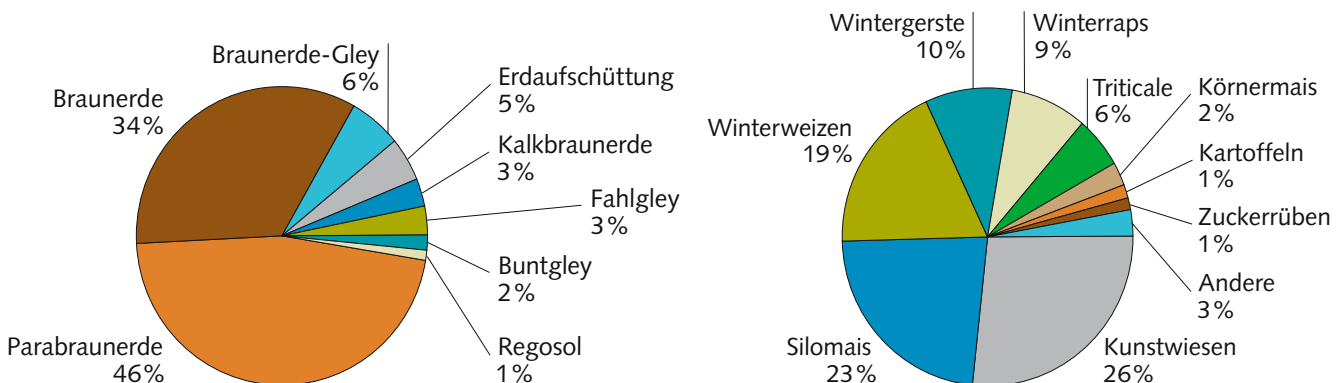
Abbildung 2 gibt Auskunft über die Böden und Kulturen der Ackerflächen des Einzugsgebietes während des Zeitraumes 1998 bis 2003. Es dominieren Braunerde (Cambisols) und Parabraunerden (Luvisols). Nur ein kleiner Teil der Böden (< 4 %) wird künstlich entwässert.

Natur- und Ackerfutterbau (Kunstpiesen und Silomais) dominierten die landwirtschaftliche Nutzung. Eine typische Fruchtfolge sah folgendermassen aus: Silomais – Winterweizen – Winterraps – Kunstwiese – Kunstwiese. Im Allgemeinen wurden vor den Frühjahrskulturen Zwischenkulturen gepflanzt. Auf Grund ihrer Eignung als Viehfutter wurden winterfeste Gras-Klee-Mischungen in der Regel reinen Gründüngungen (z.B. Phazelia) vorgezogen.

### Das LEACHMN-Modell

Für unsere Untersuchung haben wir das Modell LEACHMN (Hutson 2003) verwendet. LEACHMN ist ein quantitatives und deterministisches Modell zur Simulation sämtlicher wichtigen Ein- und Austräge sowie Umwandlungsprozessen von Stickstoff in landwirtschaftlich genutzten Böden. Abbildung 3 zeigt schematisch die wichtigsten Stickstoffflüsse und -zustände des Systems Boden-Pflanze-Atmosphäre in einer modifizierten Version des Modells (der die organischen Dünger betreffende Teil wurde im Vergleich zur Originalversion von LEACHMN leicht abgeändert). Der Pool an mineralischem Stickstoff besteht aus Nitrat

Abbildung 2: Anteile der Bodentypen (links) und der Kulturen (rechts) an der Ackerfläche des Einzugsgebietes Fehraltorf während des Zeitraumes 1998–2003.



und Ammonium. Der organische Stickstoff wird unterteilt in langsam (Humus) und schnell verfügbaren Stickstoff (Ernterückstände und organische Dünger). Der Pool an mineralischem Stickstoff wird aus Düngung (mineralische und organische Dünger), Deposition, Mineralisierung und Nitrifikation gespeist; Austräge erfolgen durch Pflanzenentzug, Immobilisation, Ammoniakverflüchtigung, Denitrifikation und Auswaschung.

Ammonium kann gelöst oder an die Bodenmatrix adsorbiert vorhanden sein. Zur Beschreibung des Transfers von Wasser und Stickstoff durch das Bodenprofil wurde ein einfacher Kaskadenansatz («tipping bucket») verwendet. Präferenzialer Makroporenfluss und die Entwässerung mittels Drainagen wurden vom Modell nicht berücksichtigt. Da LEACHMN die biologische Stickstoff-Fixierung durch die Leguminosen nicht berücksichtigen kann, eignet sich dieses Simulationsmodell nur beschränkt für die Untersuchung des Stickstofftransfers in Grasslandsystemen, bei denen die symbiotisch fixierte Stickstoffmenge einen bedeutenden Anteil des Stickstoffeintrags ausmacht.

### Eichung des Modells

Die Eichung von LEACHMN erfolgte mit Daten zu Sickerwasserbildung, Nitratauswaschung und Stickstoffentzug der Pflanzen eines von Agroscope FAL Reckenholz während des Zeitraums 1992 bis 1999 ausgeführten Lysimeterversuchs (Nievergelt 2002). Die Methode der inversen Modellierung SUFI-2 (Abbaspour *et al.* 2004) wurde angewendet, um die Abweichung zwischen den vom Modell simulierten und den beobachteten Werten möglichst gering zu halten. Dabei wurde darauf geachtet, dass die resultierenden Modellparameter gut mit den Daten aus der Literatur übereinstimmen (z.B. Schmied *et al.* 2000). Die zwölf verwendeten wägbaren Lysimeter (2 m Durchmesser, 2 m Tiefe) wurden als frei entwässernde Systeme betrachtet. Der Boden der Lysimeter Nr. 7–12 (Parabraunerden aus Moränenablagerungen, toniger Boden und Steinanteil von unter 5 %) ist mit den meisten Böden des Untersuchungsgebietes vergleichbar. Die Fruchtfolge beinhaltete verschiedene Getreide und Hackfrüchte (wobei Phazelia als Zwischenkultur eingesetzt wurde) und kann als typisch für die landwirtschaftliche Praxis betrachtet werden. Es wurde ausschliesslich Mineraldünger verwendet, wobei die ausgebrachten Mengen den Düngungsnormen der eidgenössischen landwirtschaftlichen Forschungsanstalten (GRUDAF, Walther *et al.* 2001) entsprachen.

### Anwendung des Modells im Einzugsgebiet

Das Modell wurde auf der Ebene des Einzugsgebietes angewendet, ausgehend von der vereinfachenden Vorstellung, dass jede einzelne Parzelle der Bodensäule eines Lysimeters entspricht. Mögliche Auswirkungen von Oberflächenabfluss, Interflow, Drainage und Ände-

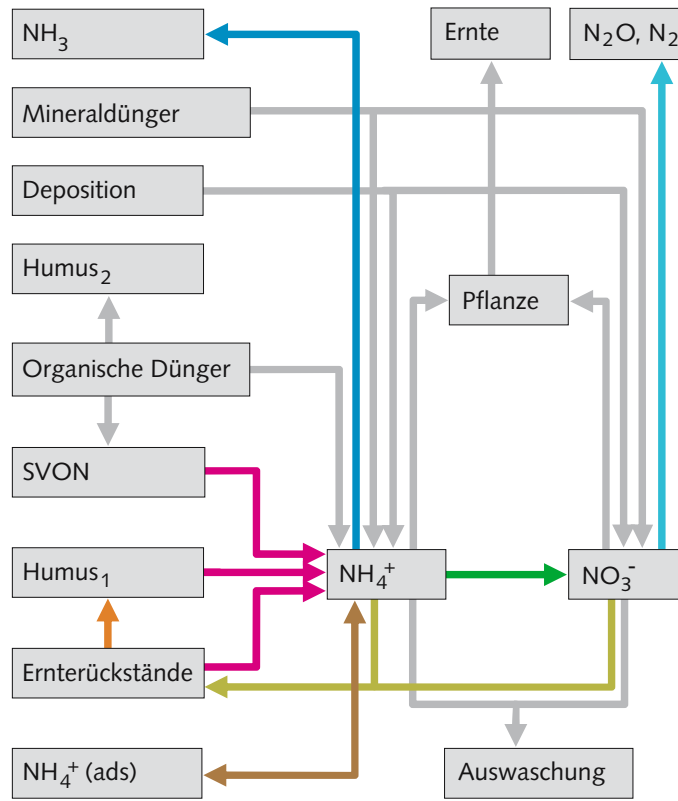


Abbildung 3: Schema des Stickstoffzyklus in LEACHMN (leicht modifizierte Version). SVON: Schnell verfügbarer organischer Stickstoff.

- Verflüchtigung
- Denitrifikation
- Mineralisierung
- Nitrifikation
- Immobilisation
- Humifizierung
- Sorption

rungen im Grundwasserstand wurden somit ausser Acht gelassen. Die Berücksichtigung der lokalen Eigenschaften von Boden und Kultur machte eine Anpassung der Eingabeparameter des Modells erforderlich. Wir haben deshalb ausgehend von einer Kombination bestehender Messungen, Literaturdaten und Expertenaussagen eine Parameter-Datenbank erstellt.

Die Bodenmerkmale wurden auf Parzellenebene mittels Bodenkarte und pedologischer Datenbank des Kantons Zürich bestimmt. Die hydraulischen Parameter des Bodens wurden mit Hilfe von kontinuierlichen Bodentransfer-Funktionen geschätzt (Wösten *et al.* 1999).

Auf Parzellenebene wurden die Informationen zu den Ernteerträgen und der Düngung direkt bei den Landwirten eingeholt. Wenn keine Daten verfügbar waren, wurde der Ernteertrag auf Grund des Durchschnittswertes des Einzugsgebietes, des Kantons Zürich oder der gesamten Schweiz (in absteigender Reihenfolge) für das entsprechende Jahr geschätzt. Die GRUDAF-Standarderträge (Walther *et al.* 2001) wurden erst dann herangezogen, wenn keine anderen Daten verfügbar waren. Der Stickstoffzug der Kulturen wurde als proportional zum Ertrag angenommen.

Mangels verfügbarer Daten haben wir für die Stickstoffgehalte der verschiedenen Hofdünger auf die Richtwerte der GRUDAF zurückgegriffen. Nur der nach Abzug der Ammoniakverluste verbleibende mineralische Stickstoff wurde als pflanzenverfügbar betrachtet. Es wurde davon ausgegangen, dass 95 % des schnell verfügbaren organischen Stickstoffs (SVON in Abbildung 3) im Laufe von drei Jahren nach der Ausbringung auf dem Feld mineralisiert sind. Ausgehend vom Unterschied zwischen dem Gesamtstickstoffgehalt und der Summe der Gehalte von schnell verfügbarem organischem Stickstoff und mineralischem Stickstoff haben wir die langsam verfügbare organische Stickstoffmenge geschätzt, die in den Humus eingebaut wird und damit den Pflanzen für einen langen Zeitraum nicht zur Verfügung steht (Humus<sub>2</sub> in Abbildung 3).

Die Ammoniakverluste wurden für alle organischen und mineralischen Dünger mittels Emissionsfaktoren berechnet (Menzi *et al.* 1997). Das Ammoniak-Verflüchtigungsmodul des LEACHMN-Modells wurde nicht verwendet. Um die Auswirkungen der Massnahmen zur Reduktion der Ammoniakverluste nach der Ausbringung zu berücksichtigen, haben wir bei der Gülle den Emissionsfaktor von 50 auf 30 % der ausgebrachten Menge an Ammoniumstickstoff herabgesetzt. Mangels genauer Daten wurde für die Gülleverdünnung ein Verhältnis von einem Teil Gülle zu zwei Teilen Wasser angenommen.

Der Stickstoffhaushalt der Kunstwiesen und der Zwischenkulturen mit einer Klee-gras-Mischung wurde mit einem vereinfachten Ansatz modelliert, da das Modell die biologische Stickstoff-Fixierung nicht beschreiben kann und da auf Parzellenebene Informationen über die Stickstoffdüngung oft nur mit ungenügender Genauigkeit vorlagen. Bei unserem Ansatz wurde die Stickstoff-Fixierung indirekt berücksichtigt, nämlich über den «Nettostickstoffentzug» bzw. die gesamte Stickstoffmenge, die durch die Kultur entzogen wurde, abzüglich der symbiotisch fixierten Stickstoffmenge, wobei letztere empirisch geschätzt wurde (Boller *et al.* 2003). Was die Düngung und den Stickstoffentzug der Kunstwiesen anbelangt, konnten wir gemäss den regionalen Statistiken des Schweizerischen Bauernverbandes (SBV 1989 und nachfolgende Jahrgänge) davon ausgehen, dass die in den GRUDAF beschriebenen intensiven Bewirtschaftungsbedingungen die Norm darstellen. Für die Zwischenkulturen (unabhängig davon, ob es sich um Klee-gras-Mischungen oder um andere Typen handelt) haben wir den Stickstoffentzug auf Grund von Versuchen (Lehmann *et al.* 1991) geschätzt.

#### **Vier Szenarien**

Die Szenarien zur Bewertung der Auswirkungen des ÖLN auf die Nitratauswaschung im Ackerbau werden in Tabelle 1 definiert.

Wie in Tabelle 1 angegeben, sind die einzigen Variablen, die bei den Szenarien berücksichtigt wurden, die Mineral- und Hofdüngermenge, der Ertrag und die Bodenbedeckung im Winter durch Zwischenkulturen. In Tabelle 2 sind die Niveaus dieser Variablen zusammengestellt.

**Tabelle 1. Definition der verschiedenen in der Studie ausgewerteten Szenarien**

Szenario	Definition
Baseline	Referenz-Szenario, das die Situation unter dem ÖLN während des Zeitraumes 1998 bis 2003 widerspiegelt. Es wird angenommen, dass auf allen Parzellen, auf denen eine Zwischenkultur hätte angebaut werden können, eine solche auch angelegt worden ist.
Semi-historisch #1	Zunahme des Einsatzes von stickstoffhaltigen Mineraldüngern um 28 % und von Hofdüngern um 26 %. Je nach Kultur kann der Ertrag Abweichungen zwischen ca. -10 % bis +10 % aufweisen. Alle anderen Faktoren bleiben unverändert.
Semi-historisch #2	Wie Semi-historisch #1, aber Zwischenkulturen nur auf 50 % der Fläche von Baseline.
Semi-historisch #3	Wie Semi-historisch #1, aber keine Zwischenkulturen («Worst-case-Szenario»).

**Tabelle 2. Relative Niveaus der eingesetzten Mengen von organischen bzw. mineralischen Stickstoff-Düngemitteln, des Ernteertrages und der Bodenbedeckung mit Zwischenkulturen der verschiedenen Szenarien**

Szenario	Relative Niveaus (%)			
	Mineraldünger-Stickstoff	Hofdünger-Stickstoff	Pflanzen-erträge	Anteil Parzellen mit Zwischenkulturen
Baseline	100	100	100	100
Semi-historisch #1	128	126	90–110	100
Semi-historisch #2	128	126	90–110	50
Semi-historisch #3	128	126	90–110	0

Die in den Szenarien «Semi-historisch #1» bis «#3» verwendeten Dünger- und Ertragsmengen wurden auf der Grundlage historischer Daten ermittelt. Wir haben für jeden Parameter das Verhältnis zwischen dem Mittelwert vor Einführung des ÖLN und dem aktuellen Mittelwert berechnet (einmal auf regionaler und einmal auf nationaler Ebene). Diese Verhältniszahlen wurden als relative Ertragsveränderung herangezogen, um die historischen Daten auf Grund der aktuellen «Baseline»-Daten auf Parzellenebene abzuleiten. Bei den Hofdüngern haben wir auf Daten der Betriebszählung (BFS 2004) von den drei Gemeinden des Einzugsgebietes zurückgegriffen. Aus dem Hofdüngereinsatz der Jahre 1990 und 2002, der auf Grund der Tierzahlen und der Hofdüngerrichtwerte (Walther *et al.* 2001) berechnet wurde, konnte abgeleitet werden, dass 1990 26 % mehr Hofdünger anfielen. Aus dem nationalen Mineraldüngerverbrauch der Jahre 1989–1993 und 1998–2002 wurde abgeleitet, dass 1990 28 % mehr Stickstoff mit den Mineraldüngern eingesetzt wurde (vgl. Kapitel 3, Abb. 3). Für den Ertrag der Kulturen wurde der nationale Mittelwert für 1989 bis 1993 und 1998 bis 2002 auf der Grundlage der vom Schweizerischen Bauernverband (SBV 1989 und nachfolgende Jahrgänge) jährlich bereitgestellten Daten geschätzt. Die relative Ertragsveränderung schwankte je nach Kultur zwischen 0,88 und 1,09 (Tab. 3). Für Kunstwiesen wurde die relative Ertragsveränderung auf Grund mangelnder Information über die Erträge auf 1 festgelegt.

Die Zusammenstellung der Daten ergab, dass sich die Erträge der Ackerkulturen in den Jahren vor dem ÖLN nicht erheblich von denjenigen von heute unterscheiden, obwohl die in der Vergangenheit ausgebrachten Düngermengen im Allgemeinen höher waren. Wenn man aus den nationalen Zahlen Schlüsse für das Untersuchungsgebiet zieht, kann der relative Ertragsunterschied im Ackerbau (mit Ausnahme der Kunstwiesen) zwischen den beiden Zeiträumen auf nahezu 0 % geschätzt werden (unter der Annahme eines konstanten Anteils

**Tabelle 3. Nationale Durchschnittserträge von Ackerkulturen für den Zeitraum vor der Einführung des ÖLN (1989–1993) sowie für den aktuellen Zeitraum (1998–2002), und abgeleitete relative Ertragsveränderung (Quelle: SBV 1989)**

	Durchschnittlicher Ertrag auf nationaler Ebene (dt/ha)		
	Zeitraum 1989–1993	Zeitraum 1998–2002	relative Ertragsveränderung <sup>1)</sup>
Silomais	177,9	165,0	1,08
Körnermais	85,0	91,8	0,93
Sommergerste	49,1	51,7	0,95
Sommerhafer	51,9	51,8	1,00
Sommerweizen	53,2	48,9	1,09
Triticale	55,2	60,4	0,91
Wintergerste	61,2	60,4	1,01
Winterraps	28,2	30,1	0,94
Winterroggen	54,0	61,1	0,88
Winterweizen	59,6	58,3	1,02
Kartoffeln	416,7	389,2	1,07
Zuckerrüben	658,6	695,9	0,95

<sup>1)</sup> Verhältniszahl des Mittelwertes 1989–1993 im Vergleich zum Mittelwert 1998–2002

der verschiedenen Kulturarten an der gesamten Ackerfläche). Die Einführung modernerer Technologien, darunter der Einsatz ertragreicherer Sorten, scheint die Auswirkungen der Reduktion der Stickstoffdünger teilweise kompensiert zu haben.

Die Anteile der Parzellen mit Zwischenkulturen, die für die verschiedenen Szenarien gewählt worden waren, mussten auf Grund der beschränkt verfügbaren Informationen auf Parzellenebene geschätzt werden. Im Szenario «Baseline» entspricht das Niveau von 100 % Parzellen mit Zwischenkulturen der Hypothese einer vollständigen und sorgfältigen Umsetzung der Bodenbedeckung als Ökomassnahme. Im Szenario «Semi-historisch #2» hat das Niveau von 50 % zum Ziel, die Verhältnisse vor der Einführung des ÖLN bestmöglich wiederzugeben. Im Szenario «Semi-historisch #3» entbehrt das Niveau von 0 % jeder realen Grundlage, es soll lediglich eine Schätzung des maximalen Reduzierungspotenzials der erreichbaren Nitratauswaschung durch 100 % Bodenbedeckung im Vergleich zu 0 % ermöglichen.

Um die partielle Bodenbedeckung von 50 % in «Semi-historisch #2» zu erreichen, wurden Zwischenkulturen nach dem Zufallsprinzip von Einzelparzellen entfernt. Davon ausgenommen waren Kulturen, denen im Herbst stickstoffhaltige Dünger zugeführt worden waren und die aus praktischen Gründen beibehalten wurden. Dies führt dazu, dass «Semi-historisch #3» eine leichte Reduktion des Einsatzes stickstoffhaltiger Dünger gegenüber dem «Semi-historisch #2» aufweist, da sämtliche verbleibenden Zwischenkulturen entfernt worden waren. Dennoch entspricht «Semi-historisch #3» einem «Worst-case-Szenario», da es die verhängnisvollen Auswirkungen der Winterbrache auf die Nitratauswaschung widerspiegelt.

Die semi-historischen Szenarien #1 bis #3 wurden entwickelt, um die Auswirkungen der Massnahmen bezüglich Nitratauswaschung näher zu beleuchten, wobei darauf geachtet wurde, dass der Vergleich der Ergebnisse mit dem Szenario «Baseline» einen Sinn ergibt. Infolgedessen haben wir durch alle Szenarien hindurch Faktoren wie die klimatischen Bedingungen, Bodennutzung, Fruchtfolge und Verteilung der Kulturen, Zusammensetzung der organischen Dünger, atmosphärische N-Deposition und Ammoniakverflüchtigung beibehalten, wobei die Bedingungen von 1998 bis 2003 als Referenz dienen.



## Ergebnisse und Diskussion

Der Lysimeter Nr. 8 wurde für die Eichung gewählt, weil seine Verläufe von Sickerwasserbildung und Nitratauswaschung als repräsentativ angesehen wurden. Diese beiden Parameter wurden für den Zeitraum 1992 bis 1999 simuliert (Abbildung 4). Die Merkmale der Sickerwasserbildung werden vom Modell sehr gut reproduziert. Bei der Nitratauswaschung kommt es hingegen in bestimmten Jahren zu Abweichungen von über 100 % zwischen den simulierten und den beobachteten Werten. Selbst wenn LEACHMN nicht in der Lage ist, sämtliche Aspekte der Nitratauswaschung wiederzugeben, wurde der langfristige Mittelwert (ca. 33 kg N ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>) gut geschätzt.

Die Dynamik von Wasser und Stickstoff wurde in Ein-Tages-Zeitschritten für den Zeitraum Januar 1998 bis Dezember 2003 für jede einzelne Parzelle und alle Szenarien simuliert. Die Ergebnisse auf Parzellenebene wurden für die Aggregation mit der Fläche gewichtet. Mittelwerte wurden auf der Ebene des Einzugsgebietes für den Zeitraum Oktober 1998 bis September 2003 berechnet. Um den Anfangszustand korrekt festzulegen, haben wir das Modell mit praxisüblichen Kulturmassnahmen über die letzten sieben Jahre vor dem Ausgangszeitpunkt laufen lassen. Als zusätzliche Vorsichtsmaßnahme wurden die Ergebnisse des Zeitraumes Januar bis Oktober 1998 weggelassen.

Abbildung 5 zeigt die Häufigkeitsverteilung der mit Hilfe verschiedener Szenarien auf Parzellenebene simulierten jährlichen Nitratauswaschung. In «Baseline» variierte die Auswaschung zwischen 10 und 160 kg N pro ha und Jahr. Bei den meisten Parzellen lag der Wert allerdings zwischen 15 und 70 kg N pro ha und Jahr. Diese eher geringe Schwankung ist möglicherweise auf die Tatsache zurückzuführen, dass Bodentyp und Bewirtschaftung im gesamten Einzugsgebiet relativ homogen waren. Der häufigste Wert (30 kg N pro ha und Jahr) entspricht in etwa dem im Lysimeter gemessenen langfristigen Mittelwert. Hohe Werte zeigen Situationen mit einer relativ hohen Stickstoffzufuhr im Verhältnis zum Ernteentzug, was entweder auf eine Überdüngung oder auf den Ernteausfall einer Kultur zurückzuführen ist. Die rund zehn Datenpunkte mit extremen Werten zwischen 70 und 160 kg N pro ha und Jahr (in der Abbildung nicht dargestellt) stammen von Parzellen mit Gleyböden mit einem hohen Humusgehalt, bei denen die Anwendbarkeit des Modells problematisch ist. Das mittlere Niveau und die Schwankungsbreite der ausgewaschenen Nitratmengen nehmen zu, wenn wir uns von «Baseline» zu «Semi-historisch #3» bewegen, wenn also die Massnahmen zur Reduktion der Nitratauswaschung weniger zwingend werden.

Die simulierte durchschnittliche Sickerwassermenge betrug in allen Szenarien ca. 720 mm pro Jahr (ca. 60 % der durchschnittlichen Jahresniederschlagsmenge). Tabelle 4 gibt Aufschluss über die Stickstoffbilanz der verschiedenen Szenarien. Die simulierte durchschnittliche Auswaschung lag zwischen 39 kg N pro ha und Jahr bei «Baseline» und 59 kg N pro ha und Jahr bei «Semi-historisch #3». Bei diesen Szenarien war der Unterschied zwischen der Stickstoffzufuhr und dem Stickstoff-

Abbildung 4: Vergleich zwischen den beobachteten (■) und simulierten (—) Werten der Sickerwassermenge (a) und der Nitratauswaschung (b) für den Lysimeter #8 während des Zeitraumes 1992–1999. Die Fruchtfolge ist im Kasten angegeben.

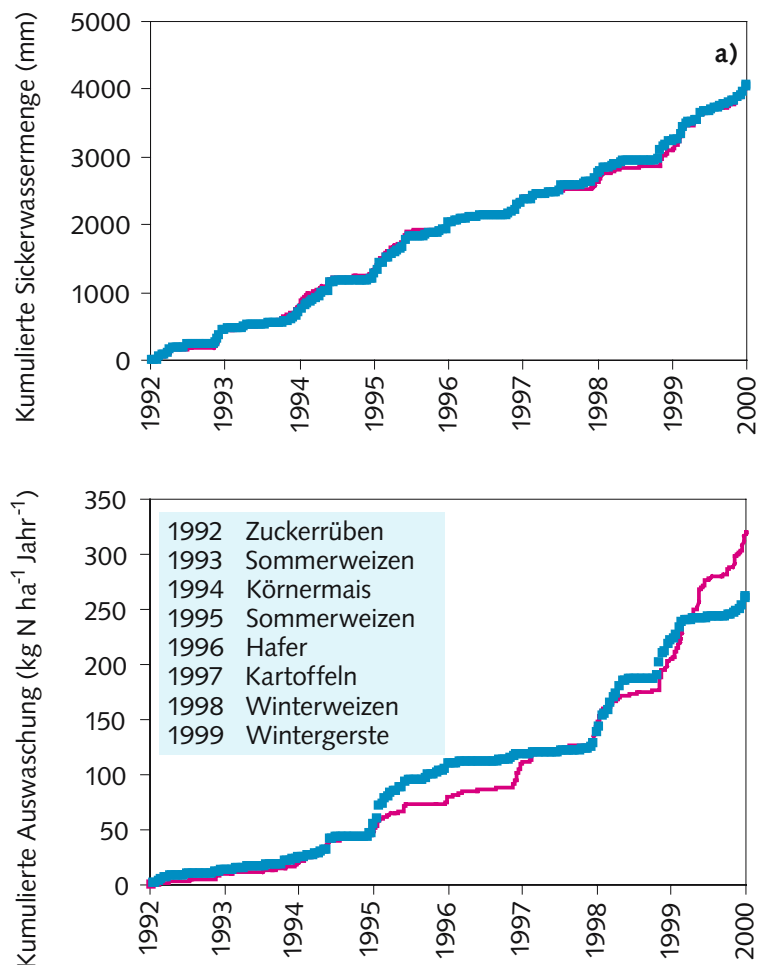


Abbildung 5:  
Häufigkeitsverteilung  
der mittels verschiede-  
ner Szenarien  
auf Parzellenebene  
simulierten jährlichen  
Nitratauswaschung  
(Mittelwerte).  
(1: Medianwert;  
2 und 3: oberes und  
unteres Quartil;  
4 und 5: Maximal-  
bzw. Minimalwerte).

austrag entweder nahezu null («Baseline») oder leicht positiv («Semi-historisch #1–3»). Dies bedeutet, dass die im Boden vorhandene Stickstoffmenge entweder konstant bleibt oder mit der Zeit leicht ansteigt, wobei der Stickstoff hauptsächlich in organischer Form vorliegt (Humus). In Anbetracht der angenommenen geringen Änderung der Erträge fiel die Abweichung des durchschnittlichen simulierten Ernteentzuges zwischen «Baseline» und «Semi-historisch #1» ein wenig höher aus als erwartet. Das weist darauf hin, dass im Szenario «Baseline» nicht alle Zielwerte für den Stickstoffentzug der Kulturen erreicht werden konnten – wahrscheinlich wegen einer leichten Überschätzung des Stickstoffbedarfs der Kulturen.

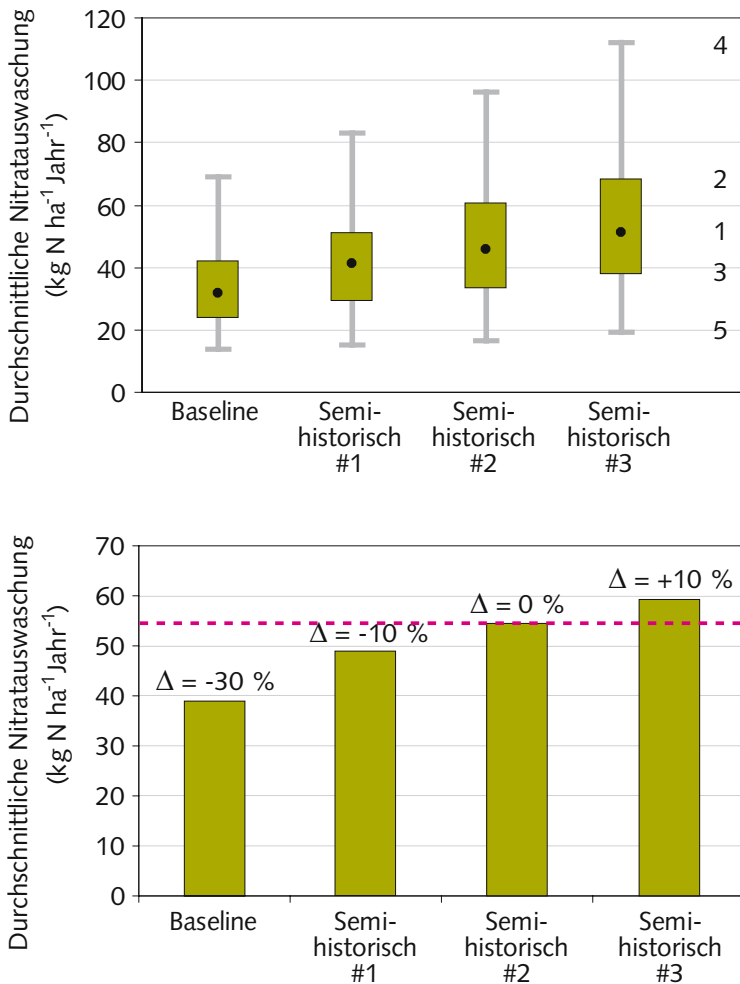


Abbildung 6:  
Nitratauswaschung  
anhand der verschiede-  
nen Szenarien,  
mit durchschnittlichen  
aggregierten  
Jahreswerten  
auf der Ebene des  
Einzugsgebietes.  
Der relative Niveau-  
Unterschied im  
Vergleich zu «Semi-  
historisch #2» wird  
mit D symbolisiert.

Es bleibt nun aber die Frage nach der Gültigkeit der Modellvorhersagen. Mangels Informationen über unterirdische Wasserflüsse und andere Nitratstickstoff-Quellen, die neben der Landwirtschaft bzw. dem Ackerbau relevant sind, können wir unsere Simulationen in Bezug auf die Verringerung des Nitratgehaltes im Grundwasser nicht mit gemessenen Daten validieren. Eine Schätzung der Unsicherheit der Vorhersage ist unbedingt erforderlich, um die Bedeutung unserer Ergebnisse abschätzen zu können.

Auf Grund der zahlreichen möglichen Fehlerquellen – Modellstruktur, verschiedene Datensätze, die zur Eichung und Anwendung des Modells herangezogen wurden, sowie der Methode der Eichung, der geänderten Anwendungsmassstabs und der Ableitung der Szenarien – können die Vorhersagen des Modells sehr ungewiss sein, wobei es schwierig ist, diese Unsicherheit zu quantifizieren. Hingegen führt selbst eine grosse Unsicherheit der Vorhersagen keineswegs zwangsläufig zu einer Disqualifizierung des Modells (Reichert und Borsuk 2005). Die Unsicherheit bezüglich des Unterschiedes zwischen den aus den verschiedenen Szenarien hervorgegangenen Vorhersagen kann erheblich geringer sein als die Unsicherheit einzelner Vorhersagen. Eine vertiefte Analyse der Ungewissheit von Vorhersagen wird Gegenstand unserer nächsten Forschungsphase sein.

## Schlussfolgerungen

Geht man davon aus, dass «Semi-historisch #2» jenes Szenario ist, das hinsichtlich Stickstoffdüngung und Bodenbedeckung den Bedingungen vor der Umsetzung des ÖLN am nächsten kommt, so zeigt der Vergleich der verschiedenen Szenarien, dass die Einschränkung der Stickstoffdüngung zu einer Reduktion der durchschnittlichen Nitratauswaschung um 10 kg N pro ha und Jahr geführt hat. Der häufigere Anbau von Zwischenkulturen hat eine zusätzliche Reduktion von 6 kg N pro ha und Jahr zur Folge. Die gesamte Wirkung des ÖLN ergibt eine durchschnittliche Reduktion der Nitratauswaschung um 16 kg N pro ha und Jahr oder 30 %. Abbildung 6 fasst die Ergebnisse bezüglich der Nitratauswaschung anhand der verschiedenen Szenarien zusammen und zeigt die relativen Niveau-Unterschiede im Vergleich zu «Semi-historisch #2» auf.

**Tabelle 4. Stickstoffbilanz mittels der verschiedenen Szenarien, mit aggregierten Jahresmittelwerten im Einzugsgebiet Fehraltorf (kg N pro ha/Jahr). Die relativen Abweichungen der Stickstoffmengen im Vergleich zu «Baseline» werden in Klammern angegeben (%)**

Flüsse und Bilanz	Baseline	Semi-historisch #1		Semi-historisch #2		Semi-historisch #3	
Atmosphärische Deposition <sup>1)</sup>	26,2	26,2	(+0)	26,2	(+0)	26,2	(+0)
Mineraldünger	67,3	85,9	(+28)	85,9	(+28)	85,3	(+27)
NH <sub>4</sub> -N der organischen Dünger	48,4	61,0	(+26)	61,0	(+26)	61,0	(+26)
Schnell verfügbarer N <sub>org</sub> aus organischen Düngern <sup>2)</sup>	27,0	34,0	(+26)	34,0	(+26)	33,9	(+26)
Langsam verfügbarer N <sub>org</sub> aus organischen Düngern <sup>3)</sup>	39,0	49,2	(+26)	49,2	(+26)	47,8	(+23)
Ernterückstände	41,6	45,3	(+9)	43,2	(+4)	40,8	(-2)
<b>Σ Zufuhren</b>	<b>249,5</b>	<b>301,7</b>	<b>(+21)</b>	<b>299,6</b>	<b>(+20)</b>	<b>295,1</b>	<b>(+18)</b>
Wegfuhr mit Ernteprodukten	180,3	196,3	(+9)	191,2	(+6)	186,3	(+3)
Nitratauswaschung	38,9	48,9	(+25)	54,5	(+40)	59,3	(+52)
Ammoniakverflüchtigung	19,7	24,8	(+26)	24,8	(+26)	24,7	(+25)
Denitrifikation	10,7	14,6	(+37)	15,7	(+47)	16,8	(+57)
<b>Σ Austräge</b>	<b>249,7</b>	<b>284,5</b>	<b>(+14)</b>	<b>286,2</b>	<b>(+15)</b>	<b>287,1</b>	<b>(+15)</b>
Δ Veränderung des organischen Boden-N-Pools	-2,7	13,6		10,6		5,7	
Δ Veränderung des mineralischen Boden-N-Pools	2,7	3,8		3,1		2,5	
<b>Σ Δ Veränderung des Boden-N-Pools</b>	<b>0,1</b>	<b>17,4</b>		<b>13,7</b>		<b>8,3</b>	

<sup>1)</sup> Wert auf Grundlage von BUWAL (2004)

<sup>2), 3)</sup> entspricht SVON bzw. Humus<sub>2</sub> der Abbildung 3

## Dank

Wir möchten Karim Abbaspour (EAWAG) herzlich dafür danken, dass er uns das Programm SUFI-2 zur Verfügung gestellt hat. Wir danken auch René Gämperle und Samuel Gerber (Beratung – Service Strickhof Lindau), Olivier Huguenin, Reto Mani, Martin Ramsauer, Ömer Resitoglu und Erich Szerencsits (Agroscope FAL Reckenholz) für ihre Unterstützung bei der Datenbeschaffung sowie für ihre Anregungen, Informationen oder kritischen Kommentare.

## Literatur

- Abbaspour K. C., Johnson A. und van Genuchten M. T., 2004. Estimating uncertain flow and transport parameters using a sequential uncertainty fitting procedure. *Vadose Zone Journal* 3, 1340–1352.
- Boller B., Lüscher A. und Zanetti S., 2003. Schätzung der biologischen Stickstoff-Fixierung in Klee-Gras-Beständen. *Schriftenreihe der FAL* Nr. 45, 47–54.
- Bundesamt für Statistik (BFS), 2004. Persönliche Mitteilung. Neuenburg.
- Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), 2004. Stickstoffdeposition 1998. [http://stratus.meteotest.ch/lugis/map/presentation/lugis\\_style/map.asp](http://stratus.meteotest.ch/lugis/map/presentation/lugis_style/map.asp)
- Hutson J. L., 2003. LEACHM – Model description and user's guide. School of Chemistry, Physics & Earth Sciences, The Flinders University of South Australia, Adelaide, Australia. [www.scieng.flinders.edu.au/cpes/people/hutson\\_j/leachweb.html](http://www.scieng.flinders.edu.au/cpes/people/hutson_j/leachweb.html)
- Krejci V., Fankhauser R., Gammeter S., Grottker M., Harmuth B., Merz P. und Schilling W., 1994. Integrierte Siedlungsentwässerung, Fallstudie Fehraltorf. EAWAG report No.8, Dübendorf. 268 S.
- Lehmann J., Briner H.-U. und Rosenberg E., 1991. Zwischenkulturen – was können sie und was können sie nicht? *Landwirtschaft Schweiz* Band 4, 151–158.
- Menzi H., Frick R. und Kaufmann R., 1997. Ammoniak-Emissionen in der Schweiz: Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials. *Schriftenreihe der FAL* 26. 107 S.

- Nievergelt J., 2002. Nitrat und Fruchtfolgen 20 Jahre lang beobachtet. *Agrarforschung* 9, 28–33.
- Reichert P. und Borsuk M.-E., 2005. Does high forecast uncertainty preclude effective decision support? *Environmental Modeling and Software* 20, 991–1001.
- SBV (Schweizerischer Bauernverband), 1989 etc. Statistische Erhebungen und Schätzungen über Landwirtschaft und Ernährung. Brugg.
- Schmied B., Abbaspour K.-C. und Schulin R., 2000. Inverse estimation of parameters in a nitrogen model using field data. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 533–542.
- VDZH (Volkswirtschaftsdirektion des Kantons Zürich), 1998. Landwirtschaftliche Bodenkarte des Kantons Zürich 1:5'000. Amt für Landschaft und Natur, Fachstelle Bodenschutz Zürich.
- Walther U., Ryser J.-P. und Flisch R., 2001. Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau 2001 (GRUDAF). *Agrarforschung* 8 (6), 1–80.
- Wösten J.-H.-M., Lilly A., Nemes A. und Le Bas C., 1999. Development and Use of a Database of Hydraulic Properties of European Soils. *Geoderma* 90, 169–185.

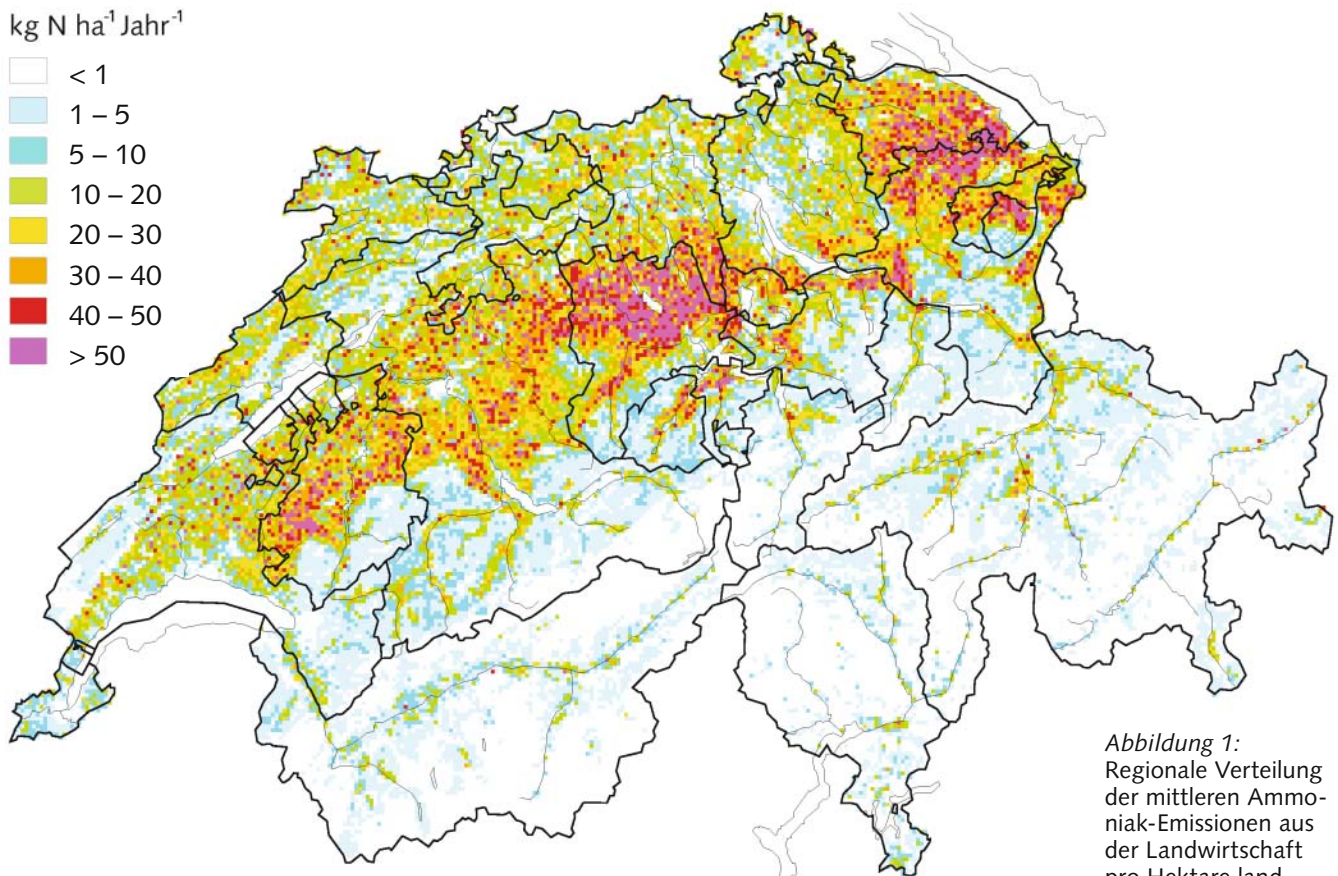


Abbildung 1: Regionale Verteilung der mittleren Ammoniak-Emissionen aus der Landwirtschaft pro Hektare landwirtschaftlicher Nutzfläche im Jahr 2000. Nicht berücksichtigt sind die Sömmerung von Vieh, Verschiebungen von Hofdüngern mittels Hofdüngerabnahmeverträgen sowie jene 700 t N, die durch das Ausbringen von Klärschlamm verursacht wurden (Reidy und Menzi 2005a).

Quelle: GG25  
©2003 Swisstopo

## 7 Ammoniak-Emissionen aus der Schweizer Landwirtschaft

Harald Menzi

**Ammoniak-Emissionen sind die bedeutendsten Stickstoff-Verlust-Quellen in der Schweizer Landwirtschaft. Gleichzeitig handelt es sich um den am direktesten zu beeinflussenden Verlustprozess für Stickstoff. Verschiedene Massnahmen zur Minderung der Emissionen sind bekannt, und das Verlustminderungspotenzial lässt sich relativ zuverlässig abschätzen. Der Grossteil der Verluste tritt im Zusammenhang mit Tierhaltung und Hofdüngermanagement auf. Das mittelfristige Reduktionsziel gemäss dem Göteborg-Protokoll wurde bereits übertroffen. Um das langfristige Reduktionsziel des Bundesrates zu erreichen, ist aber eine weitere Reduktion der Ammoniak-Emissionen aus der Landwirtschaft um 40 bis 50 % notwendig.**

Ammoniak-Emissionen stellen für die Schweizer Landwirtschaft die bedeutendste Verlustquelle für Stickstoff (N) dar. Sie tragen rund zwei Drittel zur N-Deposition bei, welche zur Versauerung und zur Eutrophierung empfindlicher Ökosysteme führt. In der Atmosphäre spielt Ammoniak (NH<sub>3</sub>) zudem eine wichtige Rolle bei der Bildung von sekundären Aerosolen.

Im Rahmen der UN/ECE-Konvention über die weiträumige und grenzüberschreitende Luftverunreinigung hat sich die Schweiz mit dem Göteborg-Protokoll verpflichtet, bis 2010 die jährlichen NH<sub>3</sub>-Emissionen gegenüber dem Stand von 1990 um rund 13 % oder von 59,3 kt N auf 51,9 kt N zu reduzieren. Diese Emissionsminderung ist ein Etappenziel auf dem Weg zur Einhaltung der «Critical Loads» für N-Einträge in empfindliche Ökosysteme, dem

Harald Menzi,  
Schweizerische  
Hochschule für  
Landwirtschaft  
(SHL),  
CH-3052 Zollikofen

langfristigen ökologischen Ziel des Göteborg-Protokolls und des Bundesrates (1999), welches eine Reduktion der gesamtschweizerischen  $\text{NH}_3$ -Emissionen auf 25 bis 30 kt N anstrebt.

Die Landwirtschaft ist für rund 90 % der  $\text{NH}_3$ -Verluste verantwortlich (Stadelmann *et al.* 1996, Reidy und Menzi 2005a). Rund 90 % der landwirtschaftlichen Verluste entstehen im Zusammenhang mit der Tierhaltung und dem Hofdüngermanagement.  $\text{NH}_3$ -Verluste stellen den bedeutendsten N-Verlustprozess in der Landwirtschaft dar. Gleichzeitig kann dieser Verlustprozess wesentlich gezielter beeinflusst werden als die Nitratauswaschung und die Denitrifikationsverluste. Dementsprechend lässt sich auch das Verlustminderungspotenzial relativ zuverlässig abschätzen. Eine erste solche Abschätzung von Menzi *et al.* (1997) ergab ein Minderungspotenzial von 20 bis 25 % im Vergleich zu 1990. Erste Schätzungen von Reidy und Menzi (2005a) ergaben ein bis 2020 realistisch zu erreichendes Reduktionspotenzial von etwa 20 % im Vergleich zu 2000 (ca. 35 % im Vergleich zu 1990).

## Material und Methoden

### Modell zur Emissionsrechnung

Die Emissionsrechnungen wurden mit dem Modell DYNAMO (Menzi *et al.* 2003, Reidy und Menzi 2005a) durchgeführt. DYNAMO ist eine überarbeitete und stark erweiterte Version des Modells, welches bereits für die  $\text{NH}_3$ -Inventare von 1990 und 1995 verwendet wurde (Menzi und Katz 1997, Menzi *et al.* 1997). DYNAMO berechnet die Emissionen für die verschiedenen Emissionsstufen der Tierhaltung (Weide, Stall/Laufhöfe, Hofdüngelagerung, Hofdüngerausbringung) anhand des N-Flusses. Dank dieses Vorgehens sind dynamische Berechnungen möglich, welche bei sich verändernden produktionstechnischen Inputdaten die Interaktionen zwischen verschiedenen Bereichen automatisch berücksichtigen. Für jede Emissionsstufe und jede Tierkategorie enthält das Modell eine Emissionsrate in Prozent des jeweiligen N-Flusses. Produktionstechnische Variablen werden über Korrekturfunktionen oder Korrekturfaktoren berücksichtigt. In der Berechnung werden 24 Tierkategorien, 3 Hofdüngersysteme und rund 400 produktionstechnische Variablen berücksichtigt. Zudem werden auch Verluste aus der Anwendung von mineralischen N-Düngern und die «Hintergrundemission» der landwirtschaftlichen Nutzfläche berechnet.

### Produktionstechnische Angaben

Die  $\text{NH}_3$ -Emissionen werden durch die Produktionstechnik (Tierhaltung, Fütterung, Hofdüngermanagement, Düngung) stark beeinflusst. Damit die Angaben zur Produktionstechnik objektiv und repräsentativ sind und in Zukunft eine Berücksichtigung von Veränderungen erlauben, wurde eine repräsentative Umfrage durchgeführt. Für 36 Klassen (3 geografische Regionen x 3 Höhestufen x 4 Betriebstypen) wurde durch das Bundesamt für Statistik (BFS) nach dem Zufallsprinzip eine repräsentative Stichprobe gezogen, welche rund 7 % der landwirtschaftlichen Betriebe der Schweiz (ohne Kleinbetriebe) und mindestens 50 Betriebe pro Klasse umfasste. An diese Betriebe wurde ein umfassender, benutzerfreundlicher und maschinenlesbarer Fragebogen verschickt, welcher Fragen zu allen relevanten und einfach erfassbaren produktionstechnischen Grössen enthielt (z.B. Stallsystem, Fütterung, Weide, Hofdüngermanagement). Mit einer Rücklaufquote von 50 % (benötigt wurden mindestens 40 %) konnten 1'950 Betriebe in die Berechnungen einbezogen werden. Weitere Angaben zur Organisation und Auswertung der Umfrage geben Reidy und Menzi (2005a). Für die Jahre 2000 und 2003 wurden die gleichen produktionstechnischen Annahmen aus der Umfrage von Ende 2002 verwendet.

### Statistische Grundlagen

Die statistischen Angaben zu Tierzahlen und Flächen wurden vom BFS für jeden Betrieb einzeln zur Verfügung gestellt. Aus Datenschutzgründen wurden diese Daten vom BFS in

anonymisierter Form mit den produktionstechnischen Daten der an der Umfrage beteiligten Betriebe kombiniert. Auch für die Hochrechnung wurden die Angaben des BFS verwendet.

### **Vorgehen zur Emissionsberechnung**

Die Emissionsberechnung wurde einzeln für diejenigen 1'950 Betriebe, für die aus der Umfrage detaillierte produktionstechnische Angaben vorlagen, durchgeführt. Anhand dieser Ergebnisse wurde für jede Tierkategorie und Emissionsstufe der 36 Klassen ein mittlerer Emissionsfaktor berechnet (gewichtetes Mittel). Diese Emissionsfaktoren wurden für die Hochrechnung der Gesamt-Emissionen verwendet. Dazu wurden für jeden Schweizer Betrieb die seiner Klasse entsprechenden Emissionsfaktoren mit den Tierzahlen multipliziert. Die Emissionen aus dem Pflanzenbau, welche die Hintergrundemission der landwirtschaftlichen Flächen und die Emissionen des Mineräldüngereinsatzes umfassten, wurden hinzugegerechnet. Die Darstellung der Ergebnisse in Form von Karten wurde von der Firma Meteo-test in Bern realisiert. Dabei wurden die Emissionen aus Stall und Hofdüngerlagerung als Punktquelle dem genauen Standort der Betriebe zugeordnet und die Emissionen von Weide und Hofdüngeranwendung über die gesamte Gemeindefläche verteilt. Mangels entsprechender Datengrundlagen war eine genauere Zuordnung des Ausbringungsortes der Hofdünger (inkl. Berücksichtigung von Abnahmeverträgen) nicht möglich.

### **Beurteilung der zeitlichen Veränderung**

Zur Beurteilung der zeitlichen Veränderung wurden die Emissionen der Jahre 2000 und 2003 mit jenen von 1990 verglichen. Die Berechnungen für 1990 wurden dabei der neuen Berechnungsmethodik angepasst. Dadurch ergab sich für die landwirtschaftlichen Emissionen im Vergleich zu den Berechnungen von Menzi *et al.* (1997) eine Korrektur von -3,4 %. Für die produktionstechnischen Annahmen für 1990 wurden die von Menzi *et al.* (1997) beschriebenen nationalen Expertenschätzungen verwendet.

### **Genauigkeit der Berechnung**

Die grosse Anzahl der produktionstechnischen Parameter, die als Inputvariablen ins Modell einfließen, erschweren eine umfassende Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalyse. Grundsätzlich gibt es drei Arten von Fehlerquellen:

- Unsicherheiten bezüglich der im Modell verwendeten Emissions- und Korrekturfaktoren.
- Unsicherheiten, welche sich aufgrund falscher Angaben zu den im Modell verwendeten produktionstechnischen Parametern und Tierzahlen ergeben.
- Ungenügende Repräsentativität der erfassten Betriebe.

Detaillierte Vergleiche zwischen den führenden Modellen in Europa zur Berechnung der betrieblichen N-Flüsse zeigen grundsätzlich eine gute Übereinstimmung zwischen den Modellen (Menzi *et al.* 2003). Es kann daher davon ausgegangen werden, dass DYNAMO dem aktuellen Stand des Wissens entspricht, und der durch das Modell bedingte mögliche Fehler relativ gering ist. Die Angaben aus der Betriebsumfrage wurden zahlreichen Plausibilitätskontrollen unterworfen, so dass auch hier gravierende Fehler weitgehend ausgeschlossen werden können. Die Stichprobengrösse wurde entsprechend der Empfehlungen von Agrosope FAT Tänikon und BFS gewählt. Sie erlaubt die Erkennung statistisch gesicherter Unterschiede zwischen den 36 Klassen. Für die nationale und regionale Beurteilung, das heisst ohne Differenzierung zwischen Betriebstypen, war die Stichprobe sogar wesentlich grösser als notwendig. Zur Überprüfung der Repräsentativität der ausgewerteten Fragebögen wurden wichtige Grössen wie die durchschnittliche landwirtschaftliche Nutzfläche (LN) und der mittlere Nutztierbestand in Grossvieheinheiten (GVE; aufgeschlüsselt in GVE total und GVE Rindvieh) mit der Grundgesamtheit innerhalb der einzelnen Klassen verglichen. Dieser Vergleich zeigte im Allgemeinen eine gute Übereinstimmung.

Bei der Beurteilung des möglichen Fehlers in den Berechnungen muss vor allem auch berücksichtigt werden, dass sich bei der gewählten Stoffflussberechnung verschiedene

Fehler weitgehend kompensieren können. Gestützt auf die erwähnten Überlegungen und Szenarienrechnungen schätzten Menzi *et al.* (1997) den möglichen Fehler auf maximal +20 %. Mit dem weiter entwickelten Modell und den durch eine repräsentative Umfrage erhobenen produktionstechnischen Inputdaten dürfte der maximal mögliche Gesamtfehler jedoch deutlich geringer sein. Ein Hinweis in dieser Richtung liefert auch Rihm (2001), der für verschiedene Messstandorte eine sehr gute Übereinstimmung zwischen der anhand des Emissionsinventars von Menzi *et al.* (1997) modellierten und der gemessenen Deposition nachwies.

## Wirkung des ÖLN auf NH<sub>3</sub>-Emissionen

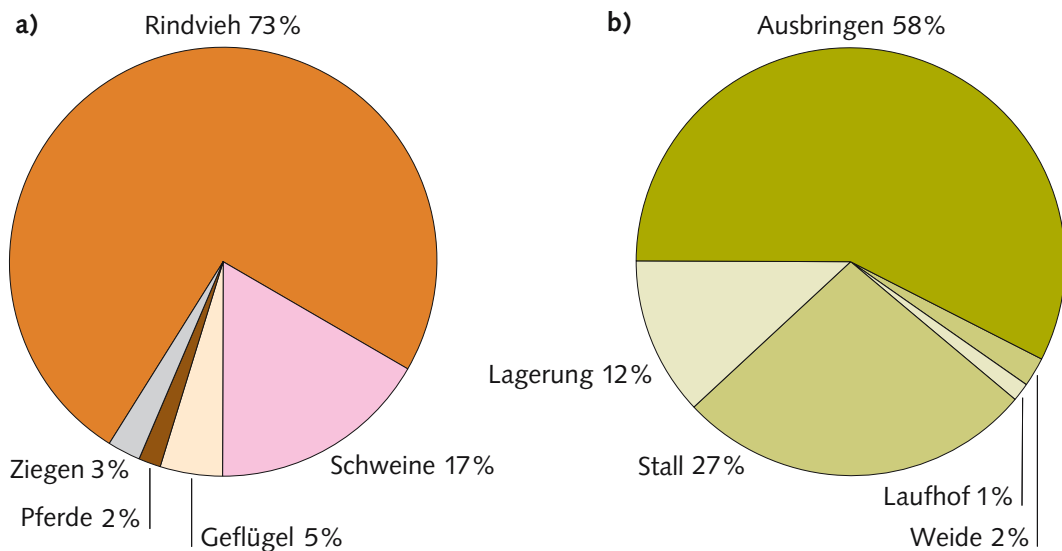
Die Wirkung des ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN) kann nur indirekt über die Veränderung der NH<sub>3</sub>-Emissionen zwischen 1990–95 und 2000 bzw. 2003 beurteilt werden.

### Emissionen 2000 bzw. 2003

In Abhängigkeit vom Tierbestand sind grosse regionale Unterschiede in der Höhe der Ammoniak-Emissionen pro Hektare landwirtschaftlicher Nutzfläche festzustellen (Abb. 1). Während in Regionen mit hoher Tierdichte wie der Zentral- und Ostschweiz die Emissionen im Bereich von 30 bis 50 kg NH<sub>3</sub>-N pro Hektare Betriebsfläche oder bis über 60 kg N/ha LN liegen (nationales Mittel ca. 40 kg NH<sub>3</sub>-N/ha LN), betragen sie in Ackerbauregionen nur 5 bis 20 kg NH<sub>3</sub>-N/ha.

Im Jahr 2000 betragen die landwirtschaftlichen NH<sub>3</sub>-Emissionen in der Schweiz 41,3 kt N oder 91 % der Gesamt-Emissionen (45,5 kt). Von den Emissionen der Tierhaltung (inkl. Hofdünger) stammten 74 % vom Rindvieh und 17 % von den Schweinen (Abb. 2a). Bezogen auf die Emissionsstufen stammten 58 % der Emissionen der Tierhaltung von der Hofdüngerausbringung und 27 % von den Ställen (Abb. 2b).

Abbildung 2: Prozentuale Anteile der einzelnen Tierkategorien (a) und der Emissionsstufen (b) an den NH<sub>3</sub>-Emissionen aus der Tierhaltung im Jahr 2000 (Reidy und Menzi 2005a).



### Veränderung der Emissionen zwischen 1990 und 2000 bzw. 2003

Die landwirtschaftlichen NH<sub>3</sub>-Emissionen gingen zwischen 1990 und 2000 um 20 % zurück, jene aus der Tierhaltung um 19 %. Der Rückgang betrug beim Rindvieh 15 % und bei den Schweinen 37 %. Zwischen 2000 und 2003 gingen die Emissionen aus der Landwirtschaft nur um etwa 0,2 % zurück.

Zwei Drittel des Rückgangs der Emissionen aus der Tierhaltung waren auf den Rückgang der Tierzahlen zurückzuführen, ein Drittel auf Veränderungen bei der Produktionstechnik



(Tab. 1). Bei der Produktionstechnik überlagerten sich allerdings zwei gegenläufige Entwicklungen: Während durch die starke Zunahme der Laufställe und Laufhöfe die Emissionen aus der Tierhaltung um rund 1,2 % zunahm, führten andere Veränderungen – hauptsächlich bei der Weide, der Hofdüngerausbringung und der Fütterung – zu einem Rückgang von etwa 7 %. Als Folge der Abnahme des Düngerverbrauches, des geringeren Anteils von Harnstoff und des abnehmenden Klärschlammeinsatzes reduzierten sich die Emissionen im Pflanzenbau um rund ein Viertel.

**Tabelle 1. Einfluss der einzelnen Berechnungsparameter auf die Veränderung der Ammoniak-Emissionen zwischen 1990 (neue Berechnung) und 2000**

	Emissionen		Veränderung durch		
	1990	2000	Tierzahl	Produktion	Total
	kt N		in %		
Rindvieh	31,8	26,9	-12	-3	-15
Schweine	9,6	6,0	-22	-15	-37
Geflügel	1,9	1,7	1	-9	-8
Pferde und Ponies	0,6	0,6	22	-21	1
Schafe und Ziegen	1,0	0,9	11	-16	-5
Exotische Tierarten	-	0,1			
<b>Tierhaltung total</b>	<b>44,9</b>	<b>36,3</b>	<b>-12</b>	<b>-7</b>	<b>-19</b>
Mineraldünger	3,5	1,9	0	-45	-45
Nutzfläche	2,4	2,4	0	0	0
Klärschlamm	0,9	0,7	0	-22	-22
<b>Pflanzenbau total</b>	<b>6,8</b>	<b>5,0</b>	<b>0</b>	<b>-26</b>	<b>-26</b>
<b>Landwirtschaft total</b>	<b>51,7<sup>1)</sup></b>	<b>41,3</b>	<b>-11</b>	<b>9</b>	<b>-20</b>
Andere anthropogene Quellen	2,6	2,6	0	0	0
Natürliche Quellen	0,7	0,7	0	0	0
<b>Emissionen total</b>	<b>55,0<sup>1)</sup></b>	<b>44,6</b>	<b>-10</b>	<b>9</b>	<b>-18</b>

<sup>1)</sup> Durch Anpassungen der Berechnungsmethodik sind die Emissionen aus der Landwirtschaft um rund 3 % und die Gesamt-Emissionen um rund 7 % geringer als bei Stadelmann *et al.* (1996) und Menzi *et al.* (1997).

### Abschätzung der Wirkung des ÖLN

Der ÖLN enthält keine Vorgaben mit direkter Wirkung auf die NH<sub>3</sub>-Emissionen. Es kann aber davon ausgegangen werden, dass die Vorgaben der Nährstoffbilanz im ÖLN indirekt auf folgende Weise zur Reduktion der NH<sub>3</sub>-Emissionen beigetragen haben:

- Sie waren mitverantwortlich für den starken Rückgang des Mineraldüngereinsatzes.
- Sie waren neben den Entwicklungen des Marktes ein Grund für den Rückgang der Tierzahlen, besonders der Anzahl Schweine.
- Sie führten in Regionen mit hoher Tierdichte (besonders im Kanton Luzern) zu einer starken Zunahme des Einsatzes von Futter mit reduziertem Proteingehalt in der Schweinefütterung. Dadurch wurde die N-Ausscheidung reduziert.
- Die RAUS-Vorgaben führten zu einer Zunahme der Weide (RAUS – Programm für Direktzahlungen für Tierhaltung mit regelmässigem Auslauf im Freien).
- Sie führten zu einem bewussteren Umgang mit den Hofdüngern, was zur Folge hatte, dass viele Landwirte aktiv versuchten, die N-Verluste nach Möglichkeit zu vermindern, indem sie verlustarme Gülleausbringtechniken einsetzten und einen günstigen Zeitpunkt für den Gülleaustrag wählten.

Auf der anderen Seite trug die Förderung von besonders tierfreundlichen Haltungssystemen (BTS) zur starken Zunahme der Laufställe und Laufhöfe beim Rindvieh bei, was entsprechende Zunahmen der NH<sub>3</sub>-Emissionen nach sich zog.

## Beurteilung der Erreichung des Ziels und Prognosen

Die mittelfristigen Vorgaben des Göteborg-Protokolls (Ziel 2010), welche auch als Ziel für den ÖLN der Agrarpolitik 2007 formuliert wurden, wurden bereits um fast 50 % übertroffen. Allerdings ist nur ein Teil dieser Entwicklung auf den ÖLN zurückzuführen. Zum Erreichen der langfristigen Ziele des Göteborg-Protokolls und des Bundesrates müssten die landwirtschaftlichen NH<sub>3</sub>-Emissionen um weitere 40 bis 50 % reduziert werden. Dies ist deutlich mehr als das nach der Schätzung von Reidy und Menzi (2005b) aus technischer Sicht mit kombinierten Massnahmen in allen Bereichen (z.B. mehr Weidegang, emissionsarme Stallsysteme, gedeckte Güllelager, emissionsarme Techniken zur Gülleausbringung, organisatorische Massnahmen bei der Hofdüngerausbringung, optimierte Fütterung) realistisch zu erzielende Emissionsminderungspotenzial von etwa 20 % (Basis 2000). Um dieses Ziel ohne Abbau des Tierbestandes zu erreichen, wären grosse Anstrengungen seitens der Landwirtschaft sowie umfassende Förderungsprogramme (z.B. für emissionsarme Gülleausbringtechnik) und gesetzliche Vorgaben notwendig.

Eine Abschätzung der Entwicklung der NH<sub>3</sub>-Emissionen bis 2020 wurde von Reidy und Menzi (2005b) gestützt auf Auskünfte des Bundesamtes für Landwirtschaft (BLW) gemacht. Sie gehen davon aus, dass die inländische Produktionsmenge an Milch und Fleisch ungefähr gehalten werden kann und dass sich die Tierbestände hauptsächlich als Folge des Zuchtfortschritts verringern werden. Bezüglich der Produktionstechnik gehen sie von weiteren Zunahmen bei der Weidehaltung, bei den Laufställen (Milchkühe: 75 %, anderes Rindvieh: 88 %), beim Anteil gedeckter Güllelager (auf 90 %) und beim Anteil der mit Schleppläusen ausgebrachten Gülle (auf 30 %) aus. Diese Zahlen entsprechen der als Folge der heute bekannten Vorgaben zu erwartenden Entwicklung. Nach diesem «best guess»-Szenario werden sich die Emissionen bis 2020 im Vergleich zu 1990 um ca. 25 % auf 41,6 kt N verringern. Das mittelfristige Ziel des Göteborg-Protokolls und des Bundesrates wird also deutlich verfehlt werden.

Die grosse Unsicherheit bei Prognosen zur weiteren Entwicklung der Emissionen sind die Annahmen zur Entwicklung der Tierbestände. Sollten die Tierbestände deutlich zurückgehen, würden sich auch die Emissionen verringern. Andererseits würde eine Zunahme der Tierzahlen (vor allem beim Rindvieh) das Erreichen der gesteckten Ziele weiter erschweren.

## Ausblick und Empfehlungen

Eine deutliche weitere Reduktion der NH<sub>3</sub>-Emissionen wird unumgänglich sein. Dies setzt voraus, dass alles unternommen wird, um emissionsarme Techniken zu fördern. Eine wichtige Voraussetzung dafür ist, dass der «eingesparte» Stickstoff dem Betrieb zur Verfügung steht (keine entsprechenden Abzüge in der «Suisse-Bilanz»), da dies die Betriebsleitenden zu Einsparungen motivieren würde. Viel versprechend dürften im Weiteren Anreize und eine Beratung zur Förderung einer emissionsarmen Hofdüngerausbringung und zur Ausdehnung der Weidehaltung sein. Bei der Beweidung ist allerdings zu beachten, dass die N-Effizienz auf Weiden etwas geringer ist, wodurch das gesamte N-Verlustpotenzial etwas vergrössert wird. Auswaschungs- und Denitrifikationsverluste könnten dadurch zunehmen.

Von den gesetzlichen Rahmenbedingungen her könnten die folgenden Massnahmen zur weiteren Verringerung der NH<sub>3</sub>-Emissionen beitragen:

- Direkte Berücksichtigung von emissionsmindernden Techniken und Massnahmen beim ÖLN. Beispielsweise könnten emissionsreduzierende Massnahmen über die Vorgaben der

«Suisse-Bilanz» hinaus als ÖLN-Bedingungen vorgegeben werden (z.B. Optimierung des Proteingehaltes in der Fütterung, gedeckte Güllelager, Einarbeitung von Mist).

- Ausdehnung des Art. 62a GSchG (Bundesversammlung 1991) auf NH<sub>3</sub>-Emissionen.
- Gezielte Subventionierungen von emissionsmindernden Techniken (z.B. Schleppschlauchverteilern) durch Bund und/oder Kantone.

Wollte man jedoch die aus ökologischer Sicht erwünschte Reduktion der NH<sub>3</sub>-Emissionen um 40 bis 50 % erreichen, genügen solche technische Ansätze nicht. Dieses Ziel wäre nur mit einer deutlichen Verringerung der Tierzahlen in der Schweizer Landwirtschaft zu erreichen.

## Literatur

- Bundesrat, 1999. Bericht über die lufthygienischen Massnahmen des Bundes und der Kantone. Bundesblatt 38.
- Bundesversammlung, 1991. Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer. Bern, SR 814.20.
- Menzi H., Frick R. und Kaufmann R., 1997. Ammoniak-Emissionen in der Schweiz: Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich-Reckenholz. 107 S.
- Menzi H. und Katz P.-E., 1997. A differentiated approach to calculate ammonia emissions from animal husbandry. In: Voermans J.-A.-M. and Monteny G.-J. (Hrsg.). Ammonia and odour emissions from animal production facilities, Proc. International Symposium, Vinkeloord, NL, 6–10 October 1997, 35–42.
- Menzi H., Rüttimann L. und Reidy B., 2003. DYNAMO: A new calculation model for dynamic emission inventories for ammonia. Proc. Internat. Symposium «Gaseous and odour emissions from animal production facilities», Horsens, Denmark, June 1–4 2003.
- Reidy B. und Menzi H., 2005a. Ammoniakemissionen in der Schweiz: Neues Emissionsinventar 2000. Technischer Schlussbericht zuhanden des BUWAL.
- Reidy B. und Menzi H., 2005b. Reduktionspotenzial der landwirtschaftlichen Ammoniakemissionen. Interner Schlussbericht zuhanden des BUWAL, in Vorbereitung.
- Rihm B., 2001. Exceedance of critical loads of nitrogen in Switzerland for different ammonia emission reduction scenarios. In: Menzi H. und Achermann B. (Hrsg.), Proc. UN/ECE Ammonia Expert Group meeting, Berne, 18–20 September 2000. Environmental Documentation No. 133, Bundesamt für Umelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern. 141–145.
- Stadelmann F.-X., Achermann B., Lehmann H.-J., Menzi H., Pfefferli S., Sieber U. und Zimmermann A., 1996. Ammoniak-Emissionen Schweiz: Stand, Entwicklung, technische und betriebswirtschaftliche Möglichkeiten zur Reduktion, Empfehlungen. Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft Liebefeld (IUL) und Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik (FAT). 56 S.

## 8 Lachgas-Emissionen aus der Schweizer Landwirtschaft

Jens Leifeld

Die Lachgasemissionen der Landwirtschaft werden im Rahmen der jährlichen Inventarisierung der Schweizer Treibhausgasemissionen entsprechend der Klimakonvention berechnet. Die zu Grunde liegende Methodik erlaubt generelle Trendaussagen, aber keine regionale Aufschlüsselung der Emissionsentwicklung. Die wichtigsten Einzelkategorien sind Lachgasemissionen aus der Ausbringung, der Auswaschung und der Abschwemmung von Stickstoff, der aus Handels- und Hofdüngern stammt, sowie aus der Mistlagerung. Zwischen 1990 und 2002 haben die Lachgasemissionen aus der Landwirtschaft von 9,22 auf  $8,20 \times 10^3$  t N<sub>2</sub>O (Lachgas) oder um ca. 11 % abgenommen. Diese Entwicklung ist auf den verringerten Einsatz von Mineraldüngern seit 1993 sowie auf eine Reduktion des Viehbestandes (v.a. Rindvieh) und der damit einhergehenden Hofdüngermenge seit 1990 zurückzuführen. Um eine weitere Reduktion der landwirtschaftlichen Lachgasemissionen zu erreichen, müsste vor allem bei diesen beiden Faktoren angesetzt werden.

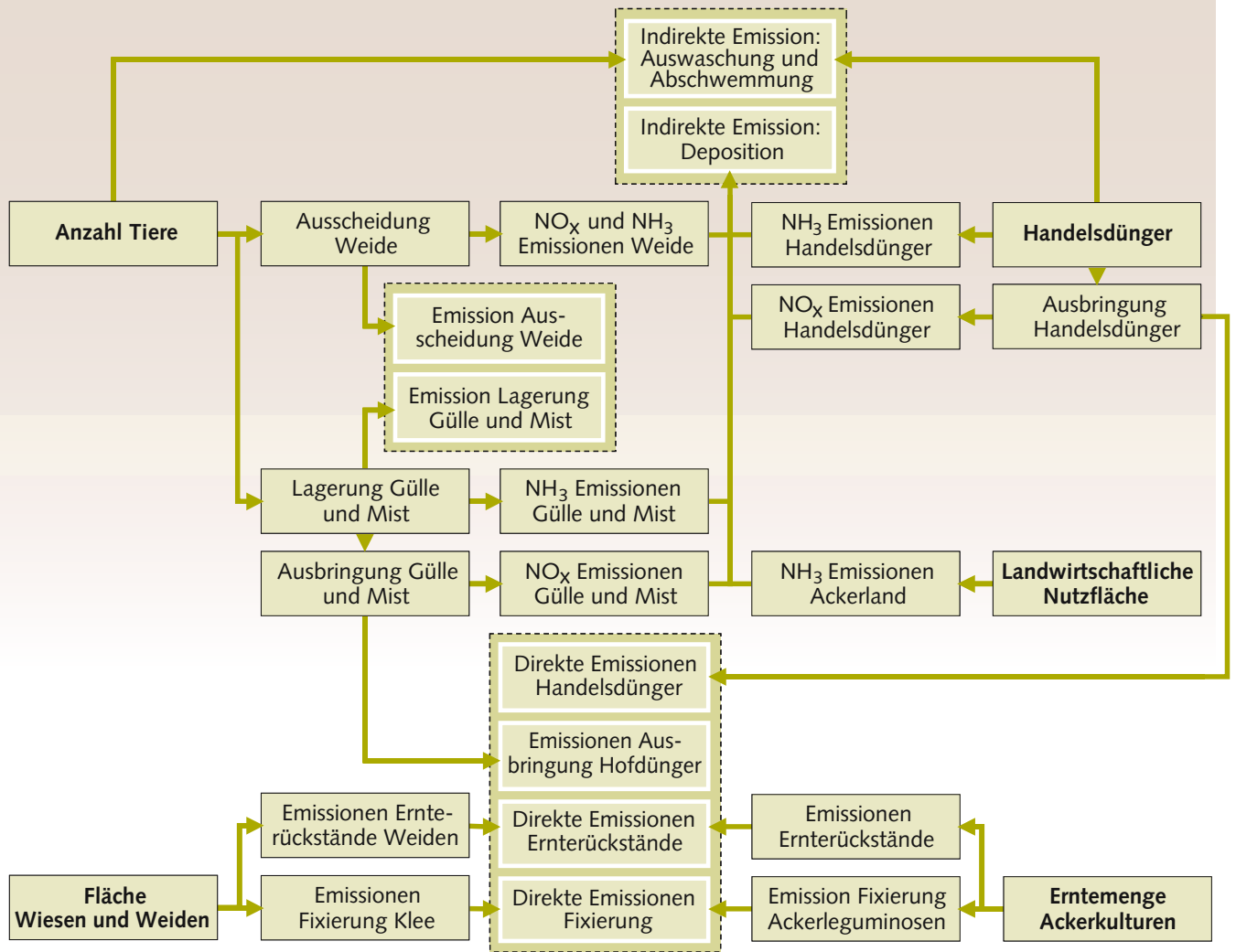
Die Landwirtschaft trägt etwa 70 % zu den nationalen Lachgasemissionen bei. Sie ist damit die Hauptquelle für dieses relevante Treibhausgas. Lachgas hat pro Kilogramm Gas eine 310 mal höhere Treibhausgaswirkung als Kohlendioxid (bezogen auf einen Zeitraum von 100 Jahren). Seine Konzentration in der Erdatmosphäre ist in den letzten 100 Jahren signifikant gestiegen (IPCC 2001). Bezogen auf die Gesamtemissionen der Schweiz an Treibhausgasen – vor allem Kohlendioxid, Lachgas und Methan, die zusammen über 98 % der Treibhausgasemissionen ausmachen – liegt der Anteil von Lachgas jedoch nur bei etwa 5 % (CO<sub>2</sub>-Äquivalente).

Lachgas (N<sub>2</sub>O) entsteht als Zwischenprodukt vorwiegend bei der Nitratreduktion und zu einem vermutlich geringeren Teil auch bei der Ammoniumoxidation in Böden, organischen und mineralischen Düngern oder im Oberflächen- und Grundwasser. Mit der Ratifizierung des Klimaprotokolls (United Nations Framework Convention on Climate Change) hat sich die Schweiz 1993 verpflichtet, die Treibhausgasemissionen jedes Jahr (und rückwirkend bis 1990) zu inventarisieren. Durch das Inkrafttreten des Kyoto-Protokolls 2004 besteht eine Verpflichtung zur Reduktion der Treibhausgasemissionen um 8 % (relativ zu 1990) für den Zeitraum 2008 bis 2012. Obwohl diese Verpflichtung nicht nach Sektoren aufgeteilt ist, können Veränderungen bei den Treibhausgasemissionen der Landwirtschaft zum Erreichen des Ziels beitragen. Für die Landwirtschaft spielen neben Lachgas gleichwertig auch Methan sowie zu einem geringeren Anteil Kohlendioxid eine Rolle. Die Treibhausgasinventare sind ein wichtiges Hilfsmittel, um die zeitliche Entwicklung der landwirtschaftlichen Lachgasemissionen seit 1990 zu verfolgen.

### Die Methodik der Treibhausgasinventare

Die Berechnung der landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen basiert im Wesentlichen auf der Methodik des «Intergovernmental Panel on Climate Change» (IPCC 1996) und wurde für Lachgas an die Verhältnisse der Schweiz (landwirtschaftliche Struktur, Datengrundlage) angepasst und verfeinert (Schmid *et al.* 2000). Die Treibhausgasinventare beruhen auf einer Datenintegration auf nationaler Basis und bieten somit keine räumliche

Jens Leifeld,  
Agroscope  
FAL Reckenholz,  
Reckenholzstr. 191,  
CH-8046 Zürich



Auflösung innerhalb der Landesgrenzen. Die Daten für die Berechnungen stammen von den Statistiken des «Schweizerischen Bauernverbandes» (Tierzahlen, Energieaufnahme über Futtermittel, Erträge, Düngereinsatz) sowie vom Bundesamt für Statistik (Landnutzung).

Grundsätzlich wird für die Emissionsabschätzung von zwei Faktoren ausgegangen, den so genannten Aktivitäten (z.B. Tierbestand, Hofdüngermenge) und den dazugehörigen Emissionsfaktoren (Anteil des aus der Aktivität stammenden Stickstoffs, der zu Lachgas umgewandelt wird). Nach diesem Schema sind die beiden Hauptquellen für Lachgas in der Landwirtschaft einerseits Lachgas aus der Lagerung und Aufbereitung von Hofdüngern («manure management») und andererseits Lachgasemissionen aus Böden («agricultural soils»), wozu auch Lachgasemissionen zählen, die erst durch die Ausbringung von Hofdüngern auf die Böden entstehen. Wichtigste Einflussfaktoren für die Berechnung der Emissionen aus den Hofdüngern sind die Tierzahl pro Tierkategorie, die Menge an ausgeschiedenem Stickstoff und dessen Aufteilung auf die Hofdüngertypen (Gülle oder Mist) mit den jeweiligen Emissionsfaktoren (IPCC 1996), die zwischen 0,1 % (Güllelagerung) und 2,0 % (Ausbringung von Mist, Ausscheidungen auf der Weide) liegen. Bei der Abschätzung der Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden wird zwischen direkten Emissionen (Lachgas aus Stickstoff von ausgebrachtem Hof- oder Mineraldünger, aus der Stickstofffixierung, Ernterückständen und organischen Böden) und indirekten Emissionen (Lachgas aus der Umwandlung von Stickstoffdepositionen aus der Luft und Lachgas aus der Denitrifizierung von ausgewaschenem Nitrat) unterschieden. Die entsprechenden Emissionsfaktoren liegen zwischen 1 % (Stickstoff aus der Deposition) und 2,5 % (Denitrifizierung von ausgewaschenem Nitrat). Für die Berechnung werden fixe (mittlere) Emissionsfaktoren zu Grunde gelegt. Die einzelnen Faktoren weisen jedoch eine erhebliche Spannweite auf, so dass die

Abbildung 1: Flussdiagramm und Berechnungsweg der Lachgasemissionen aus der Schweizer Landwirtschaft.

Fette Schrift: variable Ausgangsgrößen; Weiss umrandet: Resultate; Gestrichelt umrandet: Resultatkategorien (indirekte Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden, Lagerung und Aufbereitung des Hofdüngers, direkte Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden).

Daten der Treibhausgasinventare in erster Linie die Analyse zeitlicher Verläufe zulassen und weniger eine exakte Darstellung der tatsächlichen Emissionen darstellen (siehe unten).

Während die Emissionsfaktoren ausnahmslos den IPCC-Werten entsprechen, wurden für die Aktivitäten verschiedene Anpassungen vorgenommen. Dies betrifft unter anderem die Ammoniakemissionen der verschiedenen Tierkategorien (Menzi *et al.* 1997) und den Einbezug von Pflanzenrückständen auch für Wiesen und Weiden (Schmid *et al.* 2000). Eine neuere Modifikation ist die Abschätzung der Stickstofffixierung auf Wiesen und Weiden über die sich verändernden Anteile der einzelnen Grasslandtypen. Einen Überblick über den Berechnungsweg der landwirtschaftlichen Lachgasemissionen gibt Abbildung 1.

## Herkunft und Veränderungen der landwirtschaftlichen Lachgasemissionen

Die Gesamtemissionen an Lachgas haben zwischen 1990 und 2002 (dem aktuellsten Jahr der Inventarisierung) von 9,22 auf  $8,20 \times 10^3$  t N<sub>2</sub>O oder um etwa 11 % abgenommen. 84 % der landwirtschaftlichen Lachgasemissionen stammen aus der Kategorie «agricultural soils», der Rest aus der Kategorie «manure management». Diese Anteile blieben über die Jahre hinweg in etwa konstant. Eine detailliertere Aufteilung in die verschiedenen Quellkategorien ist in Tabelle 1 dargestellt. Die wichtigsten Einzelkategorien sind Lachgasemissionen

aus der Ausbringung, der Auswaschung und der Abschwemmung von Stickstoff, der aus Handels- und Hofdüngern stammt, und aus der Mistlagerung. Bei den Hofdüngern trägt das Rindvieh mit 79 % (Gülle) bzw. 73 % (Mist) jeweils den Hauptteil zu den Stickstoffausscheidungen und damit zur Lachgasproduktion bei. Bei den Handels- und Recyclingdüngern trägt der Mineraldünger mit knapp 90 % (2002) den Hauptanteil, während der Rest aus Komposten und Klärschlamm stammt.

Da die Emissionsfaktoren über die Jahre hinweg konstant bleiben, gibt es einen direkten Zusammenhang zwischen den berechneten Lachgasemissionen und den Hauptaktivitäten. Der Rückgang der Lachgasemission ist daher vor allem auf zwei Ursachen zurückzuführen: Auf einen verringerten Einsatz von Stickstoff aus Handelsdüngern (direkter Einfluss) sowie einen sinkenden Tierbestand mit einhergehender Abnahme der Hofdüngermenge (indirekter Einfluss). Im Gegensatz zu diesen Abnahmen haben sich die Emissionen aus dem Abbau von Ernteresten, der Stickstofffixierung und den organischen Böden seit 1990 nicht signifikant verändert. Der Einsatz von Stickstoff aus Handelsdüngern nimmt seit 1998 wieder deutlich zu und liegt heute bei ca. 84 % des Niveaus von 1990 (im Vergleich zu 77 % im Jahr 1997). Die Veränderungen bei den Lachgasemission, beim Einsatz von Handelsdüngern und beim Tierbestand (Kühe und anderes Rindvieh) sind in Abbildung 2 dargestellt.

Der Fehler in der Schätzung der Lachgasemissionen wird idealerweise durch die Spannweite der Emissions-

faktoren des IPCC abgebildet. Der Fehlerbereich bei den Emissionsfaktoren liegt im Allgemeinen höher als der mittlere Emissionsfaktor. Hier ist davon auszugehen, dass sich die Fehler zeitlich wahrscheinlich nicht systematisch verändern und daher die berechneten Emissionstrends tatsächlichen Trends entsprechen. Es gibt allerdings auch systematische

**Tabelle 1. Anteil der verschiedenen Quellkategorien an den landwirtschaftlichen Lachgasemissionen (2002, in Prozent)**

<b>1</b>	<b>Emissionen aus Böden</b>	<b>%</b>
1.1	Direkte Bodenemissionen	
1.1.1	Handelsdünger	14,10
1.1.2	Hofdüngerausbringung	17,00
1.1.3	Stickstofffixierung	
	Acker	0,30
	Grasland	7,44
1.1.4	Ernterückstände	
	Acker	3,44
	Grasland	5,34
1.1.5	Organische Böden	2,64
1.2	Weidegang	6,34
1.3	Indirekte Emissionen	
	Auswaschung und Abschwemmung	18,30
	Deposition	9,60
	<b>Anteil Böden</b>	<b>84,30</b>
<b>2</b>	<b>Emissionen aus der Hofdüngerlagerung</b>	<b>%</b>
2.1	Gülle	1,41
2.2	Mist	14,30
	<b>Anteil Hofdüngerlagerung</b>	<b>15,70</b>

Veränderungen (z.B. Art und Zusammensetzung der Hofdünger aufgrund veränderter Futtermittel), die in der Berechnung nicht angemessen berücksichtigt werden.

### Auswirkung des ÖLN und Prognosen

Die Lachgasemissionen haben zeitgleich mit der deutlichen Zunahme der integrierten Produktion und dem damit einhergehenden Rückgang des Handelsdüngereinsatzes seit Anfang der 1990er Jahre sowie mit der Einführung der Ökoprogramme des Bundes (1993) abgenommen. Obwohl die Flächen, welche unter die Direktzahlungsverordnung fallen, auch danach noch zugenommen haben, ist seit 1998 tendenziell wieder eine Zunahme des Handelsdüngereinsatzes und damit auch eine Zunahme der Lachgasemissionen aus dieser Kategorie zu verzeichnen. Der Anteil des Handelsdüngers an den Lachgasemissionen der Landwirtschaft (inklusive des Anteils aus der Auswaschung und der Abschwemmung) beträgt etwa 20 %. Der Anteil an den erreichten Reduktionen zwischen 1990 und 2002 beträgt 34 %. Der Rückgang des Einsatzes von Handelsdüngern hat somit bisher überproportional zur Gesamtreduktion beigetragen; eine Weiterführung dieser Entwicklung erscheint aufgrund der Zunahme des Stickstoffeinsatzes seit 1998 aber unwahrscheinlich. Der Rückgang der Gesamtemissionen hält vor allem aufgrund der auch nach 1998 weiter gesunkenen Tierbestände an. Es ist unklar, inwieweit die Abnahme der Tierzahlen (vor allem bei Rindvieh) auf den ÖLN und die dort verankerten indirekten Beschränkungen beim Viehbestand zurückzuführen sind. Darüber hinaus muss eine Bewertung auch mögliche Einflüsse von Aussen berücksichtigen, beispielsweise in Form einer vermehrten Auslagerung von Emissionen ins Ausland durch einen grösseren Nettoimport von tierischen Produkten.

Alle weiteren Emissionskategorien (Erntereste, Fixierung, organische Böden), die zusammen immerhin etwa 19 % der landwirtschaftlichen Lachgasemissionen ausmachen, sind im Inventarisierungszeitraum stabil geblieben und bieten kaum ein Potenzial zur Reduktion der Emissionen. Es ist möglich, dass andere Massnahmen des ÖLN (z.B. Förderung von Gründüngungen oder Untersaaten im Rahmen des Bodenschutzindex oder das Ausweisen von ökologischen Ausgleichsflächen) Auswirkungen auf die Lachgasemissionen haben. So kann sich beispielsweise eine potenzielle Verringerung der Nitratauswaschung durch den Anbau von Zwischenkulturen auch auf die mit der Nitratreduktion einhergehende Lachgasproduktion auswirken. Eine Abklärung von möglichen Auswirkungen, die in der Berechnung der Treibhausgasinventare nicht berücksichtigt sind, ist mit der derzeitigen Datenlage allerdings nicht möglich.

### Literatur

- IPCC, 1996. Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IPCC, 2001. Climate Change 2001. The scientific basis. Contribution of working group I to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, New York.
- Menzi H., Frick R. und Kaufmann R., 1997. Ammoniak-Emissionen in der Schweiz: Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials. Schriftenreihe der FAL 26, Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL), Zürich-Reckenholz.
- Schmid M., Neftel A. und Fuhrer J., 2000. Lachgasemissionen aus der Schweizer Landwirtschaft. Schriftenreihe der FAL 33, Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL), Zürich-Reckenholz.

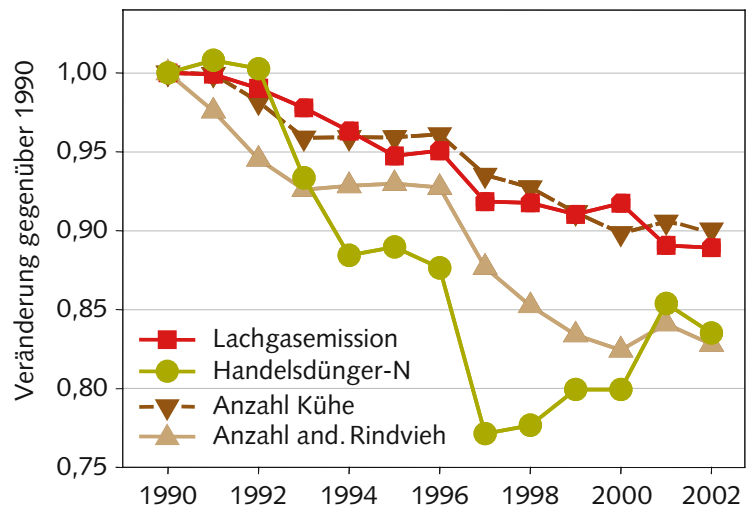


Abbildung 2: Veränderungen der Lachgasemissionen, des Handelsdüngereinsatzes bei Stickstoff, und der Tierzahlen (Kühe und anderes Rindvieh) von 1990 (Basisjahr = 1) bis 2002.



## 9 Wirkung der Ökomassnahmen auf die Stickstoffausträge aus der schweizerischen Landwirtschaft

Felix Herzog, Samuel Cornaz, Michel Decrem, Jens Leifeld, Harald Menzi, Reto Mural, Ernst Spiess und Walter Richner

Die durch die schweizerische Landwirtschaft verursachten Stickstoffemissionen sind zurückgegangen. Der Stickstoffeinsatz ist insgesamt effizienter geworden. Trotzdem werden die für 2005 gesetzten Umweltziele des Bundes nur teilweise erreicht. Der nationale Stickstoff-Bilanzüberschuss liegt seit 1996 konstant ca. 25'000 t N über dem Zielwert. Die Nitratgehalte im Grundwasser ausgewählter, insgesamt repräsentativer Grund- und Quellwasserfassungen haben zwar abgenommen, im Mittel aber um weniger als die angestrebten 5 mg/l. Über 90 % der Trinkwasserfassungen, deren Einzugsgebiet landwirtschaftlich genutzt wird, haben weniger als 40 mg NO<sub>3</sub>/l im Grundwasser. In den Ackerbaugebieten wurde dieser Anteil jedoch nur knapp erreicht. Die Ziele bezüglich der Reduktion der Ammoniak- und Lachgasemissionen werden erreicht. Um den Stickstoff-Bilanzüberschuss weiter zu reduzieren, müssen die Anforderungen des ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN) im Bereich des Stickstoffeinsatzes erhöht werden. In Ackerbaugebieten sind zusätzliche Anstrengungen zur Sicherung und Verbesserung der Grund- und Trinkwasserqualität notwendig.

### Erreichung der Ziele

Das Bundesamt für Landwirtschaft und der Bund haben Ziele formuliert, die mit den Ökomassnahmen bzw. dem ökologischen Leistungsnachweis (ÖLN, Bundesrat 1998a) bis 2005 zu erreichen sind (BLW 1999, Bundesblatt 2002). Die Ziele sind in der Einleitung zusammengestellt (Kapitel 1, Tab. 1).

### Nationale N-Bilanz

Das Ziel, den jährlichen Stickstoff-Überschuss der nationalen Input-/Outputbilanz bis 2005 auf 86'000 t N zu reduzieren (Bundesblatt 2002), wird nicht erreicht. Zwar beobachten wir seit 1980 einen Rückgang des N-Überschusses, insbesondere durch eine Verminderung des Mineraldüngereinsatzes und der importierten Futtermittel (Kapitel 3, Abb. 3), doch stabilisiert sich der nationale Überschuss seit 1996 auf dem Niveau von ca.

Felix Herzog,  
Michel Decrem,  
Jens Leifeld,  
Ernst Spiess und  
Walter Richner,  
Agroscope  
FAL Reckenholz,  
Reckenholzstr. 191,  
CH-8046 Zürich  
Samuel Cornaz  
und Reto Mural,  
BUWAL, Abteilung  
Gewässerschutz,  
CH-3003 Bern  
Harald Menzi,  
Schweizerische  
Hochschule für  
Landwirtschaft,  
Länggasse 65,  
CH-3052 Zollikofen



110'000 t N pro Jahr (Kapitel 3, Abb. 5). Es gibt seither keine Hinweise auf einen weiteren Rückgang. Die N-Überschüsse sind in den letzten Jahren sogar eher wieder leicht angestiegen, weil wieder mehr N-Mineraldünger eingesetzt und mehr Futtermittel importiert wurden.

### **Grundwasserqualität**

Bezüglich der Grundwasserqualität hatten wir zwei Ziele zu überprüfen:

1. *Um 5 mg/l gesunkene NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Belastung ausgewählter, insgesamt repräsentativer Grund- und Quellwasserfassungen zwischen 1990–92 und 2005 (BLW 1999).* Dieses Ziel wird nicht erreicht werden. Es ist aber durchaus eine Verbesserung der Grundwasserqualität bezüglich Nitrat zu beobachten. Im Mittelland, wo die Nitratgehalte generell am höchsten und die landwirtschaftliche Nutzung am intensivsten ist, haben wir einen mittleren Rückgang um ca. 2 mg/l bis 1999–2001 beobachtet. In den Voralpen war der Rückgang – von einem tieferen Niveau ausgehend – stärker (3 mg/l). Im Jura und in den Alpen blieben die Nitratgehalte auf tiefem Niveau einigermaßen konstant (Kapitel 5, Tab. 2). Im Durchschnitt von 158 Messstellen, die vorwiegend im Mittelland liegen, wurde zwischen 1989–91 und 2002–03 ein Rückgang von 3,7 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l beobachtet (Kapitel 4, Tab. 4). Allerdings ist dieser Wert nicht nach Landnutzung im Einzugsgebiet differenziert. Auch wenn der Trend des Rückgangs der Nitratgehalte anhält, so wird doch bis 2005 das anvisierte Ziel eines generellen Rückgangs um 5 mg/l nicht erreicht werden. Da in wenig belasteten Regionen eine weitere Reduktion kaum zu erreichen ist, hätte der Rückgang in den stark belasteten Regionen überproportional ausfallen müssen.

2. *Nitratgehalte von Wasser liegen in 90 % der Trinkwasserfassungen, deren Zuflussbereiche von der Landwirtschaft genutzt werden, unter 40 mg/l (Bundesblatt 2002).* Im Mittel der Jahre 2002–03 wurde dieses Ziel erreicht. Für die vorwiegend ackerbaulich genutzten Einzugsgebiete war das Erreichen des Ziels beim mittleren Nitratgehalt mit 90,2 % der Messstellen allerdings knapp, beim maximalen Nitratgehalt wurde hier das Ziel mit 87 % nicht erreicht. 53,2 % dieser Fassungen wiesen mittlere Nitratgehalte oberhalb der Anforderung der Gewässerschutzverordnung (GSchV, Bundesrat 1998 b) an genutztes Grundwasser von 25 mg/l auf (Kapitel 4, Tab. 3). Mit 9,2 % bzw. 0 % (mittlere Gehalte) waren die Anteile der Fassungen mit Nitratgehalten oberhalb der Anforderung der GSchV für Gebiete mit vorwiegend gemischter und futterbaulicher Nutzung bzw. mit Sömmerungsweiden deutlich tiefer. Aufgrund des noch anhaltenden leicht rückläufigen Trends der Nitratgehalte können wir davon ausgehen, dass diese im Jahr 2005 in einer ähnlichen Grössenordnung liegen werden. Bei der Interpretation der oben beschriebenen Abnahmen der Nitratgehalte ist zu berücksichtigen, dass der Verzicht auf die Nutzung von Grundwasserfassungen mit zu hohen Nitratgehalten im untersuchten Zeitraum mit zum Erreichen des Ziels beigetragen hat.

### **Luftqualität**

Das Ziel, die Ammoniak-Emissionen bis 2005 auf jährlich 48'700 t N zu reduzieren (Bundesblatt 2002), wird erreicht. Bereits im Jahr 2000 betragen die aus der Landwirtschaft stammenden Emissionen nur noch 41'300 t N, dies entspricht einem Rückgang von 11 % seit 1990 (Kapitel 7, Tab. 1). Es besteht ein leichter Trend zu einer weiteren Abnahme. Zur Erreichung der langfristigen Ziele des Göteborg Protokolls bzw. des Bundesrates (Abnahme der landwirtschaftlichen NH<sub>3</sub>-Emissionen um weitere 40–50 %) wären allerdings grosse zusätzliche Anstrengungen seitens der Landwirtschaft nötig (Abbau von Tierzahlen und/oder grosse Investitionen für emissionsverringende Massnahmen).

Im Rahmen der Klimakonvention besteht eine Verpflichtung zur Reduktion der Treibhausgasemissionen um 8 % für den Zeitraum 2008 bis 2012 relativ zu 1990 (UN 1997). Diese Verpflichtung gilt jedoch gesamtwirtschaftlich und nicht notwendigerweise proportional zu den Sektoren oder Treibhausgasen. Eine Aufteilung nach Sektoren und

Treibhausgasen ist jedoch hilfreich, um einzelne Massnahmen besser beurteilen zu können. Beim Lachgas betrug die geschätzte Abnahme zwischen 1990 und 2002 im Sektor Landwirtschaft 10 %. Dies ist vor allem auf den verringerten Mineraldüngereinsatz sowie auf den reduzierten Tierbestand und der damit einhergehenden Abnahme des Hofdüngeranfalls zurückzuführen (Kapitel 8, Abb. 2). Die Emissionen werden sich weiterhin proportional zur Entwicklung dieser beiden Faktoren verändern. Aufgrund des relativ konstanten Trends seit 1998 ist aber zukünftig nicht unbedingt von einer weiteren Abnahme der landwirtschaftlichen Lachgas-Emission auszugehen. Dazu müsste primär ein weiterer Abbau des schweizerischen Nutztierbestandes ins Auge gefasst werden.

## Beitrag der einzelnen Massnahmen des ÖLN

Wie bereits einleitend dargelegt (Kapitel 1) ist es schwierig, die Wirkungen der einzelnen Massnahmen sowie des ÖLN als Ganzes von anderen Einflussfaktoren (zusätzliche agrar- und umweltpolitische Massnahmen, biologisch-technischer Fortschritt, Marktmechanismen) zu trennen, welche ebenfalls auf die Stoffflüsse wirken. Bei den hier gemachten Angaben handelt es sich deshalb um Schätzungen, die auf Modellrechnungen und Expertenbeurteilungen beruhen.

### Ausgewogene Nährstoffbilanz

Die Forderung einer ausgeglichenen betrieblichen Nährstoffbilanz ist das wirksamste Instrument des ÖLN zur Reduktion des Stickstoffüberschusses. Aufgrund der Fallstudien im Kanton Bern und in Fehraltorf schätzen wir, dass dadurch im Ackerland die Nitratauswaschung um 5–20 % reduziert wurde (Kapitel 5, Tab. 3; Kapitel 6, Abb. 6). Bei weitgehend stabilen Erträgen im Pflanzenbau wurden 10 % weniger mineralische und organische Stickstoffdünger eingesetzt. Wir führen insbesondere den Rückgang des Mineraldüngereinsatzes auf die Anforderung an eine ausgewogene Nährstoffbilanz und dadurch auf den bewussteren Umgang mit Stickstoffdünger zurück.

### Geeigneter Bodenschutz

Bodenbedeckung im Winter ist eine wichtige Massnahme zur Reduktion der Nitratauswaschung. Wir schätzen, dass die Anforderung des Bodenschutzindex eine Reduktion von ca. 10 % bewirkt hat (Kapitel 6, Abb. 6). Damit verknüpft ist wohl auch die allgemein beobachtete Zunahme der mit konservierenden Bodenbearbeitungsverfahren bewirtschafteten Fläche, welche sich nach Zwischenkulturen anbietet. Dies wirkt sich vermutlich ebenfalls günstig auf die Verringerung der Nitratauswaschung aus.

Anlässlich der letzten Revision der Direktzahlungsverordnung (Bundesrat 1998 a) wurde allerdings der Bodenschutzindex durch eine für die Erfassung einfachere Methode mit geringeren Anforderungen an die Bodenbedeckung ersetzt. Falls dies wieder zu vermehrten Schwarzbrachen im Winterhalbjahr führt, so wird damit auch die Nitratauswaschung wieder zunehmen.

### Weitere ÖLN-Vorschriften und Ökomassnahmen

Vermutlich hat auch der Anteil von inzwischen 10 % mehrheitlich ungedüngten ökologischen Ausgleichsflächen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Schweiz und die Anforderungen an eine geregelte Fruchtfolge zur Reduktion der Stickstoffemissionen und -immissionen beigetragen. Das Ausmass schätzen wir jedoch geringer ein als die Wirkung von ausgeglichener Nährstoffbilanz und des Bodenschutzes. Einen unerwünschten Effekt auf die Ammoniakemissionen haben die Programme zum Tierwohl, welche zu einer starken Zunahme von Laufställen und Laufhöfen führte. Die dadurch verursachte Zunahme der Ammoniakemissionen ist allerdings relativ gering (+1,2 % zwischen 1990 und 2000, Kapitel 7). Sie wird durch andere Veränderungen wie die Zunahme der Beweidung mehr als

kompensiert. Vermehrte Weidehaltung wirkt sich zwar günstig auf die Reduktion der Ammoniakemissionen aus, kann jedoch die Gefahr von verstärkter Nitratauswaschung mit sich bringen. Es bestehen hier Zielkonflikte, deren man sich bewusst sein muss.

Wir haben den Einfluss des biologischen Landbaus (110'134 ha in 2003, BLW 2004) und der extensiven Produktion von Getreide und Raps (EXTENSO, 78'425 ha in 2003, BLW 2004) nicht speziell untersucht. In beiden Anbausystemen wird tendenziell weniger Stickstoffdünger eingesetzt (Gaillard und Nemecek 2002). Dies wirkt sich zumindest auf die nationale Stickstoffbilanz aus. Ob und in welchem Ausmass Effekte auf Nitrat-, Ammoniak- und Lachgasemissionen entstehen, ist nicht bekannt.

## Andere Einflussfaktoren

### Umweltgesetzgebung

1992 trat das revidierte Gewässerschutzgesetz (GSchG, Bundesversammlung 1991) in Kraft. In den Artikeln 14, 27 und 51 werden Anforderungen an Hofdüngermanagement (z.B. Ausbringung, Lagerkapazität, Abnahmeverträge, Besatz an Grossvieheinheiten), Bodenbewirtschaftung und Beratung formuliert. 1994 erschien eine neue Wegleitung für den Gewässerschutz (BLW/BUWAL 1994). Die Gewässerschutzverordnung von 1999 regelt unter anderem ökologische Ziele der Gewässer, Anforderungen an die Wasserqualität und Anforderungen an Betriebe mit Nutztierhaltung (Bundesrat 1998b). Die Einhaltung dieser Gesetze dürfte ebenfalls zu einer Verminderung der N-Belastung der Gewässer aus der Landwirtschaft geführt haben. Ihr Einfluss wurde jedoch bisher nicht evaluiert und quantifiziert.

### Regionale Massnahmen

Über eventuelle lokale Effekte der Nitratprojekte, welche auf Art. 62a GSchG basieren, können wir aufgrund unserer Untersuchungen keine Aussage machen. Wir können jedoch weitgehend ausschliessen, dass sie die bisher beobachteten Veränderungen auf nationaler Ebene beeinflusst haben, denn es gibt erst wenige entsprechende Projekte. Diese betreffen insgesamt nur einen sehr kleinen Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche. Die Projekte wurden zudem erst vor kurzem gestartet.

### Technischer Fortschritt, Markt, Beratung

Hingegen gibt es Einflussfaktoren ausserhalb der agrar-ökologischen Programme. An erster Stelle ist die Abnahme der Tierzahlen zu nennen (von 1,43 auf 1,29 Mio. GVE zwischen 1990 und 2002, BLW 2004). Wichtigste Ursache hierfür waren der biologisch-technische Fortschritt, der eine vergleichbare Milch- und Fleischproduktion mit weniger Tieren ermöglichte und dadurch zu einer Abnahme des Anfalls an Hofdüngern und zu einer Reduktion der Ammoniakemissionen führte sowie Markteinflüsse wie ein leicht rückläufiger Fleischkonsum. Die Abnahme der offenen Ackerfläche von 312'000 ha (1990–92) auf 284'000 ha (2003) bei insgesamt konstanter landwirtschaftlicher Nutzfläche (BLW 2004) ist ebenfalls auf Verschiebungen im Preis-Kosten-Gefüge sowie auf den landwirtschaftlichen Strukturwandel zurückzuführen. Tendenzuell dürfte auch diese Entwicklung zum Rückgang der Nitratauswaschung beigetragen haben.

Wir gehen davon aus, dass auch die Sensibilisierung der Landwirte, die verbesserte Ausbildung und die Beratung sich positiv auf das Stickstoff-Management auf den Betrieben ausgewirkt haben. Quantifizieren können wir diesen Einfluss allerdings nicht.

## Erkenntnisse aus anderen Projekten

Julien *et al.* (2002) haben in vier Untersuchungsgebieten im Kanton Freiburg die Umsetzung des ÖLN und die Wirkung auf Stoffausträge aus der Landwirtschaft in die

Gewässer untersucht. Sie beobachteten eine Stabilisierung der Nitratgehalte im Grundwasser. Diese kann allerdings nur teilweise auf den ÖLN zurückgeführt werden. Die Autoren betonen jedoch die gute Akzeptanz des ÖLN durch die Landwirte und die Bedeutung des ÖLN für ihre Sensibilisierung für ökologische Anliegen.

Im Rahmen des sogenannten «Greifenseeprojektes» haben Prasuhn *et al.* (2004) die Stoffflüsse im Einzugsgebiet des Greifensees (ZH) untersucht. Die Stickstoffausträge wurden mit dem Modell MODIFFUS (Prasuhn und Mohni 2003) geschätzt. Die Auswaschungsverluste waren unter drainiertem Ackerland am höchsten (46 kg N/ha und Jahr, Stand 1999). Sie betragen unter Ackerland im Mittel 35 kg/ha und Jahr, unter Siedlungen und Gärten 22 kg N/ha und Jahr und unter Grasland und Wald 9 bzw. 8 kg N/ha und Jahr. In Modellrechnungen wurde untersucht, welche Effekte ein eventueller zukünftiger Wegfall der Ökobeiträge hätte (Zraggen *et al.* 2004). Es resultierte eine deutlich intensivere Landwirtschaft und Flächennutzung – allerdings bei einer prognostizierten Abnahme der Ackerfläche. Dadurch erfolgte für das gesamte Einzugsgebiet eine Reduktion der Stickstoffausträge in die Gewässer zu. Am höchsten ist diese Reduktion bei einer Marktöffnung zur EU (–27 %, Zraggen *et al.* 2004). Dafür würden jedoch infolge der zunehmenden Tierhaltung vermehrt gasförmige N-Verluste auftreten, die in den Modellrechnungen aber nicht berücksichtigt wurden.

Prasuhn und Mohni (2003) berechneten die Stickstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer aus diffusen Quellen für 38 hydrologische Einzugsgebiete im Kanton Bern für den Stand 2000 mit dem Stoffflussmodell MODIFFUS und verglichen die Ergebnisse mit einer früheren Berechnung von Prasuhn und Braun (1994) für den Stand 1990. Sie schlossen auf eine Reduktion der diffusen Stickstoffverluste in der Grössenordnung von 5 %. Sie schätzten, dass die Ökomassnahmen insgesamt eine Reduktion der Nitratauswaschung unter Ackerland in der Grössenordnung von 10 % bewirkten. Eine Neuberechnung bestätigte diese Schätzung weitgehend (Kapitel 5, Tab. 3).

## Ausblick und Empfehlungen

### Stickstoffbilanz

Es gibt keinen Anlass für die Erwartung, dass mit den gegenwärtig geltenden Regelungen des ÖLN eine weitere Reduktion des nationalen Stickstoffüberschusses erreicht werden kann. Der N-Überschuss ist seit 1997 stabil oder leicht ansteigend. Der Anstieg ist insbesondere auf den seit 1997 wieder um 4'500 t N angestiegenen Mineraldüngerverbrauch sowie die Zunahme der Futtermittelimporte um 11'500 t zurückzuführen. Um den nationalen Stickstoffüberschuss auf dem jetzigen Niveau zu halten, dürfen die Verpflichtungen im ÖLN nicht gelockert werden und müssen weiterhin für alle Betriebe gelten. Will man sich dem Ziel von maximal 86'000 t N-Überschuss pro Jahr weiter annähern, so sind insbesondere die Toleranzen in den betrieblichen Stickstoffbilanzen zu überdenken (z.B. die 10 % Toleranz nach oben in der Gesamtbilanz, 5 % Toleranz in der Grundfutterbilanz). Die betriebliche Stickstoffbilanz hat sich als das wirksamste Instrument zur Steigerung der Effizienz des N-Einsatzes erwiesen. Dort anzusetzen wäre am erfolgversprechendsten. Für eine vollständige Zielerreichung müsste der N-Anfall in der Landwirtschaft im Vergleich zu heute deutlich verringert werden (Reduktion der Tierzahlen und des Einsatzes von zugekauften Futtermitteln und Stickstoffdüngern).

### Vollzug

Inwiefern die Einhaltung der ÖLN-Vorschriften durch einen verbesserten Vollzug (Beratung, Kontrolle) verbessert werden kann, können wir nicht beurteilen. Diese Frage ist jedoch unbedingt zu prüfen. 2003 wurde die Einhaltung der Vorschriften des ÖLN auf zwei Drittel aller angemeldeten Betriebe kontrolliert. In 12 % der Fälle wurden Verstösse festgestellt. Nach Mängeln bei der Vollständigkeit und Korrektheit der Aufzeichnungen und

nach Verstößen gegen die Anforderungen an die tiergerechte Haltung waren Verstöße gegen die ausgeglichene Düngerbilanz am dritthäufigsten (BLW 2004). Wir gehen davon aus, dass der ÖLN zu einem bewussteren Umgang mit Stickstoffdüngern geführt hat. Die Effizienz des Stickstoffeinsatzes kann durch eine verbesserte Beratung und durch die Erarbeitung von einfachen Planungshilfen weiter gesteigert werden. Dabei muss insbesondere der Umgang mit den Hofdüngern beachtet werden.

### **Nitrat im Grundwasser**

Bezüglich der Nitratgehalte im Grundwasser erwarten wir eine Stabilisierung auf dem jetzt erreichten tiefen Niveau. Aufgrund der zeitlichen Verzögerung zwischen Nitratemission (Auswaschung aus dem Boden) und Nitratimmission (Nitratgehalte im Grundwasser) wird eventuell nochmals ein leichter Rückgang zu beobachten sein. Sollte sich jedoch die Tendenz eines Anstiegs der Stickstoffüberschüsse bestätigen, so werden auch die Nitratgehalte im Grundwasser wieder ansteigen. Handlungsbedarf besteht hier vor allem in den Ackerbau-Regionen des Mittellandes. Es muss vermieden werden, dass im Ackerbau wieder vermehrt über den Bedarf der Kulturen hinaus Stickstoff gedüngt wird, denn dadurch würden die erzielten Effizienzgewinne verloren gehen. Die oben erwähnten höheren Anforderungen an den N-Saldo der Suisse-Bilanz würden dem entgegenwirken. Ausserdem muss der Stand der Bodenbedeckung im Winter, wie er mit dem Bodenschutzindex erreicht wurde, beibehalten werden. Sollte die seit 2004 geltende neue technische Regelung des Bodenschutzes wieder zu mehr Schwarzbrache im Winter führen, so müsste der Bodenschutzindex wieder eingeführt werden. Bereits eingeleitet sind die Nitratprojekte nach Art. 62a GSchG. Werden diese sorgfältig geplant und durchgeführt, so können sie einen wirksamen Beitrag zur Reduktion der Nitratgehalte in stark belasteten Grundwässern leisten.

### **Klima**

Die Bedeutung des Klimaschutzes und damit auch die Bedeutung der Verringerung gasförmiger Stickstoffverluste nimmt zu. Die Ammoniak-Emissionen sind zudem zur Verringerung von Eutrophierung und Versauerung von natürlichen Ökosystemen weiter zu reduzieren. Mit der Ratifizierung von internationalen Abkommen besteht für die Schweiz eine juristische Verpflichtung zur Reduktion der Ammoniak-Emissionen. Für das Lachgas gibt es keine direkte Reduktionsverpflichtung, sie lässt sich aber indirekt aus der Verpflichtung zur Reduktion der Treibhausgas-Emissionen ableiten. Die mittelfristigen Verpflichtungen zur Verringerung der Lachgas- und Ammoniakverluste im Landwirtschaftssektor werden voraussichtlich erfüllt. Es ist aber möglich, dass in Zukunft noch stärkere Anforderungen gestellt werden. Deshalb darf bei den Anstrengungen, durch Beratung und Anreize eine emissionsarme Stallhaltung, eine Optimierung der Fütterung, Hofdüngerlagerung und Hofdüngerausbringung zu erreichen sowie die Nitratausträge zu reduzieren, nicht nachgelassen werden.

### **Fazit**

Insgesamt hat seit der Referenzperiode 1990–92 die Effizienz des Stickstoffeinsatzes zugenommen. Das Ertragsniveau im Pflanzenbau konnte gehalten werden, während die Emissionen in Grundwasser und Luft zurückgegangen sind. Allerdings stagnieren seit der zweiten Hälfte der 1990er Jahre die Abnahmen der Stickstoff-Emissionen. Der Stickstoffeinsatz nimmt tendenziell sogar wieder zu. Dadurch können die erzielten positiven Umwelteffekte mittelfristig wieder zunichte gemacht werden.

Wir konnten eine positive Umweltwirkung des ÖLN feststellen, auch wenn die Ziele in einigen Bereichen (nationaler N-Bilanzüberschuss, Rückgang der Nitratgehalte im Grundwasser) nicht erreicht wurden. Sollen die Ziele mittelfristig erreicht werden, so muss am ÖLN in seiner heutigen Form festgehalten werden, die Anforderungen müssen punktuell verschärft werden, die Anstrengungen von Beratung und Vollzug sind zu intensivieren und

der ÖLN ist in regionalen Problemgebieten durch die bereits angelaufenen Nitratprojekte nach Art. 62a GSchG zu verstärken.

Bei der Anwendung von zusätzlichen Massnahmen zur Erfüllung der bis heute noch nicht erreichten ökologischen Ziele besteht jedoch ein starker Zielkonflikt bezüglich der Wirtschaftlichkeit der landwirtschaftlichen Produktion. Über die heutigen Anforderungen des ÖLN hinausgehende Massnahmen sind deshalb bezüglich Kosteneffizienz zu prüfen und zu priorisieren.

### Evaluationsbedarf

Die Evaluationsprojekte des Bundes laufen in ihrer jetzigen Form aus. Sie werden teilweise durch Agrar-Umweltindikatoren (BLW 2002, Gaillard *et al.* 2003) ersetzt:

- Nationale Stickstoffbilanz. Diese wird weiterhin nach der bisherigen sowie der OECD-Methode gerechnet und jährlich verfügbar sein.
- Umweltrelevante Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft: Dieser Indikator wird ab 2005 an der Agroscope FAL Reckenholz entwickelt und erstmals für das Jahr 2006 berechnet.
- Das «Nationales Netz zur Qualitätsbeobachtung des Grundwassers» (NAQUA) des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft ist seit 2002 operationell. Es wird weitergeführt und ausgebaut.

Ausserdem werden von der FAL weiterhin Inventare für Treibhausgase landwirtschaftlichen Ursprungs (Lachgas, Methan) berechnet und jährlich aktualisiert. Für Ammoniak besteht eine internationale Berichtspflicht. Das BUWAL wird voraussichtlich alle fünf Jahre eine detaillierte Neuberechnung vornehmen und die Angaben dazwischen jährlich aktualisieren.

Diese Arbeiten erlauben es, den Umweltzustand bezüglich Stickstoff und Landwirtschaft recht gut abzubilden. Es handelt sich jedoch in erster Linie um Monitoringinstrumente, welche nur beschränkt Rückschlüsse auf die Ursachen der beobachteten Trends erlauben werden. Dazu wären weiterhin Evaluationsprojekte im engeren Sinn notwendig, in denen der Einfluss der landwirtschaftlichen Praxis und der agrarpolitischen Massnahmen auf die Stickstoffflüsse untersucht wird wie in den Fallstudien im Kanton Bern (Kapitel 5) und in Fehraltorf (Kapitel 6). Auf einer mittleren regionalen Skala bietet sich eine Kopplung der im Rahmen von NAQUA gemachten Erhebungen mit Untersuchungen zur landwirtschaftlichen Bodennutzung in den jeweiligen Einzugsgebieten und eine Auswertung mit mesoskaligen, statistischen und empirischen Stoffmodellen wie MODIFFUS (Prasuhn und Mohni 2003) an. In kleineren Einzugsgebieten und insbesondere in Projektgebieten, in denen Massnahmen nach Art. 62 GSchG umgesetzt werden, kann die Wirkung der einzelnen Massnahmen (analog zum Vorgehen in der Fallstudie Fehraltorf; Kapitel 6) mit dynamischen Stickstoffmodellen abgeschätzt werden.

### Forschungsbedarf

Forschungsbedarf im Bereich ÖLN und Stickstoffhaushalt sehen wir vor allem in folgenden Bereichen:

- Die Forschung im Bereich der «Guten landwirtschaftlichen Praxis» bezüglich landwirtschaftlichem Stickstoffmanagement (Richner *et al.* 2003) muss weitergeführt werden. Die wissenschaftlichen Erkenntnisse müssen durch die Beratung rasch und effizient der Praxis zur Verfügung gestellt werden.
- Zur weiteren Steigerung der Stickstoffeffizienz im Bereich der Tierhaltung (z.B. Optimierung der Fütterungs- und Stallhaltungssysteme zur Verringerung der Ammoniakemissionen; Hofdüngeraufbereitung zur Erhöhung der Transporteignung und der Nährstoffeffizienz der resultierenden Düngerprodukte) und des Pflanzenbaus (z.B. präzisere Düngungs-

bemessung mit Hilfe von verbesserten Diagnosesystemen und Simulationsmodellen; bessere Prognose der N-Mobilisierung aus dem organischen N-Pool von Böden; verbesserte Düngungstechniken zur Optimierung der N-Freisetzung aus Düngern) sind Forschungsaktivitäten nötig.

- Im biologischen Landbau wird aufgrund der Tatsache, dass keine Mineraldünger eingesetzt werden, tendenziell auf einem geringeren Intensitätsniveau des Stickstoffeinsatzes gewirtschaftet. Umso wichtiger ist es, die Stickstoffflüsse innerhalb der Betriebe zu optimieren und Verluste zu vermeiden. Diesbezüglich – und insbesondere im Hinblick auf das Hofdüngermanagement – muss die Forschung weitere Beiträge leisten.
- Im Hinblick auf die Verringerung der N-Verluste sollte eine Optimierung neuer Anbausysteme wie bodenschonende Anbauverfahren, reduzierte Bodenbearbeitung und Mischkulturen angestrebt werden.
- Stickstoff-Simulationsmodelle zur Abschätzung von Stickstoffverlusten in Einzugsgebieten sind weiterzuentwickeln. Zwar existiert eine Vielzahl von N-Simulationsmodellen mit unterschiedlichen Ansätzen und Eignung für verschiedene Skalenebenen. In der Schweiz werden sie jedoch bisher nur selten erfolgreich eingesetzt. Forschungsbedarf besteht im Bereich der Validierung und der Abschätzung der Unsicherheit der Ergebnisse. Mit diesen Modellen können Vorhersagen über Veränderungen in der Bewirtschaftung (z.B. im Zusammenhang mit Projekten nach Art. 62a GSchG) gemacht werden.
- Mittels betrieblicher und regionaler Stickstoffsimulationsmodelle und experimenteller Erfassung der Lachgasemissionen unterschiedlich genutzter Graslandstandorte können die Emissionsfaktoren für Lachgas besser an die Schweizerischen Gegebenheiten angepasst werden.
- Die Optimierung des landwirtschaftlichen Betriebssystems bei Zielkonflikten nicht nur bezüglich des Stickstoffmanagements, sondern darüber hinaus auch der anderen Stoffflüsse (alle Nährstoffe, Pflanzenschutzmittel), der eingesetzten Energie und der Biodiversität stellt eine grosse Herausforderung dar.

Es gibt somit Forschungsbedarf sowohl in der klassischen agronomischen Forschung zur Verbesserung der Effizienz des Stickstoffeinsatzes und zur Verringerung von Stickstoffverlusten als auch in der Weiterentwicklung von Instrumenten, mit denen der Stickstoffhaushalt beurteilt und Optimierungsstrategien abgeleitet werden können. Weiter verstärkt werden müssen ausserdem die Anstrengungen in Ausbildung und Beratung.

## Literatur

- BLW, 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme, Konzeptbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.
- BLW, 2002. Entwicklung von Agrar-Umweltindikatoren und Monitoring. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft. <http://www.blw.admin.ch/rubriken/00690/index.html?lang=de>.
- BLW, 2004. Agrarbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.
- BLW/BUWAL, 1994. Wegleitung für den Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.
- Bundesblatt, 2002. Botschaft zur Weiterentwicklung der Agrarpolitik (Agrarpolitik 2007) Bundeskanzlei, BBL V (02.046). 4721–5010.
- Bundesrat, 1998a. Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft, Stand vom 30.12.2003. Bern, SR 910.13.
- Bundesrat, 1998b. Gewässerschutzverordnung. Bern, SR 814.201.
- Bundesversammlung, 1991. Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer. Bern, SR 814.20.
- Gaillard G., Daniel O., Desales A., Flisch R., Herzog F., Hofer G., Jeanneret P., Nemecek T., Oberholzer H., Prasuhn V., Ramsauer M., Richner W., Schüpbach B., Spiess E., Vonarburg U.-P., Walter T. und Weisskopf P., 2003. Agrar-Umweltindikatoren: Machbarkeitsstudie für die Umsetzung in der Schweiz. Schriftenreihe der FAL 47.
- Gaillard G. und Nemecek T., 2002. Ökobilanzierung des Extensioanbaus von Getreide und Raps. Agrarforschung 9 (11–12), 490–495.

- Julien P., Niggli T. und Vorlet L., 2002. Beobachtungsperimeter ökologischer Massnahmen in der Landwirtschaft. Landwirtschaftliches Institut Grangeneuve und Amt für Umweltschutz des Kantons Fribourg.
- Prasuhn V. und Braun M., 1994. Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. Schriftenreihe der Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC) Liebefeld-Bern Nr. 17.
- Prasuhn V., Herzog F., Schärer M., Frossard E., Flühler H., Flury C. und Zraggen K., 2004. Stoffflüsse im Greifenseegebiet: Phosphor und Stickstoff. *Agrarforschung* 11 (10), 440–445.
- Prasuhn V. und Mohni R., 2003. GIS-gestützte Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. Interner Bericht. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich-Reckenholz. 223 S. [www.reckenholz.ch/doc/de/forsch/umwelt/wasser/wasser.html](http://www.reckenholz.ch/doc/de/forsch/umwelt/wasser/wasser.html)
- Richner W., Anken T., Dubois D., Keck M., Lüscher A., Neftel A., Prasuhn V., Weisskopf P., Vullioud P. und Zihlmann U., 2003. Forschungsperspektiven für das Stickstoffmanagement in der Landwirtschaft. Schriftenreihe der FAL 43, 65–70.
- UN, 1997. Protokoll von Kyoto zum Rahmenübereinkommen der vereinten Nationen über Klimaänderungen. New York, United Nations.
- Zraggen K., Flury C., Gotsch N. und Rieder P., 2004. Gestaltung der Landnutzung in der Region Greifensee. *Agrarforschung* 11 (10), 470–477.





# P

## Teil II Evaluation Phosphor

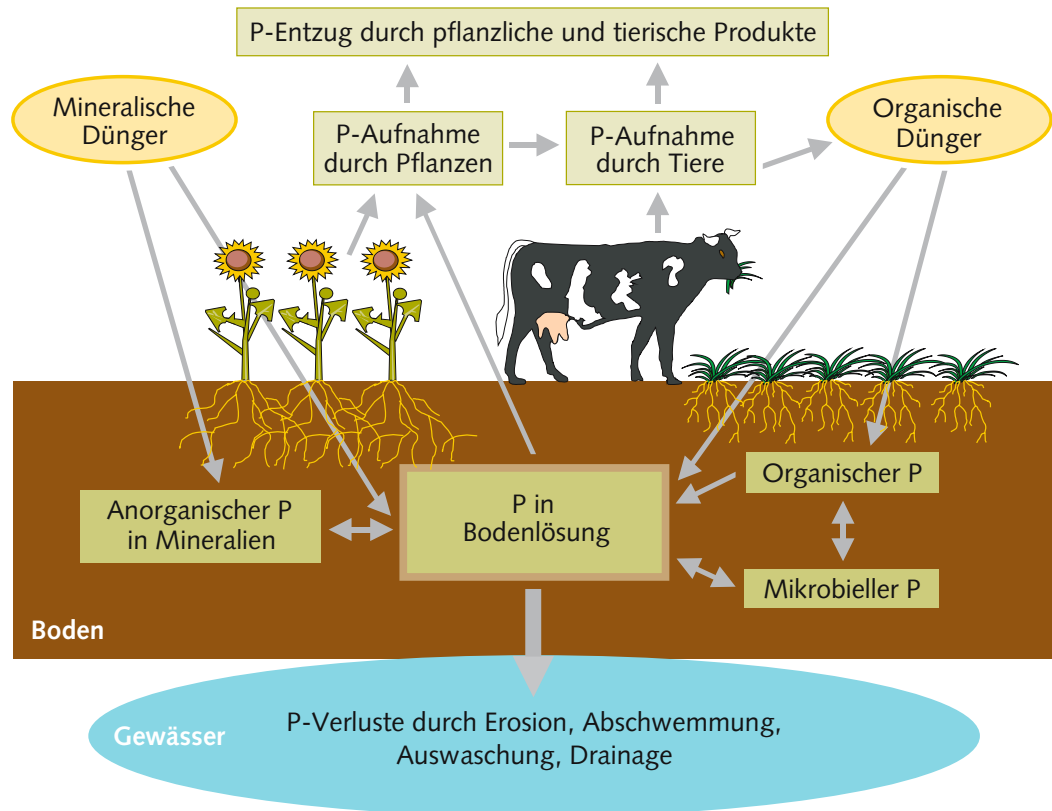


Abbildung 1:  
Vereinfachter  
P-Kreislauf im System  
Boden-Pflanze-  
Dünger (nach  
Frossard et al. 2004,  
stark verändert).

## 10 Phosphor in der Landwirtschaft

Volker Prasuhn und René Flisch

**Phosphor ist ein wichtiger Pflanzennährstoff. In der Landwirtschaft muss er über Düngemittel dem Boden zugeführt werden, damit optimale Erträge erzielt werden können. Da die abbaubaren, natürlichen Phosphor-Vorkommen aber endlich sind, ist ein effizienter und Ressourcen schonender Einsatz von Phosphor in der Landwirtschaft nötig. Zudem können Phosphor-Düngergaben, die über den Pflanzenbedarf hinausgehen, zu Gewässerbelastungen führen.**

Phosphor (P) wird überwiegend aus phosphathaltigen Gesteinen (Rohphosphat) gewonnen. Nach verschiedenen Schätzungen betragen die abbauwürdigen Reserven an marktfähigem Rohphosphat weltweit derzeit etwa 12 Milliarden Tonnen (ca. 1,6 Milliarden Tonnen P). Bei einem geschätzten jährlichen Abbau von 132 Millionen Tonnen reicht diese Reserve für knapp 100 Jahre. Weitere, derzeit wirtschaftlich nicht rentable Reserven in der Größenordnung von 34 bis 47 Milliarden Tonnen Rohphosphat würden für weitere 250 bis 370 Jahre reichen. Phosphor ist somit eine knappe Ressource, mit der sparsam und schonend umgegangen werden sollte. Der Weltverbrauch von Rohphosphaten geht zu über 90 % auf das Konto der Landwirtschaft. Phosphor wird in der Landwirtschaft in grossen Mengen in Form von anorganischen Phosphatdüngern und Futterphosphaten eingesetzt.

### Phosphor-Gehalte im Boden

Der P-Gehalt ungedüngter Böden liegt mit 200 bis 800 mg P/kg Boden relativ hoch. Allerdings handelt es sich dabei überwiegend um stabile anorganische oder organische P-Verbindungen. 25 bis 65 % der P-Gehalte in der Ackerkrume von Mineralböden sind schwer lösliche, kaum pflanzenverfügbare, organisch gebundene Phosphate (Phytate, Nucleinsäuren). Der anorganische Phosphor liegt meist in nicht pflanzenverfügbarem Apatit

Volker Prasuhn  
und René Flisch,  
Agroscope  
FAL Reckenholz,  
Reckenholzstr. 191,  
CH-8046 Zürich

(Calciumphosphate) oder als Verwitterungsprodukte aus Apatit oder Düngerphosphaten vor. Eine wesentliche Phosphatquelle der Pflanzen bildet das an Eisen- und Aluminium-Oxide und -Hydroxide adsorbierte Phosphat.

## Phosphor im Pflanzenbau

Phosphor ist ein essentieller und nicht substituierbarer Pflanzennährstoff. Für die pflanzliche Produktion ist der native Gehalt der Böden an pflanzenverfügbarem Phosphor aber nicht ausreichend. Um optimale Erträge von einwandfreier Qualität zu erzielen, ist deshalb eine zusätzliche P-Zufuhr über P-Düngemittel notwendig (Abb. 1). Mineralische Düngerphosphate (z.B. Superphosphat, Ammoniumphosphat, Thomasphosphat, Rohphosphat) können bei richtiger Anwendung mehr oder weniger schnell in pflanzenverfügbare Verbindungen umgewandelt werden. Durch hohe Zufuhren von Phosphor über Mineral- und/oder Hofdünger hat in den letzten Jahrzehnten eine deutliche Anreicherung von Phosphor im Oberboden intensiv genutzter Böden der Schweiz stattgefunden. Standorte mit hohen P-Gehalten stellen eine latente Gefahr für die Gewässer dar.

## Phosphor in der Umwelt

Phosphor ist der limitierende Faktor für das Wachstum von Algen in den Gewässern. In Fließgewässern entstehen meist keine ökologischen Probleme durch einen erhöhten P-Eintrag. Bäche und Flüsse transportieren den Phosphor aber in Seen oder ins Meer. Dort führt der P-Eintrag zu einer höheren Produktion pflanzlicher Biomasse (Eutrophierung). Beim Abbau der abgestorbenen Biomasse wird übermässig Sauerstoff verbraucht. Die danach von anaeroben Bakterien verursachten Zersetzungsprozesse können giftige Stoffe wie Schwefelwasserstoff, Ammoniak und Methan bilden. Das Gewässer beginnt «umzukippen» (Fischsterben, Geruchsbelästigung). Weitere negative Folgen einer Eutrophierung sind die Abnahme der Biodiversität, Kosten bei der Trinkwasseraufbereitung und eine eingeschränkte Nutzung für den Tourismus. Der Eintrag von Phosphor in die Gewässer erfolgt über zwei Pfade: Zum einen über punktuelle Quellen (z.B. kommunale und industrielle Kläranlagen, Regenwasserentlastungen), zum anderen über diffuse Quellen (z.B. Landwirtschaft, Wald, Atmosphäre). Ein Eintrag von nur wenigen Prozenten des in der Landwirtschaft eingesetzten Phosphors reicht aus, um die Gewässer zu belasten.

## Massnahmen zur Reduktion der Phosphor-Einträge

In den letzten Jahrzehnten wurden verschiedene Massnahmen lanciert, um die P-Einträge in die Gewässer zu reduzieren: Dazu gehören das Phosphatverbot in Waschmitteln, die Erhöhung des Anschlussgrades von Privathaushalten und Industrie an Kläranlagen, die P-Elimination in Kläranlagen, die Verringerung der P-Ausscheidungen von Nutztieren durch Optimierung der Tierernährung (stickstoff- und phosphorreduziertes Futter) und P-Düngungsempfehlungen.

Aufgrund der grossen Erfolge bei der Reduktion der P-Einträge aus punktuellen Quellen hat der relative Anteil der Landwirtschaft an den Einträgen in den vergangenen Jahrzehnten zugenommen. Vor allem in stark belasteten Landwirtschaftsgebieten besteht noch Handlungsbedarf.

### Literatur

Frossard E., Julien P., Neyroud J.-A. und Sinaj S., 2004. Phosphor in Böden, Düngern, Kulturen und Umwelt – Situation in der Schweiz. BUWAL, Schriftenreihe Umwelt 368, Bern. 183 S.

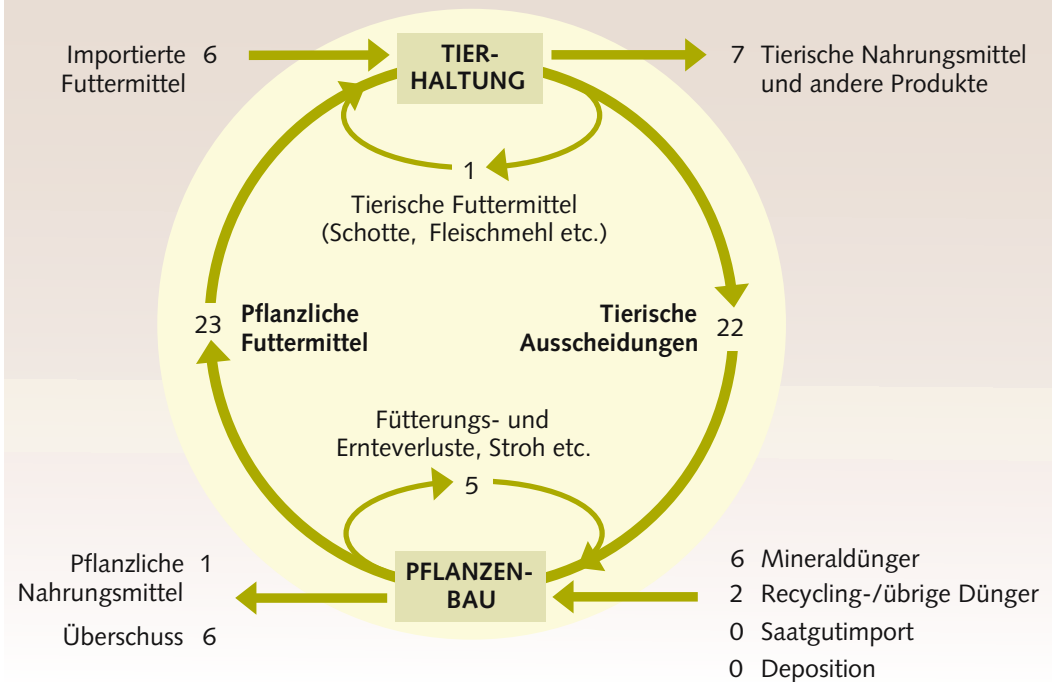


Abbildung 1:  
P-Kreislauf der  
schweizerischen  
Landwirtschaft  
im Jahr 2002 (in  
1'000 t P).

## 11 Die Phosphorbilanz der Schweiz

Ernst Spiess

Die zeitliche Entwicklung des Phosphor-Überschusses in der schweizerischen Landwirtschaft wurde mit Hilfe der Input-Output-Bilanz untersucht. Die Berechnungen für das Jahr 2002 ergaben bei einem Input von 15'000 t Phosphor (P) und einem Output von gegen 9'000 t P einen Überschuss von 6'000 t P. Zwischen 1980 und 2002 hat der Überschuss um 23'000 t P abgenommen, was insbesondere auf den verminderten Mineraldüngereinsatz und die geringeren Futtermittelimporte zurückzuführen ist. In den ersten Jahren nach der Einführung der ökologischen Direktzahlungen war die Reduktion überdurchschnittlich hoch. Das Ziel einer Abnahme des P-Überschusses um 9'400 t P zwischen 1990–92 und 2005 wurde deshalb bereits 1996 erreicht.

Im Jahr 2002 gelangten rund 15'000 t P über den Input in die Landwirtschaft (Tab. 1)<sup>1)</sup>. Die importierten Futtermittel und die Mineraldünger wiesen mit je 42 % die höchsten Anteile am gesamten Input auf. Der Anteil der Recycling- und der übrigen Dünger lag bei 14 %, die Deposition aus der Luft und das importierte Saatgut machten weniger als 5 % aus. Über den Output verliessen gegen 9'000 t P die Landwirtschaft, was etwas mehr als 40 % des Inputs entsprach. Die P-Menge in den tierischen Nahrungsmitteln und den anderen tierischen Produkten war viermal so hoch wie diejenige in den pflanzlichen Nahrungsmitteln. Der Überschuss betrug rund 6'000 t P. Bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche von 1'069'771 ha im Jahr 2002 entsprach dies 5,8 kg P/ha. Es muss angenommen werden, dass der grösste Teil des Überschusses im Boden angereichert wird. Der Rest gelangt vor allem durch Erosion und Abschwemmung in die Gewässer.

Beim Phosphor-Kreislauf (Abb. 1) liegen die Verhältnisse ähnlich wie beim Stickstoff. In den pflanzlichen Futtermitteln und in den tierischen Ausscheidungen zirkulierte im Jahr 2002 eine P-Menge in der Grössenordnung von 23'000 t P. Es fällt auf, dass die tierischen Futtermittel fast gleich viel Phosphor enthielten wie die tierischen Nahrungsmittel und die anderen tierischen Produkte. Vom Phosphor in der produzierten Milch verliessen rund zwei Drittel die Landwirtschaft über die Nahrungsmittel. Während dieser Anteil in der Fleisch-

<sup>1)</sup> Die Bilanzierungsmethode sowie die Genauigkeit der Berechnungen werden im Kapitel 3 «N-Bilanz» erläutert.

Ernst Spiess,  
Agroscope  
FAL Reckenholz,  
Reckenholzstr. 191,  
CH-8046 Zürich

produktion noch vor wenigen Jahren weniger als 50 % betrug, waren es 2002 wegen des Fütterungsverbots für tierische Mehle fast 100 %. Im Pflanzenbau überstiegen die Düngung und die Deposition den P-Entzug über die Futter- und Nahrungsmittel um ein Viertel.

Tabelle 1. P-Bilanz der schweizerischen Landwirtschaft im Jahr 2002 (in t P/Jahr und in % des gesamten Inputs)		
	t P/Jahr	%
<b>Input</b>	<b>14'792</b>	<b>100</b>
Importierte Futtermittel	6'160	42
Mineraldünger	6'153	42
Recycling- und übrige Dünger	2'106	14
Importiertes Saatgut	30	0
Deposition über die Luft	344	2
<b>Output</b>	<b>8'520</b>	<b>58</b>
Tierische Nahrungsmittel und andere tierische Produkte	6'921	47
Pflanzliche Nahrungsmittel	1'599	11
<b>Überschuss</b>	<b>6'272</b>	<b>42</b>

### Entwicklung des P-Inputs und des P-Outputs zwischen 1975 und 2002

Beim Input erfuhr die P-Menge in den importierten Futtermitteln zwischen 1975 und 2002 eine starke Abnahme, weil der gesamte Futterbedarf infolge der sinkenden Tierzahlen abnahm und ausländisches durch inländisches Futtergetreide verdrängt wurde (Abb. 2). Mitte der neunziger Jahre war die P-Menge in den importierten Futtermitteln nur noch halb so hoch wie 20 Jahre zuvor. In den letzten Jahren hat der Import von Futtermitteln allerdings wieder um 1'000 t P zugenommen, wobei die Zunahme beim Sojaextraktionsschrot, welches teilweise das Tiermehl ersetzt hat, besonders hoch war.

Der Mineraldüngerverbrauch nahm bei Phosphor zwischen 1975 und 1980 von 17'000 auf 20'500 t P/Jahr zu. Bis 2002 fand ein Rückgang auf 6'000 t P statt. Der zwischen 1975 und 1994 steigende Einsatz der Recycling- und der übrigen Dünger ist auch beim Phosphor gut erkennbar. In den letzten Jahren war der Einsatz aber infolge des angekündigten Klärschlammverbotes in der Landwirtschaft stark rückläufig. Im Vergleich zu Stickstoff liegen bei Phosphor die Werte für die Deposition auf einem tiefen Niveau.

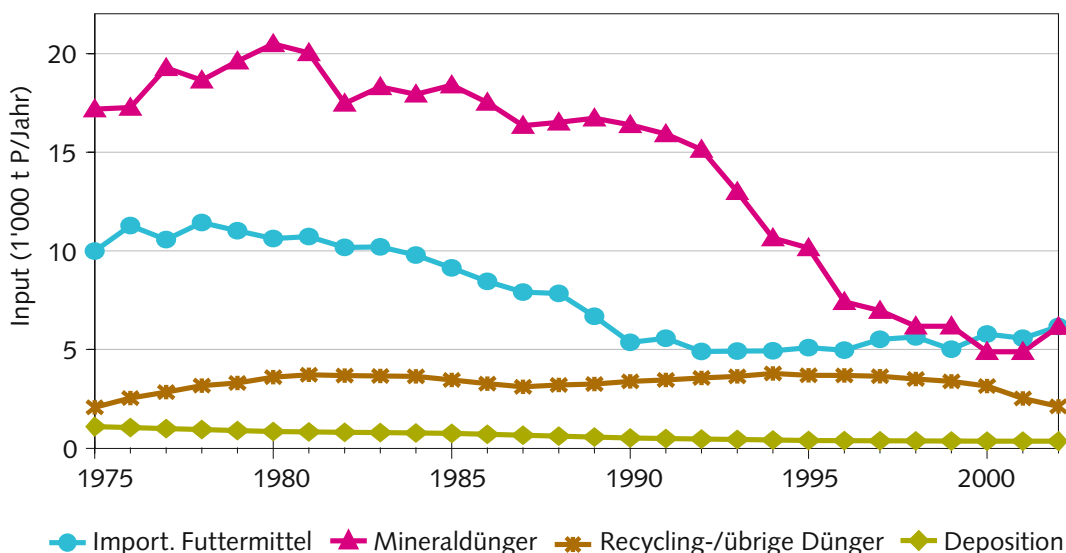
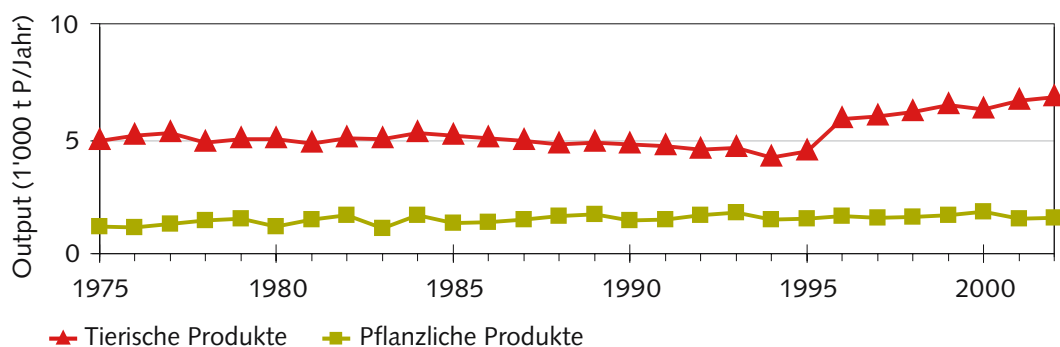


Abbildung 2: P-Mengen in den einzelnen Input-Grössen zwischen 1975 und 2002.

Beim Output fällt auf, dass die P-Menge in den tierischen Nahrungsmitteln und den anderen Produkten bis 1995 auf einem Niveau von 5'000 t P lag. Seither ist sie infolge der Entsorgung der tierischen Mehle ausserhalb der Landwirtschaft angestiegen (Abb. 3). Der P-Export über die pflanzlichen Nahrungsmittel schwankte relativ stark von Jahr zu Jahr, nahm aber im Gegensatz zu Stickstoff über die gesamte Periode leicht zu.

Abbildung 3:  
P-Mengen in den einzelnen Output-Grössen (tierische Nahrungsmittel und andere Produkte sowie pflanzliche Nahrungsmittel) zwischen 1975 und 2002.



### Entwicklung des P-Überschusses zwischen 1975 und 2002

Der P-Überschuss stieg in den ersten fünf Jahren der untersuchten Periode an, erreichte 1980 mit 29'000 t P seinen Höhepunkt und nahm anschliessend mit wenigen Ausnahmen kontinuierlich auf 6'000 t P im Jahr 2002 ab (Abb. 4). Der Anstieg bis 1980 war in erster Linie auf den steigenden Mineraldünger- und Klärschlammeinsatz zurückzuführen. Im Jahr 1980 war bei Phosphor zudem nicht nur der Tierbestand, sondern auch der Mineraldüngereinsatz am höchsten.

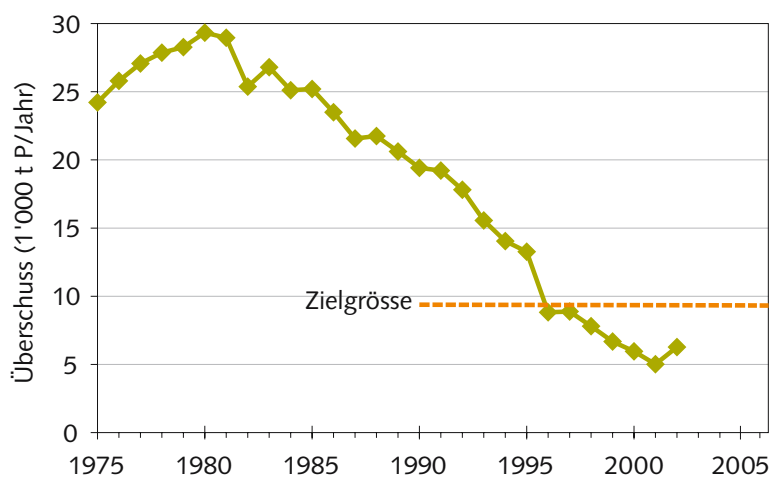


Abbildung 4:  
P-Überschuss zwischen 1975 und 2002 und Zielgrösse.

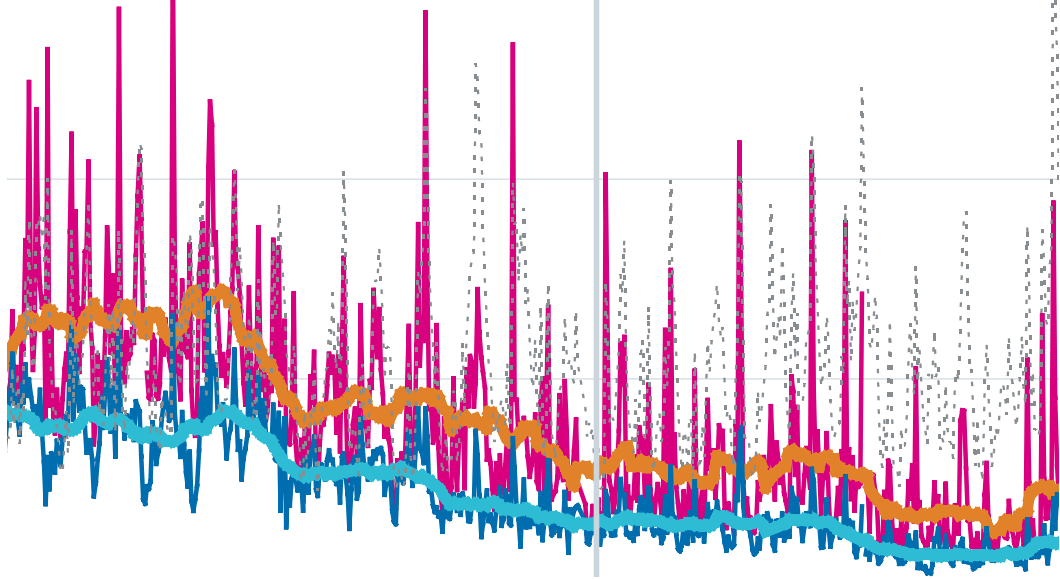
Seither wurden fast jedes Jahr weniger Mineraldünger eingesetzt. Im Jahr 2002 wurden 14'000 t P weniger ausgebracht als 1980, was einem Rückgang um 70 % entspricht. Im weiteren fällt insbesondere die um 4'000 t geringere P-Menge in den importierten Futtermitteln ins Gewicht. Auch der Klärschlammeinsatz und die über die Deposition eingetragene P-Menge gingen zurück. Gleichzeitig nahm der gesamte Output zwischen 1980 und 2002 um 2000 t P zu.

Im Rahmen der Evaluation der Ökomassnahmen wurde als Umsetzungsziel für den Bereich Phosphor festgelegt, dass der P-Überschuss gemäss Input-Output-Bilanz zwischen den Referenzjahren 1990–92 und 2005 um die Hälfte reduziert werden soll. 1990–92 betrug der P-Überschuss durchschnittlich 18'800 t. Bis zum Zieljahr 2005 sollte somit ein Überschuss von 9'400 t P erreicht werden. Das Ziel wurde erfreulicherweise bereits 1996 erstmals unterschritten. In den Folgejahren nahm der Überschuss weiter ab, wobei allerdings 2002 ein Anstieg zu verzeichnen war, weil wieder mehr Mineraldünger eingesetzt wurde. Bis 2004 dürfte der Überschuss vermutlich wieder etwas abgenommen haben. Der Mineraldüngereinsatz ging leicht zurück und auch beim Klärschlamm kann aufgrund des kommenden Ausbringungsverbots mit einer Reduktion gerechnet werden. Allerdings weisen die importierten Futtermittel in den letzten Jahren eine leicht steigende Tendenz auf.

Der Rückgang zwischen den Referenzjahren 1990–92 sowie 2002 war grösstenteils auf den geringeren Mineraldüngerverbrauch zurückzuführen. Dieser nahm zwischen 1993 und 1996 stärker ab als zuvor und danach. Dies zeigt die Wirksamkeit eines ausgeglichenen P-Haushaltes als Voraussetzung zum Bezug von Direktzahlungen für die Integrierte Produk-

tion, denn in dieser Periode stellte über die Hälfte der Landwirte ihren Betrieb auf die integrierte Produktion oder den Biolandbau um.

Es darf aber nicht vergessen werden, dass die P-Bilanz immer noch positiv ist und der P-Überschuss immerhin ein Viertel des P-Entzugs ausmacht. Das bedeutet, dass nach wie vor zu viel Phosphor gedüngt wird. Der kumulierte Überschuss zwischen 1975 und 2002 betrug 493 kg P/ha. Unter der Annahme, dass 10 % des Überschusses vor allem über die Abschwemmung und die Erosion in die Gewässer gelangen, betrug die Anreicherung im Boden durchschnittlich 444 kg P/ha, was ungefähr dem mittleren Entzug von 15 Jahresernten entspricht. Ein grosser Teil des akkumulierten Phosphors wird zwar im Boden festgelegt und kann kurz- und mittelfristig nicht ausgewaschen oder von den Pflanzen aufgenommen werden; der Gesamt-P-Gehalt des Bodens nimmt aber dennoch immer noch kontinuierlich zu. Wenn heute bei einem Erosionsereignis eine bestimmte Menge Boden in ein Gewässer gelangt, ist die darin enthaltene P-Menge somit höher als 1975.



## 12 Phosphor in Oberflächengewässern

Paul Liechi

In den Einzugsgebieten überdüngter (eutropher) Seen sind hohe Phosphorgehalte in Böden und Gewässern problematisch. Die Reduktion der Phosphorfrachten in den grossen Fliessgewässern unterhalb der Seen beträgt seit 1985 etwas mehr als 50 %. Hauptursache für diesen Rückgang ist der Ausbau der Abwasserreinigung. Die Reduktion der Phosphorfrachten in diesen Gewässern beträgt seit den Referenzjahren 1990–92, die für die Evaluation der Ökomassnahmen festgelegt wurden, rund 35 %. Durch die Verbesserung des Gewässerzustandes halten die Seen proportional mehr Phosphor in den Sedimenten zurück. Ohne diese zusätzlichen Phosphorsenken wäre die Abnahme in den Fliessgewässern weniger ausgeprägt. Die Resultate aus der Phosphoranalytik lassen aber keine Rückschlüsse auf die Herkunft des Phosphors zu. Die diffuse Belastung der Gewässer aus landwirtschaftlich genutzten Gebieten kann deshalb nur mit Hilfe von Zuflussuntersuchungen gemessen oder über Modellrechnungen abgeschätzt werden. Entsprechende Resultate liegen für die Evaluationsperiode somit nur exemplarisch vor. Sie zeigen eine Reduktion der landwirtschaftlich bedingten Phosphoreinträge seit 1990–92 zwischen 10 und 30 %.

Die in der Landwirtschaft über Hof- oder Mineraldünger sowie Recyclingdünger aus-gebrachten Mengen an Phosphor (P) werden je nach Beschaffenheit der Böden und der Entwicklung der Vegetation unterschiedlich gut gebunden oder aufgenommen. Bei starken Niederschlägen können durch Abschwemmung, Auswaschung oder Bodenerosion grössere P-Mengen direkt über den Oberflächenabfluss oder indirekt über Risse in den Böden (präferentielle Fliesswege) sowie über Drainageleitungen in die Oberflächengewässer gelangen.

P-Einträge aus landwirtschaftlich genutzten Gebieten sind in Zuströmbereichen derjenigen Seen problematisch, die trotz des starken Ausbaus der Abwasserreinigung noch immer überdüngt sind. Solange der P-Umsatz in diesen Einzugsgebieten zu gross ist, wird sich die Situation in den flussabwärts liegenden Seen nicht verbessern. Vor allem die Anreicherung in den Böden sollte vermieden werden, damit keine Reserven entstehen, aus denen über Jahre hinweg Phosphor abgegeben werden kann. Die Ziele zur Reduktion der P-Einträge in die Gewässer durch Abschwemmung und Auswaschung oder durch Erosion müssen sich deshalb primär an konkreten Problemgebieten und dort am P-Gehalt und der Belastbarkeit der flussabwärts liegenden Seen orientieren. Eine der guten fachlichen Praxis entsprechende Bewirtschaftung kann zwar die P-Verluste durch Abschwemmung und Erosion mindern, hat aber in der Regel nur dann Einfluss auf die P-Anreicherung der Böden, wenn weniger Phosphor eingetragen wird als dies dem Pflanzenbedarf entspricht.

Paul Liechi,  
Bundesamt für  
Umwelt, Wald und  
Landschaft  
(BUWAL),  
Abteilung  
Gewässerschutz,  
CH-3003 Bern



Das Ziel der Evaluation der Ökomassnahmen im Bereich Phosphor (mit den Referenzjahren 1990–92 und der Periode bis 2005) wurde für Oberflächengewässer wie folgt festgelegt (Kap. 1):

- Die durch die Landwirtschaft verursachte P-Belastung der Oberflächengewässer soll um 50% reduziert werden.
- Mit Hilfe bestehender Datenreihen soll verifiziert werden, ob dieses Ziel erreicht werden konnte.

## Methodik

In der Schweiz erheben verschiedene Fachstellen Daten zu den physikalisch-chemischen Eigenschaften von Oberflächengewässern. Seeuntersuchungen werden von internationalen Kommissionen (Commission internationale pour la protection des eaux du lac Léman contre la pollution, CIPEL; Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, IGKB; Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere, CIP AIS), von der Eidgenössischen Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG), von kantonalen Gewässerschutzfachstellen und von der Wasserversorgung der Stadt Zürich durchgeführt. Die physikalisch-chemischen Eigenschaften von Fliessgewässern werden an über 400 Messstellen durch die Fachstellen des Bundes und der Kantone kontrolliert.

Die meisten kantonalen Fachstellen überprüfen den Gewässerzustand der Fliessgewässer jedoch nur mit wenigen Stichproben pro Jahr. Einzelne Stichproben genügen den Anforderungen der Evaluation der Ökomassnahmen bezüglich Kontinuität aber nicht und wurden deshalb für die Überprüfung der Ziele nicht verwendet. Auch die wenigen Standorte mit kontinuierlichen Sammelproben werden in der Regel nur im Rahmen von Kampagnen über zwei oder drei Jahre überprüft. Die Unterbrechungen zwischen den Kampagnen verhindern exakte Aussagen über die Evaluationsperiode.

Die «Nationale Daueruntersuchung der schweizerischen Fliessgewässer» (NADUF) (BUWAL 2000, Zobrist *et al.* 2004) ist ein gemeinsames Projekt des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), des Bundesamtes für Wasser und Geologie (BWG), der EAWAG und der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL). Die Fliessgewässer werden kontinuierlich und mittels Analysen von 14-tägigen Sammelproben untersucht. Um den Aufwand gering zu halten, wurden die Fliessgewässer auch in diesem Bundesprogramm nur an wenigen Stellen ohne Unterbrechung beprobt: im Rhein bei Diepoldsau, Rekingen und Weil; in der Aare bei Brugg; in der Rhone bei Port du Scex und bei Chancy; in der Thur bei Andelfingen. Die Einzugsgebiete dieser Messstellen sind so gross, dass in allen Gebieten mittlere bis grössere Siedlungen liegen. Das NADUF-Programm wurde Mitte der 1970er Jahre auf die Erhebung der Nähr- und Schadstoffe in grösseren und mittleren Fliessgewässern ausgelegt. Kleine Einzugsgebiete mit nur landwirtschaftlich genutzten Gebieten fehlen zurzeit noch im Programm.

Die Maihochwasser aus dem Jahr 1999 verursachten Schäden an einigen Probenentnahmestellen, die zum Teil zu längeren Unterbrechungen führten. Bauvorhaben vor und bei den Probenentnahmestellen in der Thur, in der Aare bei Brugg und in der Rhone bei Chancy führten zu weiteren Lücken in den Messreihen. Langfristige und kontinuierliche Messungen, die Aussagen über die zeitliche Entwicklung der P-Konzentrationen und der P-Frachten erlauben, sind somit auf wenige Stationen des NADUF-Programms beschränkt.

Phosphor in den Gewässern stammt vor allem aus folgenden Quellen: natürliche Verwitterung, Mineral-, Hof- und Recyclingdünger aus Landwirtschaft und «Paralandwirtschaft», aus Haushalten, Industrie und Gewerbe. Auch mit der analytisch möglichen Aufschlüsselung in verschiedene P-Fraktionen (Orthophosphat, Polyphosphate, gelöster organischer Phosphor, partikulärer anorganischer sowie partikulärer organischer Phosphor, Gesamtphosphor im Filtrat und im Rohwasser) ist eine eindeutige Zuordnung zu den ver-

schiedenen Quellen nicht möglich, weil in den Böden, in den Abwasserreinigungsanlagen und in den Oberflächengewässern biologische und physikalisch-chemische Prozesse ablaufen, welche die Verteilung zwischen den einzelnen Fraktionen immer wieder ändern. Reduktionen bei landwirtschaftlich bedingten P-Quellen könnten somit messtechnisch nur festgestellt werden, wenn bei anderen P-Quellen keine signifikanten Schwankungen mehr auftreten würden. Das vorgegebene Wirkungsziel ist mit den vorhandenen Messsystemen deshalb kaum überprüfbar. Nur mit gezielten Untersuchungen der Zuflüsse überdüngter Seen oder über Modellrechnungen kann die Herkunft des Phosphors mehr oder weniger gut quantifiziert werden. Resultate solcher Untersuchungen oder Modellrechnungen liegen für die Evaluationsperiode nur exemplarisch vor.

## Entwicklung der P-Gehalte in den Seen

Grössere P-Mengen sind für stehende Gewässer ein Problem. Da Phosphor natürlicherweise für die Bedürfnisse der Algen und Wasserpflanzen in ungenügender Konzentration vorhanden ist, reguliert er deren Wachstum. Während der warmen Jahreszeit werden Seen durch die erhöhte Einstrahlung von oben her erwärmt. Das Oberflächenwasser dehnt sich etwas aus, wird dadurch spezifisch leichter und schwimmt auf dem kühleren Tiefenwasser. Der Dichteunterschied im Grenzbereich wirkt als Barriere und reduziert den Transport gelöster Nährstoffe aus dem Tiefenwasser in die obersten 10 bis 20 Meter der Wasserschicht, in der die Bioproduktion gross ist (trophogene Zone). Wegen der Aufnahme durch die Wasserpflanzen und Algen kann während dieser Stagnationsphase die P-Konzentration im Oberflächenwasser der Seen soweit absinken, dass die Bioproduktion zurückgeht.

Der ab den 1950er Jahren beobachtete Anstieg der Nährstoffgehalte setzte diese Limitierung in manchen Seen ausser Kraft und bewirkte eine starke Zunahme der Algenproduktion. Durch den Abbau der abgestorbenen und sedimentierenden Biomasse kam es zu einem Sauerstoffmangel im Tiefenwasser, der an manchen Orten zur vollständigen Verödung dieses Lebensraumes geführt hat. Dem tierischen Leben fehlt aber nicht nur der Sauerstoff zum Atmen, sondern es entstehen auch giftige Stoffe wie Ammoniak und Schwefelwasserstoff. Wenn der Sauerstoff über und in den obersten Sedimentschichten fehlt, wird das Rückhaltevermögen der Sedimente für Phosphor reduziert. Der Phosphor, der bereits in die Sedimente eingelagert wurde, wird vermehrt remobilisiert und gelangt wieder in die Wasserphase: Der See düngt sich selbst.

Jeder See reagiert aufgrund der Lage (Windexposition), Tiefe, Beckenstruktur und der Aufenthaltszeit des Wassers unterschiedlich auf Phosphor. Ein genereller Anforderungswert für die P-Konzentration kann deshalb nicht formuliert werden. Da aber Sauerstoffmangel in den Seen zu unerwünschten Prozessen führt, wird in der Gewässerschutzverordnung (Bundesrat 1998) ein Anforderungswert für Sauerstoff definiert:

*«Der Sauerstoffgehalt darf zu keiner Zeit und in keiner Seetiefe weniger als 4 mg/l O<sub>2</sub> betragen; er muss zudem ausreichen, damit wenig empfindliche Tiere wie Würmer den Seegrund ganzjährig und in einer möglichst natürlichen Dichte besiedeln können. Besondere natürliche Bedingungen bleiben vorbehalten.»*

Der Ausbau der Abwasserreinigung und die Anwendung neuer Abwassertechnologien, beispielsweise die P-Elimination mittels Fällung (dritte Reinigungsstufe) oder die Flockungsfiltration (vierte Reinigungsstufe), haben die Belastung der Oberflächengewässer mit Schmutz- und Nährstoffen deutlich verringert. Dies zeigt sich bei den Gesamtphosphor- und Ortho-Phosphatgehalten der Fliessgewässer in der Schweiz seit 1980. Die markante Belastungsreduktion ist auch auf das Phosphatverbot für Textilwaschmittel zurückzuführen, welches im Juli 1985 vom Bundesrat beschlossen worden war. Mit dem Rückgang der P-Frachten in die Seen wird der Vorrat in der trophogenen Zone kleiner, und die P-Minima beginnen früher. Dadurch wird weniger Phosphor durch die Algen und Pflanzen aufgenommen.

men. Die entsprechenden Konzentrationen sind während der anschliessenden Zirkulationsphase ebenfalls tief. Dies führt insbesondere beim gelösten Phosphor (z.B. beim Ortho-Phosphat) zu einer Reduktion der saisonalen Schwankungen in den seeabwärts liegenden Fließgewässern (z.B. Abb. 4).

Allgemein kann ein markanter Rückgang der P-Konzentrationen in den Schweizer Seen seit etwa Mitte der 1970er Jahre festgestellt werden. Bei den grösseren Seen war der Rückgang der P-Konzentrationen vor 1990 deutlicher als nachher (Abb. 1). Die Reduktionen von 1990 bis 2003 liegen etwa zwischen 5 % (Vierwaldstättersee) und 75 % (Bodensee), wobei witterungsbedingte Einflüsse diese Werte beeinflussen. Bei grösseren Aufenthaltszeiten des Wassers reagieren Seen mit Verzögerung auf Belastungsänderungen aus dem Einzugsgebiet.

Bei den mittleren Seen wurde der grösste Rückgang bei den P-Gehalten in den Jahren nach 1975 beobachtet (Abb. 2). Die Reduktionen zwischen den Jahren 1990 und 2003 liegen etwa zwischen 30 % (Zugersee) und 80 % (Baldeggersee), wobei witterungsbedingte Schwankungen eine statistisch gesicherte Trendaussage erschweren. Für die meisten der vielen Kleinseen liegen höchstens einzelne Datensätze aus Messkampagnen vor, aber keine längeren Zeitreihen. Die Entwicklung der P-Konzentrationen in Kleinseen kann deshalb nicht beurteilt werden. Eine Studie aus dem Kanton Bern zeigt aber, dass viele dieser Kleinseen eutroph sind (GSA 1999). Haupteintragsquelle ist hier – meist eindeutig – die Landwirtschaft.

### Entwicklung der P-Gehalte in den Fließgewässern

In Gewässern geht die Bioproduktion meist erst dann deutlich zurück, wenn der P-Gehalt kleiner als  $5 \mu\text{g/l P}$  wird. In Fließgewässern wird Phosphor durch die Strömung immer wieder nachgeliefert. Phosphor reguliert die Bioproduktion deshalb nur in stehenden Gewässern. Ein Anforderungswert für Phosphor in Fließgewässern macht daher keinen Sinn.

Seen reagieren auf Veränderungen im Einzugsgebiet wegen der längeren Aufenthaltsdauer des Wassers und der Stoffe träger als Fließgewässer. Mit der starken aber verzögerten Abnahme der P-Gehalte in den Seen (Abb. 1 und 2) zeigen sich auch in seeabwärts liegenden Fließgewässern weitere Folgeeffekte der Massnahmen bei der Abwasserreinigung und des Phosphatverbotes für Textilwaschmittel (Abb. 3). Seit dem 1. November 1989 ist zudem für Abwasserreinigungsanlagen, die für eine Belastung von mehr als 10'000 Einwohnergleichwerten ausgelegt sind, die P-Elimination (3. Stufe) im Einzugsgebiet des Rheins Vorschrift.

Die grösseren Abwasserreinigungsanlagen werden zudem wegen der angestrebten Reduktion der Stickstofffrachten in die Nordsee weiter ausgebaut und verbessert. Die Abnahme der P-Konzentrationen und P-Frachten war vor 1990 am grössten, erfolgte anschliessend bis 2000 recht kontinuierlich und zeigt sich auch im Rhein bei Basel (Abb. 3). Dieser entwässert zwei Drittel der Gesamtfläche der Schweiz. Der Frachtanteil aus dem Ausland unterhalb des Bodensees ist gering. Die P-Entwicklung im Rhein unterhalb von Basel ist somit repräsentativ für einen grossen Teil der Schweiz. Die Abnahme der P-Fracht

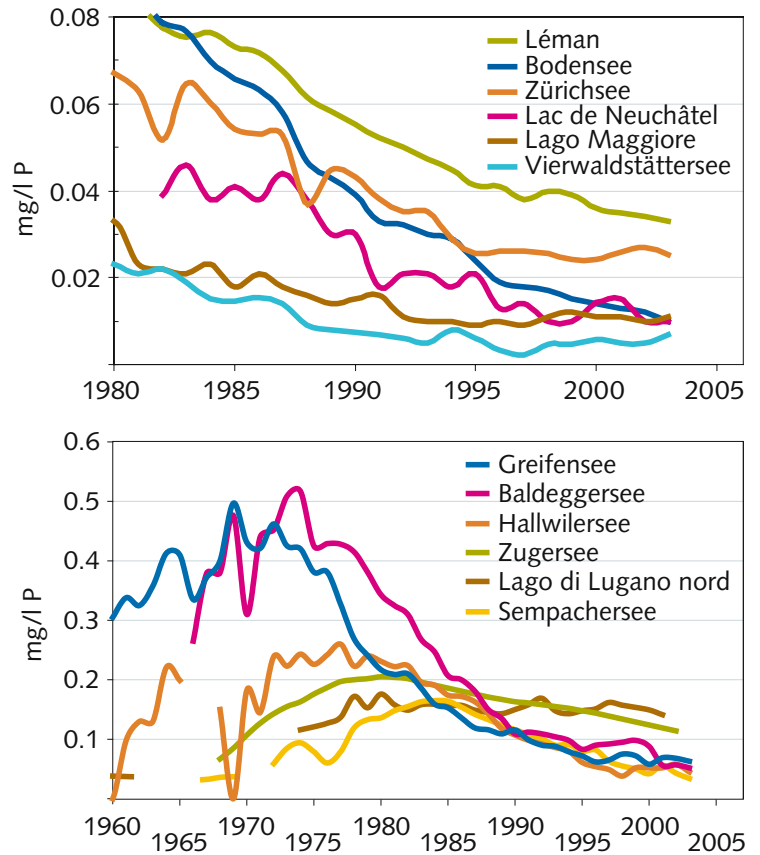


Abbildung 1/oben: Entwicklung der Gesamtkonzentrationen in grossen Seen, Jahresmittelwerte (Quelle: Kantonale Fachstellen, Internationale Kommissionen, EAWAG, Wasserversorgung Zürich).

Abbildung 2/unten: Entwicklung der Gesamtkonzentrationen in mittelgrossen Seen, Jahresmittelwerte (Quelle: Kantonale Fachstellen, Internationale Kommission CIPAI, EAWAG).

im Rhein bei Basel zwischen 1990 und 2003 liegt bei ungefähr 35 %, wobei die witterungsbedingten Schwankungen keine genaue Angabe ermöglichen. Dies zeigt sich in den deutlichen Schwankungen im Rhein in den Jahren 2000 bis 2003 (Abb. 3). Vor allem der Dauerregen im Herbst 2002 förderte die Auswaschung und Abschwemmung und führte über Monate zu vernässten Böden, welche kaum mehr Hofdünger aufnehmen konnten. Eine grobe Abschätzung zeigt einen Anstieg von über 1'000 Tonnen Phosphor im Vergleich zum Mittelwert des Jahres 2000. Ein Eintrag dieser Grössenordnung kann keinem Einzelereignis zugeordnet werden und weist auf diffuse Quellen hin. Der beobachtete Anstieg könnte mit der Remobilisierung der P-Vorräte in den Böden bei grösseren oder länger dauernden Regenereignissen erklärt werden. Diese Hypothese wird durch den Rückgang der Einträge in den Rhein im Trockensommer 2003 erhärtet. Das Jahresmittel der P-Frachten lag im Jahr 2003 noch tiefer als dasjenige von 2000 oder von 1998.

Ortho-Phosphat entspricht weitgehend dem gelösten, anorganischen Phosphor. Bei dieser Teilfraktion des gelösten Phosphors ist die Schwankungsbreite mit der Zeit deutlich geringer, denn die mit Niederschlagsereignissen gekoppelte P-Dynamik zeigt sich am stärksten im partikulären Anteil. Die Abnahme der Ortho-Phosphatfracht im Rhein bei Basel zwischen 1990 und 2003 liegt bei ungefähr 55 %.

Seen sind P-Senken, weil ein Teil des durch die Zuflüsse eingebrachten Phosphors in den Sedimenten festgehalten wird. Je besser der Seezustand wird, desto mehr Phosphor wird in den Sedimenten eingelagert – zwar häufig nicht absolut, aber doch zumindest proportional zur Konzentration im See. Die Reduktion der P-Gehalte in den Zuflüssen zeigt sich daher in verstärktem Ausmass im Seeabfluss (vergleiche Abb. 1 und 4).

In Einzugsgebieten, in denen keine grösseren Seen liegen, ist die P-Dynamik nicht vergleichbar. Die P-Reduktion nach dem Phosphatverbot für Textilwaschmittel erfolgte zwar rascher, dafür aber weniger nachhaltig. Die beobachteten Konzentrationsspitzen sind ausgeprägter und häufig mit starken Regenereignissen verknüpft (Abb. 5).

Im Einzugsgebiet des Greifensees war der Rückgang zwischen 1970 und 1993 sehr gross: von 77 auf 5,1 t P pro Jahr (persönliche Mitteilung H. Bühler EAWAG, 2005). Der Rückgang der letzten 10 Jahre auf ca. 4,6 t P (2003) ist dagegen geringer (AWEL 2003). Dies zeigt sich auch bei den P-Konzentrationen in der Glatt vor der Mündung in den Rhein (vergleiche Abb. 2 und 6).

## Modellrechnungen

P-Konzentrationen in Seen und Fließgewässern sind das Resultat der Einträge aus punktuellen und diffusen Quellen. Die P-Analytik reflektiert die Herkunft des Phosphors nicht. Einträge aus Punktquellen könnte man zwar messen; Messprogramme für eine kontinuierliche Erhebung der Frachten sind in der Durchführung aber zu aufwändig. Die kantonalen Fachstellen beschränken sich deshalb in der Regel auch bei der Kontrolle der Punktquellen auf Stichproben. Einträge aus diffusen Quellen sind kaum direkt messbar. Modellrechnungen von Prasuhn und Sieber (2005), bei denen die wichtigsten punktuellen und diffusen Eintragspfade separat erfasst werden (Abb. 7), führen zu Werten, die im Kontext der Reduktion der gemessenen P-Gehalte im Rhein unterhalb der Stadt Basel (Abb. 3) plausibel sind.

Um Veränderung der Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen im Zeitraum zwischen 1985 und 2001 aufzudecken, wurde für das Rheineinzugsgebiet der Schweiz unterhalb der Seen mit dem Stoffflussmodell MODIFFUS eine Abschätzung der Einträge aus Abschwemmung, Erosion, Auswaschung, Drainage und atmosphärischer Deposition von Phosphor und Stickstoff in die Gewässer für die Jahre 1985, 1996 und 2001 durchgeführt.

Die gesamten diffusen P-Einträge inklusive der natürlichen Hintergrundlast haben von 547 t P im Jahr 1985 auf 423 t P im Jahr 1996 und danach auf 393 t P im Jahr 2001 abgenommen (Abb. 8). Die Reduktion von 154 t P zwischen 1985 und 2001 entspricht 28 % der gesamten diffusen Einträge und 38 % der anthropogen bedingten diffusen Einträge.

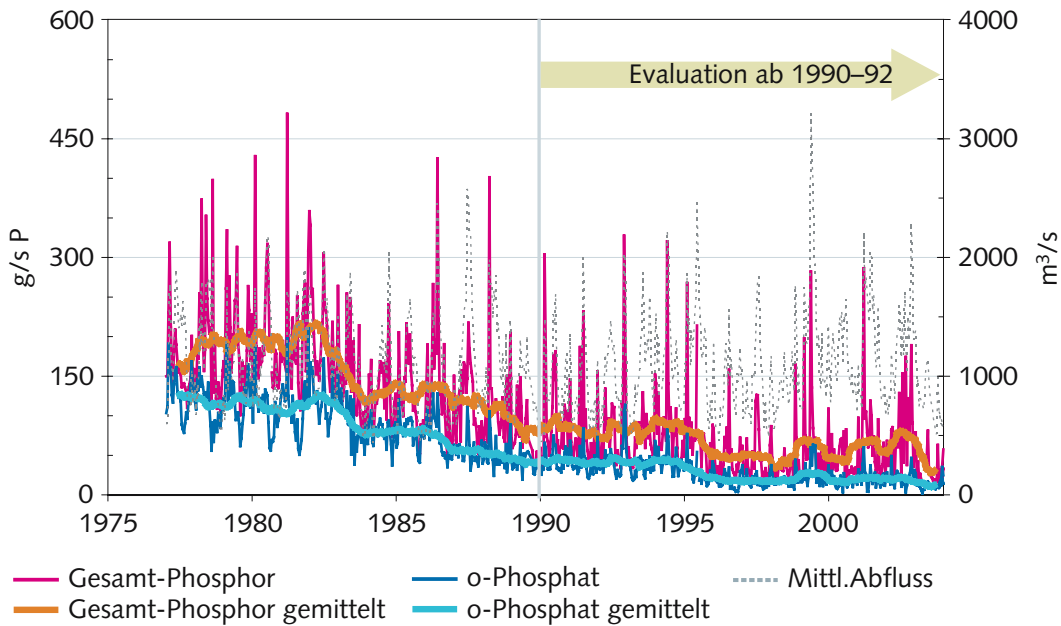


Abbildung 3:  
Phosphorfracht  
im Rhein bei Basel  
(26 Sammelproben  
pro Jahr, gleitender  
Mittelwert über 1  
Jahr, Abflussmenge;  
Quelle:  
www.naduf.ch).

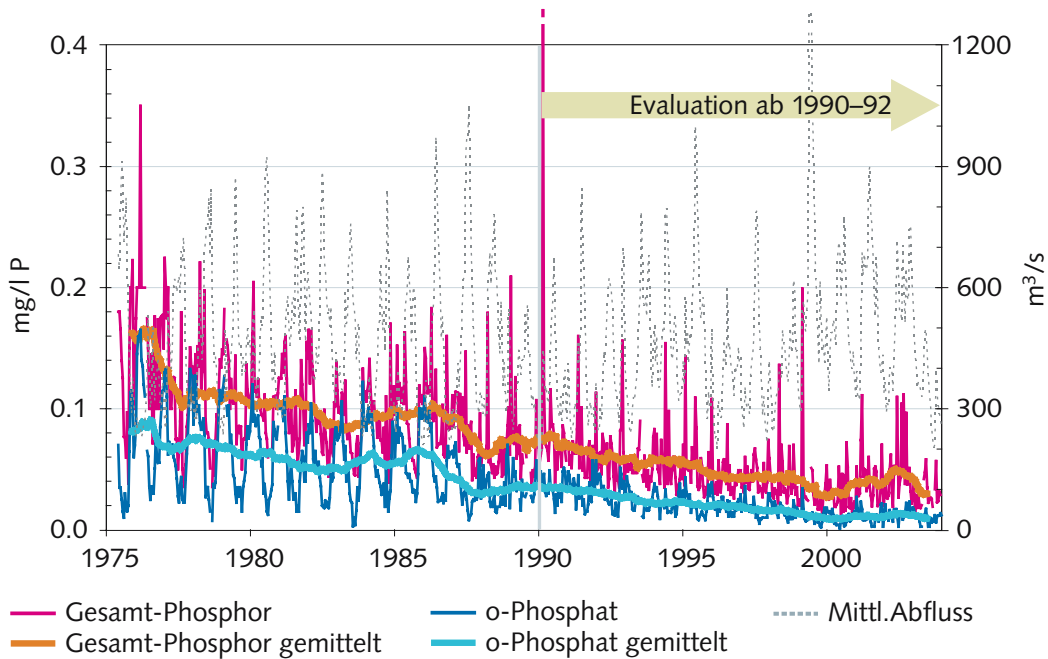


Abbildung 4:  
Phosphorkonzentration  
im Rhein  
bei Rekingen unterhalb  
des Bodensees  
(26 Sammelproben  
pro Jahr, gleitender  
Mittelwert über 1  
Jahr, Abflussmenge;  
Quelle:  
www.naduf.ch).

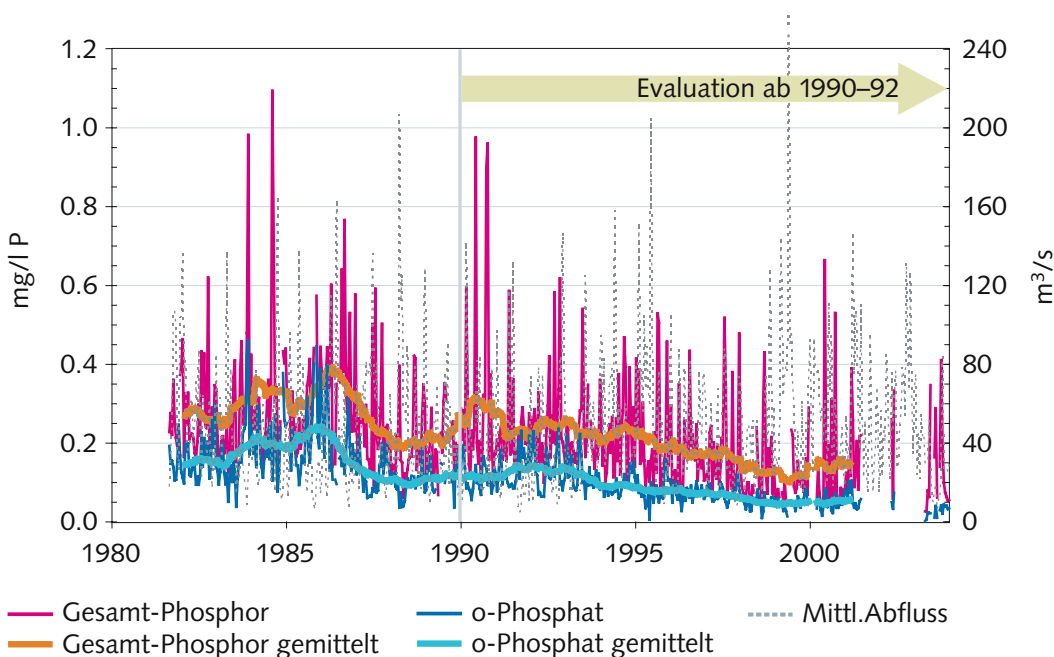


Abbildung 5:  
Phosphorkonzentration  
in der Thur  
bei Andelfingen  
(26 Sammelproben  
pro Jahr, gleitender  
Mittelwert über 1  
Jahr, Abflussmenge;  
Quelle:  
www.naduf.ch).

Abbildung 6: Phosphorkonzentration in der Glatt bei Rheinsfelden (26 Sammelpunkten pro Jahr, gleitender Mittelwert über 1 Jahr, Abflussmenge; Quelle: www.naduf.ch).

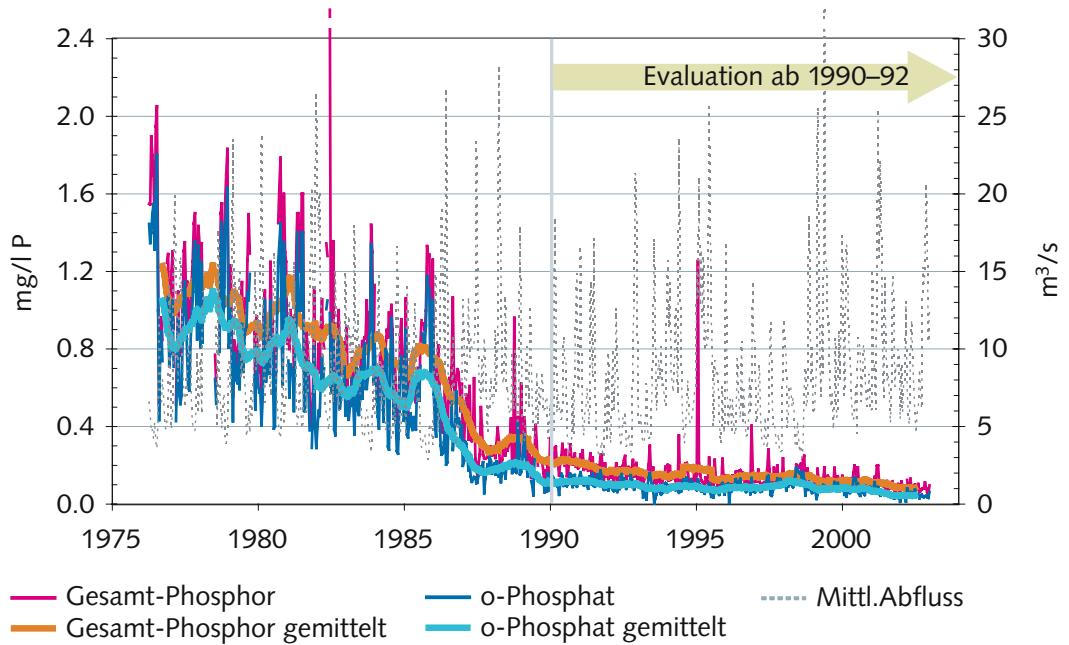


Abbildung 7: Schema der diffusen und punktuellen Eintragspfade (Quelle: Prasuhn und Sieber 2005).

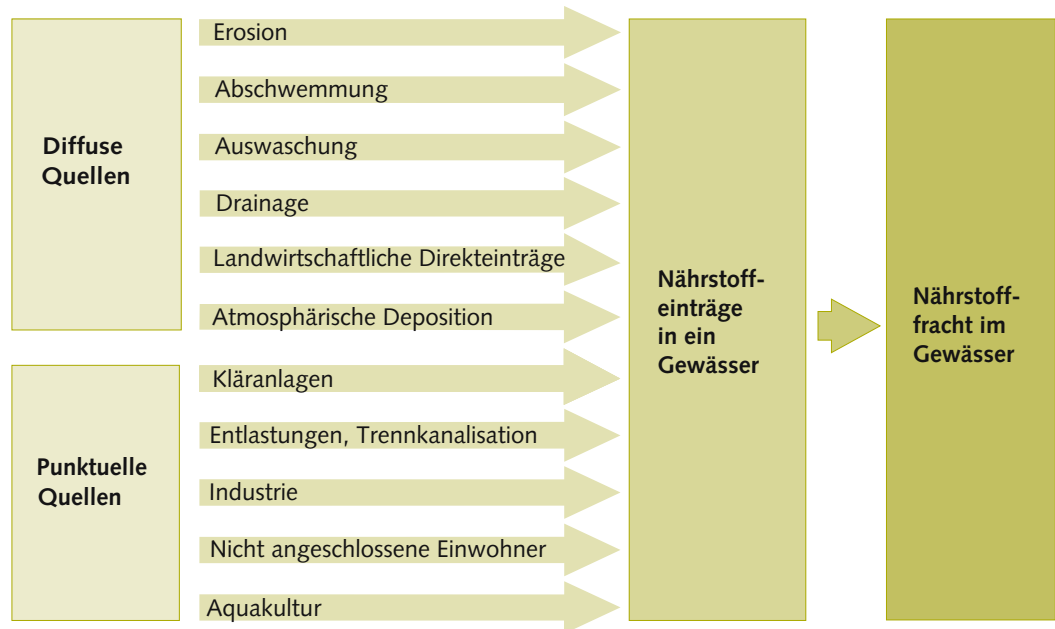
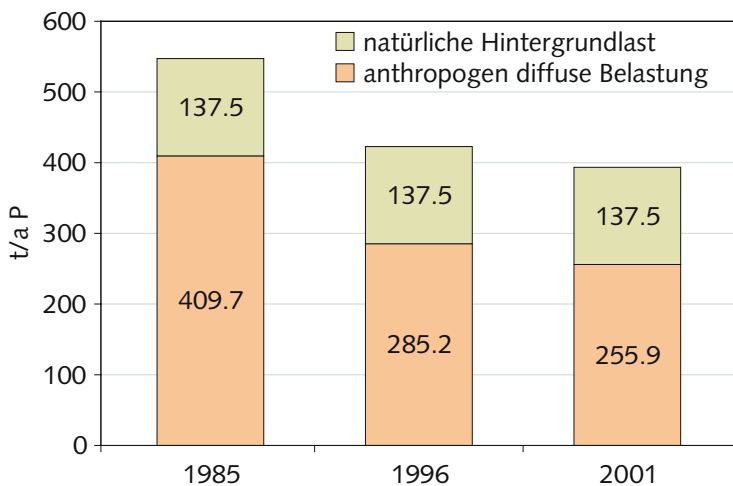


Abbildung 8/unten: Entwicklung der diffusen P-Einträge 1985, 1996 und 2001, aufgeteilt in natürliche Hintergrundlast und anthropogen diffuse Belastung (Quelle: Prasuhn und Sieber 2005).



Diese Reduktion ist nach Prasuhn und Sieber (2005) hauptsächlich auf die Abnahme der landwirtschaftlichen Nutzfläche, aber auch auf Massnahmen in der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung zurückzuführen. Allerdings war die Reduktion der punktuellen Einträge (Abwasserreinigungsanlagen und Regenwasserentlastungen) im gleichen Zeitraum erheblich grösser. Die anthropogen diffusen Quellen trugen im Jahre 2000 noch 19 % zur Gesamtbelastung bei. Das internationale Ziel einer Verringerung der gesamten P-Einträge um 50 % (Kommission zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks, OSPAR) wurde im Rheineinzugsgebiet der Schweiz beim Phosphor mit 51 % knapp übertroffen. Seit 1990-92 – der Referenzperiode des ökologischen Leistungsnachweises – betrug der Rückgang nur noch

etwa 35 %, insbesondere weil der grösste Rückgang vor 1990 zu beobachten war (siehe Abb. 3). Analoges gilt auch für die diffusen Anteile.

Eine für den Kanton Bern durchgeführte Modellrechnung zeigt eine Abnahme der gelösten P-Verluste und der gesamten P-Verluste aus diffusen Quellen zwischen 1994 und 2003 im Alpengebiet, im Mittelland und im Jura von 10 bis 20 %; im Voralpengebiet fällt dieser Rückgang aber geringer aus (Prasuhn und Mohni 2003).

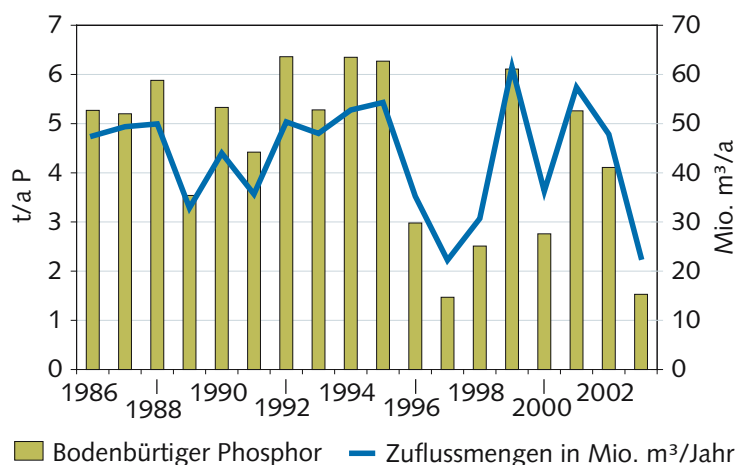
Modellrechnungen von Prasuhn (1999) zeigen auch einen Rückgang der diffusen P-Einträge oberhalb des Bodensees. Die gesamten P-Verluste aus diffusen Quellen (ohne direkte Deposition auf den See) haben sich demnach zwischen 1985–86 und 1996–97 um rund 24 % verringert. Rund zwei Drittel dieser Abnahme sind auf die veränderten klimatischen Bedingungen der beiden Vergleichsjahre zurückzuführen, ein Drittel (rund 8 %) auf die veränderte landwirtschaftliche Nutzung (IBK 2004). Vor allem in den alpinen Gebieten waren die partikulären Anteile gegenüber den gelösten Anteilen hoch und trugen massgeblich zu den gesamten P-Einträgen bei. Aufgrund dieses beträchtlichen geogenen Anteils und wegen der signifikanten Veränderungen in den klimatischen Bedingungen sind die Angaben zur Änderung des (kleinen) anthropogenen Anteils systembedingt nicht sehr präzise.

Die aus dem Boden stammenden und algenverfügbaren P-Einträge in den Baldeggersee haben in den zehn Jahren von 1990–92 bis 2000–02 um rund 25 % abgenommen (Abb. 9, Herzog 2004). Eine weitere Reduktion in derselben Grössenordnung bis ins Jahr 2005 ist bisher nicht zu erkennen. Die zufließende Wassermenge korreliert stark mit dem P-Eintrag aus der diffusen anthropogenen Belastung. Die Ergebnisse der Bodenanalyse im Einzugsgebiet des Sees (Kampagne 2002) belegen eine deutliche und übermässige P-Anreicherung in den Böden unter Dauerwiesen. Die verfügbaren P-Gehalte in den ersten zwei Zentimetern, im Oberboden und im darunter liegenden Bodenhorizont sind sehr hoch. Nach Frossard *et al.* (2004) ist der Sättigungsindex an vielen Stellen im Einzugsgebiet so hoch, dass ein erhöhtes Risiko für P-Verluste durch Auswaschung besteht.

Die Reduktion der aus dem Boden stammenden und algenverfügbaren P-Einträge aus dem Einzugsgebiet des Sempachersees beträgt 21 % für die gleiche Zeitperiode (1990–92 bis 2000–02) (Herzog 2004). Die diffusen Einträge aus landwirtschaftlich genutzten Gebieten im Einzugsgebiet des Genfersees gingen seit Anfang der 1980er Jahre von 65 auf 35 t P pro Jahr zurück (Mittel der Jahre 2001 bis 2003) (CIPEL 1999, 2000). Die diffusen P-Einträge liegen heute unter 10 % der Gesamtbelastung.

Die Reduktion der aus dem Boden stammenden und algenverfügbaren P-Einträge aus dem Einzugsgebiet des Sempachersees beträgt 21 % für die gleiche Zeitperiode (1990–92 bis 2000–02) (Herzog 2004). Die diffusen Einträge aus landwirtschaftlich genutzten Gebieten im Einzugsgebiet des Genfersees gingen seit Anfang der 1980er Jahre von 65 auf 35 t P pro Jahr zurück (Mittel der Jahre 2001 bis 2003) (CIPEL 1999, 2000). Die diffusen P-Einträge liegen heute unter 10 % der Gesamtbelastung.

Abbildung 9: Diffuse und algenverfügbare Phosphoreinträge aus Böden in den Baldeggersee aus dem gesamten Einzugsgebiet von 1986 bis 2003 (Quelle: Herzog 2004; die Werte von 2003 sind provisorisch).



## Fazit

Die direkten Messungen der NADUF-Stationen weisen auf eine Reduktion der gesamten P-Belastung seit 1990–92 von rund 35 % hin (Abb. 3). Der Anteil aus der Landwirtschaft lässt sich aus messtechnischen Gründen aber nicht direkt bestimmen. Modellrechnungen an den Fallbeispielen Rheineinzugsgebiet unterhalb der Seen, Kanton Bern und Bodenseeeinzugsgebiet haben gezeigt, dass auch der Beitrag aus der Reduktion der diffusen Belastung deutlich unter dem Zielwert von 50 % liegt. Dies zeigt sich häufig noch deutlicher in kleineren Einzugsgebieten (AWEL 2003, Prasuhn und Mohni 2003, Herzog 2004).

Seit 1996 haben sich die Phosphorgehalte – insbesondere in den grossen Fliessgewässern – nur noch mässig verringert. Die in den letzten Jahren beobachteten Veränderungen scheinen primär witterungsbedingt zu sein. Es darf daraus abgeleitet werden, dass die

Modellrechnungen von Prasuhn (1999, 2003), Prasuhn und Hurni (1999) und Prasuhn und Mohni (2003) auch für die bis heute gemessenen Gehalte noch zu einem grossen Teil gültig sind. Wahrscheinlich ist auch nach 1990 der grössere Teil der an den NADUF-Stationen beobachteten Reduktionen der P-Belastung auf Massnahmen bei den Punktquellen zurückzuführen.

Das Erreichen des Wirkungsziels – Reduktion der durch die Landwirtschaft verursachten P-Belastung der Oberflächengewässer um 50 % in der Periode 1990–92 bis 2005 – ist mit den vorhandenen Messsystemen kaum überprüfbar. Die durch die Landwirtschaft verursachte P-Belastung zeigt sich weitgehend in den diffusen Quellen. Die für die Quantifizierung der Beiträge aus diesen Quellen notwendigen Zuflussuntersuchungen sind aufwändig und liegen nur für wenige kleinere Einzugsgebiete vor. Auch Modellrechnungen zu diffusen Quellen beschränken sich auf einzelne Gebiete. Die exemplarisch vorhandenen Resultate zeigen seit 1990–92 eine Reduktion der durch die Landwirtschaft verursachten P-Belastung der Oberflächengewässer um 10 bis 30 %.

### Literatur

- AWEL (Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft des Kt. Zürich, Abt. Gewässerschutz), 2003. Phosphorbelastung des Greifensees. Aktuelle Belastungen, Reduktionspotenziale und deren Kosten, Auswirkungen von Sanierungsmassnahmen auf den Seezustand, Zürich. 14 S.
- Bundesrat, 1998. Gewässerschutzverordnung. Bern, SR 814.201.
- BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft), 2000. NADUF: Messresultate 1977-1998. Schriftenreihe Umwelt 319, Bern. 241 S.
- CIPEL (Commission internationale pour la protection des eaux du lac Léman contre la pollution), 1999. Rapports sur les études et recherches entreprises dans le bassin Lémanique, Plan quinquennal 1996-2000, Campagne 1998.
- CIPEL, 2000. Plan d'action 2001-2010 en faveur de Léman, du Rhone et de leurs affluents. 48 S. (<http://www.cipel.org/sp/IMG/pdf/PAC-oct2000-FR.pdf>).
- Frossard E., Julien P., Neyroud J.-A. und Sinaj S., 2004. Phosphor in Böden, Düngern, Kulturen und Umwelt – Situation in der Schweiz. Schriftenreihe Umwelt 368, BUWAL, Bern.
- GSA (Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kt. Bern), 1999. Kleinseen im Kanton Bern, Bern. 229 S.
- Herzog P., 2004. Persönliche Mitteilung, Dienst für Umwelt und Energie des Kantons Luzern.
- IBK (Internationale Bodenseekonferenz), 2004. Arbeitsgruppe Landwirtschaft/Umwelt, Controlling 2004, ([http://landwirtschaft.bodenseekonferenz.org/pdf/controlling\\_2004.pdf](http://landwirtschaft.bodenseekonferenz.org/pdf/controlling_2004.pdf)).
- Prasuhn V., 1999. Phosphor und Stickstoff aus diffusen Quellen im Einzugsgebiet des Bodensees 1996/97. Bericht Nr. 51 der Internat. Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB). 84 S.
- Prasuhn V., 2003. Abschätzung der Phosphoreinträge aus diffusen Quellen in den Greifensee. Bericht Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL), Zürich-Reckenholz z.H. des AWEL Zürich. 54 S. (<http://www.reckenholz.ch/doc/de/forsch/umwelt/wasser/wasser.html#pbericht>).
- Prasuhn V. und Hurni P., 1999. Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer im Rheineinzugsgebiet der Schweiz unterhalb der Seen (Stand 1996). Bericht Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL), Zürich-Reckenholz. 31 S. (<http://www.reckenholz.ch/doc/de/forsch/umwelt/wasser/wasser.html#rhein>).
- Prasuhn V. und Mohni R., 2003. GIS-gestützte Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. Interner Bericht Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL), Zürich-Reckenholz z.H. des Amtes für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kantons Bern (GSA). 223 S. (<http://www.reckenholz.ch/doc/de/forsch/umwelt/wasser/wasser.html#bern>).
- Prasuhn V. und Sieber U., 2005. Changes in diffuse phosphorus and nitrogen inputs into surface waters in the Rhine watershed in Switzerland. *Aquat. Sci.* (im Druck).
- Zobrist J., Sigg L. und Schoenenberger U., 2004. NADUF – thematische Auswertung der Messresultate 1974 bis 1998. Schriftenreihe der EAWAG 18. 131 S.





### 13 Abschwemmung von Phosphor aus Grasland im Einzugsgebiet des Sempachersees

Volker Prasuhn und Patrick Lazzarotto

**Abschwemmung und Drainagen sind in intensiv genutzten Graslandgebieten die wichtigsten Phosphor-Eintragspfade in die Gewässer. Im Einzugsgebiet des Lippenrütibaches, einem Zufluss zum Sempachersee, wurde die Wirkung der Ökomassnahmen durch eine detaillierte Analyse der Entwicklung der landwirtschaftlichen Nutzung und der gemessenen Phosphorfrachten im Bach untersucht. Obwohl der Phosphoreintrag aus der Landwirtschaft zwischen 1992 und 2003 um rund 30 % zurückging, konnte im Bach keine statistisch gesicherte Abnahme der Phosphorfracht nachgewiesen werden. Der grosse Phosphorvorrat in den Böden lässt eine Wirkung der Ökomassnahmen erst nach Jahrzehnten erwarten. Das Ziel einer Reduktion der Phosphorausträge aus der Landwirtschaft um 50 % kann somit nicht erreicht werden.**

Die schweizerischen Mittellandseen weisen seit Jahrzehnten zu hohe Konzentrationen an Phosphor (P) auf. Die Ursache ist eine zu hohe P-Zufuhr über die Zuflüsse. Vor allem die Landwirtschaft mit intensiver Tierhaltung und hohem P-Anfall wird für die P-Zufuhr verantwortlich gemacht. Während Gächter *et al.* (1996) und Gächter und Müller (1999) den hohen P-Versorgungsgrad der Böden als Hauptursache für die P-Belastung des Sempachersees ansehen, führen Braun *et al.* (1993) die P-Belastung vor allem auf die direkte Gülleabschwemmung über Oberflächenabfluss infolge nicht zeitgerechter Düngung zurück. Stamm *et al.* (1998) wiederum bezeichnen die P-Verluste über Makroporen und Drainagen als Hauptursache der P-Einträge.

*Abbildung 1:*  
Blick aus dem Einzugsgebiet des Lippenrütibaches auf den Sempachersee. Die Landnutzung wird durch Grasland dominiert.  
(Foto: V. Prasuhn)

Volker Prasuhn und Patrick Lazzarotto,  
Agroscope  
FAL Reckenholz,  
Reckenholzstr. 191,  
CH-8046 Zürich

Um die Wirkung der Ökomassnahmen auf diese Verlustpfade beurteilen zu können, wurde ein Zufluss zum Sempachersee, der Lippenrütibach, als Untersuchungsgebiet ausgewählt (Abb. 1). Das Einzugsgebiet (EZG) umfasst 334 ha; davon sind 255 ha landwirtschaftliche Nutzfläche (LN). 90 % der LN sind Grasland, 10 % sind offenes Ackerland. Der mittlere Jahresniederschlag liegt bei 1'100 mm, der mittlere Jahresabfluss bei rund 600 mm. Bei den Böden dominieren mehrheitlich Braunerden und Gleye. 42 % der Fläche haben gut durchlässige, 40 % schlecht durchlässige Böden. Für die Wald- und Siedlungsfläche liegen keine Angaben zu den Bodentypen vor. 30 bis 40 % der LN sind drainiert. Nach Abschätzungen von Braun *et al.* (2001) stammten im Jahr 1998 rund 81 % der P-Fracht im Lippenrütibach aus der Landwirtschaft, 7 % aus Wald- und Siedlungsflächen, und 12 % waren natürliche Hintergrundlast. Im Folgenden werden zunächst die Entwicklungen in der Landwirtschaft und der P-Frachten im Gewässer aufgezeigt. Über Modellberechnungen wird anschliessend der Zusammenhang zwischen beiden Entwicklungen hergestellt und der Einfluss der Ökomassnahmen abgeleitet.

## Veränderungen in der Landwirtschaft

Zur Auswertung lagen für 1996 und 1997 die einzelbetrieblichen Daten aus den LBL-Formularen «Gesamtbetrieblicher Nährstoffhaushalt» und für 2003 die Daten aus der «Suisse-Bilanz, LBL-Nachweis Plus» aller Betriebe im EZG Lippenrütibach vor. Für 1992 lagen keine betrieblichen Nährstoffbilanzen vor, sondern nur die einzelbetrieblichen Daten aus der «Erhebungskarte für den Nutztierbestand und die Durchführung agrarpolitischer Massnahmen vom 22. April 1992». Bei all diesen Daten ist mit Fehlern und Unsicherheiten zu rechnen, weil die Landwirte gewisse Spielräume bei ihren Angaben haben. Insgesamt handelt es sich bei den Angaben zu den Nährstoffbilanzen daher nur um Grössenordnungen.

1992 hatten 28 Betriebe mit Viehhaltung mindestens eine Parzelle im EZG Lippenrütibach. Alle nachfolgenden Auswertungen beziehen sich auf diese 28 Betriebe als Ganzes (Tab. 1). Bis zum Jahr 2003 hat ein Betrieb aufgegeben, und es wurde eine Betriebsgemeinschaft gegründet. Die mittlere Betriebsgrösse stieg von 16,4 ha LN im Jahr 1992 auf 19,0 ha im Jahr 2003. Der grösste Betrieb hatte 2003 40 ha LN, der kleinste 6 ha. Alle Betriebe wirtschafteten seit 1997 nach den Richtlinien der integrierten Produktion (IP) bzw. des ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN). 6 Betriebe nehmen seit 2000 und 17 Betriebe seit 2003 am «Seevertrag» teil (Projekt nach Gewässerschutzgesetz GSchG Art. 62a).

Die LN dieser Betriebe hat durch Pacht oder Übernahmen seit 1992 um 8 %, die düngbare Fläche (dF) um 3 % zugenommen. Bis 2003 wurden 23 ha «Extensiv genutzte Wiesen» und 6 ha «Wenig intensiv genutzte Wiesen» neu angelegt. 2003 betrug der Anteil dieser Ökoflächen 6 % der LN. Die offene Ackerfläche der Betriebe hat von 1997 bis 2003 um 16 ha zugenommen (Mais und Getreide je rund 8 ha; für 1992 lagen keine Angaben vor).

Während 1992 noch alle 28 Betriebe Milchkühe hielten, fand in den darauf folgenden Jahren eine deutliche Spezialisierung hin zur Schweinehaltung statt; 3 Betriebe haben sich inzwischen fast ausschliesslich auf die Schweinehaltung spezialisiert. Die Anzahl der Schweine-Grossvieheinheiten (GVE), berechnet nach Faktoren gemäss landwirtschaftlicher Begriffsverordnung, ohne Berücksichtigung von Abnahmeverträgen, ist praktisch gleich gross geblieben. Durch den Rückgang der Rinder-GVE hat aber die Summe aller GVE zwischen 1992 und 2003 um 79 GVE oder 6 % abgenommen.

Die mittleren Düngegrossvieheinheiten (DGVE) pro Hektare (ha) düngbarer Fläche (dF), die nach dem Nährstoffanfall gemäss GRUDAF (Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau) berechnet wurden, haben zwischen 1997 und 2003 von 2,6 auf 2,2 beziehungsweise um 14 % abgenommen. Für 1992 lagen keine entsprechenden Daten vor. Die DGVE/ha dF, berechnet gemäss Gewässerschutzgesetz, haben von 2,5 auf 2,2 beziehungsweise um 13 % abgenommen.

**Tabelle 1. Entwicklung wichtiger Kenngrössen der Nährstoffbilanzen aller Betriebe im EZG Lippenrütibach**

	Betriebsbilanzen			Veränderung absolut	Veränderung relativ (%)
	1992	1997	2003	1992–2003	1992–2003
Anzahl Betriebe mit Tierhaltung	28	28	26	-2	-7
LN (ha)	459	489	494	35	8
Extensiv genutzte Wiesen (ha)	0	9	23	23	
GVE nach Faktoren (Summe)	1'270	1'236	1'191	-79	-6
GVE/ha LN ohne Abnahmeverträge (Mittel)	2,77	2,53	2,41	-0,35	-13
DGVE/ha dF nach GSchG (Mittel)	k.A.	2,46	2,15		
Anzahl Betriebe mit Milchkühen	28	28	23	-5	-18
Anzahl Kühe	578	590	525	-53	-9
Milchleistung Mittelwert Betriebe (kg/Kuh)	5'500	5'768	6'946	1'446	26
Milchanfall gesamt (kg)	3'179'000	3'445'700	3'549'474	370'474	12
P-Anfall Milchkuh (Summe kg)	9'389	9'787	9'415	26	0
<b>P-Anfall Rindvieh (Summe kg)</b>	<b>11'718</b>	<b>11'771</b>	<b>10'839</b>	<b>-879</b>	<b>-8</b>
Anzahl Betriebe mit Schweinen	25	25	24	-1	-4
Anzahl Mastschweine	2'197	2'238	2'402	205	9
P-Anfall Mastschwein (Mittelwert kg/Schwein)	3,5	2,1	1,6	-1,9	-55
P-Anfall Mastschwein (Summe kg)	7'576	4'482	3'577	-3'999	-53
<b>P-Anfall Schweine (Summe kg)</b>	<b>10'646</b>	<b>6'684</b>	<b>5'238</b>	<b>-5'408</b>	<b>-51</b>
<b>P-Anfall Pferde, Geflügel etc. (Summe kg)</b>	<b>171</b>	<b>248</b>	<b>334</b>	<b>163</b>	<b>96</b>
P-Anfall (kg)	22'535	18'676	16'392	-6'143	-27
P-Bedarf (kg)	15'000	16'019	16'275	1'275	8
P-Zu-/Wegfuhr (kg)	16	-832	-1'053	-1'069	
P-Überschuss (kg)	7'551	1'835	-936	-8'487	-112
P-Anfall (kg/ha dF)	49,1	38,9	34,8	-14	-29
P-Bedarf (kg/ha dF)	32,7	33,4	34,6	2	6
P-Zu-/Wegfuhr (kg/ha dF)	0	-1,7	-2,2	-2	
P-Überschuss (kg/ha dF)	16,5	3,8	-2	-18	-112
<b>P-Deckungsgrad (%)</b>	<b>150</b>	<b>112</b>	<b>93</b>	<b>-57</b>	
Anzahl Betriebe mit Überschuss	k.A.	26	7		
Anzahl Betriebe mit Überschuss >110%	k.A.	17	0		

LN: Landwirtschaftliche Nutzfläche; GVE: Grossvieheinheit; DGVE: Dünger-GVE;  
dF: düngbare Fläche; k.A.: keine Angabe; kursiv: geschätzte oder berechnete Werte.

Während sich 1992 Importe und Exporte von Hofdüngern etwa die Waage hielten, überwog 2003 die Wegfuhr um jene Hofdüngermenge, die dem Anfall von 83 DGVE entspricht. Im Kanton Luzern wird ein mittlerer  $P_2O_5$ -Anfall von 37,5 kg (bzw. 16,4 kg P) pro DGVE für Hofdüngerexporte zugrunde gelegt. Daraus ergibt sich für 2003 eine Wegfuhr von knapp 1,4 t P oder 8 % der gesamten anfallenden P-Menge.

Die Anzahl Milchkühe hat von 1992 bis 2003 um 9 % abgenommen. Gleichzeitig wurde die durchschnittliche Milchleistung um 26 % gesteigert. Der daraus resultierende Milchanfall hat um 12 % zugenommen, der P-Anfall in den Ausscheidungen der Milchkühe um 10 %. Dadurch ist der gesamte P-Anfall durch Milchkühe trotz Abnahme der Anzahl an Milchkühen zwischen 1992 und 2003 nahezu konstant geblieben. Der P-Anfall des übrigen Rindviehs

hat dagegen deutlich abgenommen, so dass der gesamte P-Anfall des Rindviehs um 8 % gesunken ist.

Die Anzahl Mastschweine hat um 9 % zugenommen. Die Anzahl Zuchtschweine ist dagegen leicht gesunken. Der P-Anfall pro Mastschwein und Jahr hat im Mittel aller Betriebe um 55 % von 3,5 auf 1,6 kg durch den vermehrten Einsatz von N/P-reduziertem Futter (Ökofutter) bzw. durch stärker P-reduziertes Futter drastisch abgenommen. Der gesamte P-Anfall der Mastschweine hat dadurch um 53 % abgenommen – dies, obwohl die Anzahl Mastschweine zugenommen hat. Der P-Anfall durch Zuchtschweine hat bei annähernd gleicher Stückzahl um 12 % abgenommen.

## P-Bilanzen

Vor allem aufgrund der P-Abnahme bei den Schweinen hat der gesamte P-Anfall der untersuchten Betriebe von 22'535 kg im Jahr 1992 auf 16'392 kg im Jahr 2003 abgenommen (–6'143 kg P bzw. 27 %). Der P-Bedarf der Kulturen hat gleichzeitig um 1'275 kg P beziehungsweise 8 % zugenommen, was vor allem auf die Zunahme der LN zurückzuführen ist. Die Zu- und Wegfuhr von Phosphor (= Zu- oder Wegfuhr von Hofdüngern, Zufuhr von Mineraldüngern, Separatormist und Stroh, innerbetrieblicher Nährstofftransfer für Futter ungedüngter Wiesen gemäss Suisse-Bilanz) hat sich von einer Zufuhr von 16 kg P in eine Wegfuhr von 1'053 kg P (6 % des P-Anfalls) gewandelt. Die P-Bilanz aller Betriebe hatte 1992 einen Überschuss von 7'551 kg P bzw. einen P-Deckungsgrad von 150 %. 1997 betrug der Überschuss noch 1'835 kg P (P-Deckungsgrad: 111 %). 2003 bestand dagegen ein Defizit von 936 kg P (P-Deckungsgrad: 93 %). Der Saldo der P-Bilanz hat sich also insgesamt im Zeitraum von 1992 bis 2003 um 8'487 kg P verringert. Während 1997 noch 26 Betriebe einen Überschuss aufwiesen, waren es 2003 nur noch 7 Betriebe. Keiner davon hatte einen P-Deckungsgrad von mehr als 110 %.

### Berechnung von Gülle- und Phosphoranfall im Einzugsgebiet Lippenrütibach

Alle Landwirte notierten pro Quartal für jede Parzelle im EZG Lippenrütibach folgende Angaben: Parzellenummer, Flächengrösse, Nutzung, Datum und Uhrzeit der Düngerausbringung sowie Art und Menge des Düngers. Die Angaben wurden mittels Kontrollrechnungen über den theoretisch anfallenden Hofdüngieranfall der Betriebe auf Grundlage der Nährstoffbilanzen überprüft. Bei den nachfolgenden Angaben handelt es sich trotzdem nur um Grössenordnungen.

Das gesamte im EZG Lippenrütibach ausgebrachte Güllevolumen betrug in den Jahren 1998–99 rund 22'000 m<sup>3</sup> pro Jahr oder etwa 90 m<sup>3</sup>/ha dF. Im Mittel wurde an rund 170 Tagen im Jahr auf mindestens einer der 201 Parzellen Gülle ausgebracht (bzw. während 80 % der 210 Tage dauernden Vegetationsperiode). Im Mittel wurde auf jede Parzelle vier Mal jährlich Gülle ausgebracht, auf einzelnen Parzellen bis zu acht Mal. Der mittlere P-Gehalt pro Güllegabe lag bei gut 10 kg P/ha und Jahr für 1998 und 1999.

Die im EZG Lippenrütibach mit Gülle ausgebrachte P-Menge betrug 1998 10'078 kg P und 1999 9'838 kg P. Dies entspricht im Mittel rund 40 kg P/ha dF und Jahr. Knapp 20 % aller Parzellen erhielten eine sehr hohe P-Düngung von über 60 kg P/ha dF und Jahr.

## P-Gehalte im Boden

Im Jahr 2000 wurden von allen Parzellen (n = 204) der untersuchten Betriebe aus dem Oberboden (0–10 cm) eine Bodenprobe entnommen und unter anderem auf leicht verfügbaren Phosphor (CO<sub>2</sub>-Methode) analysiert. 56 % der Parzellen (51 % der Fläche aller Parzellen) lagen in der P-Versorgungsklasse D oder E, hatten also einen P-Vorrat oder waren mit Phosphor angereichert (Tab. 2). Auch die Gesamt-P-Gehalte ausgewählter Parzellen (n = 40) waren mit 1'186 mg/kg (Mittelwert) bzw. 1'135 mg/kg (Median) hoch. Diese

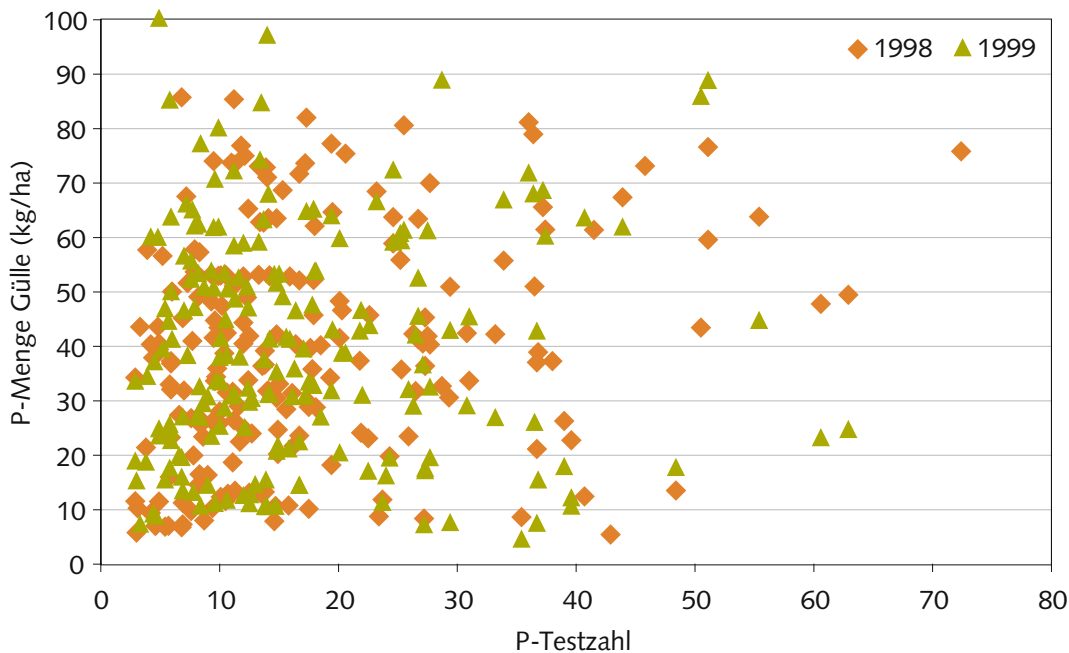


Abbildung 2: Beziehung zwischen P-Testzahl der Böden (Jahr 2000) und über Gülle ausgebrachte P-Menge (Jahre 1998 und 1999) aller Parzellen im Einzugsgebiet Lippenrütibach.

Resultate liegen in einer ähnlichen Grössenordnung wie die Angaben von Gächter und Müller (1999), die 1996 in Bodenproben von 152 Betrieben im EZG Sempachersee 66 % in den Klassen D und E fanden.

Zwischen der über die Gülle ausgebrachten P-Menge pro Parzelle und Jahr und der entsprechenden P-Testzahl der jeweiligen Parzelle bestand 1998–99 keine Beziehung (Abb. 2). Das bedeutet, dass der P-Gehalt des Bodens bei der Düngung nicht berücksichtigt wurde (keine direkte Auflage im ÖLN). Parzellen in der höchsten P-Versorgungs-kategorie erhielten sogar eine überdurchschnittlich hohe P-Gülle-gabe (Tab. 2).

Egli (1998) schätzte mittels Modellrechnungen, dass bei gleich bleibender P-Zufuhr in Zukunft mit einer erheblichen Mehrbelastung der Gewässer zu rechnen sei, da die P-Speicherkapazität der Böden allmählich erschöpft sei. Notwendig sei eine Reduktion der P-Zufuhr von 15 bis 20 %. Die Wirkung solcher Massnahmen würde sich aber erst nach Jahrzehnten zeigen. Keller und van der Zee (2004) konnten auf der Grundlage umfangreicher P-Analysen des Bodens mit verschiedenen Analyseverfahren nachweisen, dass über die Hälfte aller Böden im EZG Lippenrütibach einen P-Sättigungsindex von über 25 haben, wobei solche Werte als kritisch in Bezug auf P-Verluste angesehen werden. Sie kommen zum Schluss, dass aufgrund der hohen P-Sättigung der Böden die langfristige potenzielle Gefahr von P-Verlusten im Untersuchungsgebiet hoch ist und auch durch eine reduzierte P-Düngung nur langsam (d.h. in der Grössenordnung von 10 bis 20 Jahren) substanziell vermindert werden kann. Auch Dudler Guela *et al.* (2002) fanden hohe P-Gehalte und eine hohe P-Verfügbarkeit in den Böden im EZG Baldeggersee und folgern, dass es etliche Jahre bis Jahrzehnte dauern wird, diese abzubauen. Schärer (2003) konnte im EZG Greifensee anhand von Messungen auf Testparzellen unter künstlicher Beregnung zeigen, dass selbst bei einer Nulldüngung auf mit Phosphor hoch versorgten Böden mit gleich hohen P-Verlusten durch Oberflächenabfluss gerechnet werden muss wie bei einer Normdüngung. Erst drastische Massnahmen wie Pflügen der Dauerwiesen zur Verringerung der P-Gehalte in

Tabelle 2. P-Versorgungs-kategorie und über Gülle ausgebrachte P-Menge aller Parzellen (Mittelwerte 1998/99)

Klasse	Anzahl Parzellen		Flächenanteil (%)	Ausgebrachte Güllemenge
	absolut	(%)		Median (kg P/ha Jahr)
A	0	0	0	0
B	14	7	7	27,8
C	76	37	42	36,4
D	67	33	31	40,2
E	47	23	20	42,2

den obersten Zentimetern des Bodens oder ein Zusatz von P-bindenden Mitteln führte zu einer deutlichen Reduktion des wasserlöslichen Phosphors in der obersten Bodenschicht und zur Abnahme der P-Konzentration im Oberflächenabfluss.

### P-Messungen im Lippenrütibach

Die P-Jahresfrachten wurden aus dem gemessenen Abfluss (Q) und den P-Konzentrationen (C) über C-Q-Beziehungen mehrerer Jahre hochgerechnet. Der dabei entstehende Fehler beträgt nach Fehlerrechnungen von Moosmann und Wüest (2003) sowie Butscher (2004) im Mittel rund  $\pm 40\%$  für Gesamt-P und  $\pm 30\%$  für Ortho-Phosphat (vgl. 95% Vertrauensintervall, Abb. 3). Die jährlichen P-Austräge über den Lippenrütibach schwanken in Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge und -intensität – die sich in unterschiedlichen Abflussmengen widerspiegeln – sehr stark. Beim Gesamt-P variieren die Jahresfrachten mit 0,45 t P im Jahr 1991 und 3,52 t P im Jahr 1999 fast um den Faktor 8, beim Ortho-Phosphat mit 0,09 t P im Jahr 1998 und 0,47 t P im Jahr 1995 um den Faktor 5. Während es beim Ortho-Phosphat eine klare Beziehung zur Abflussmenge gibt ( $r^2 = 0,90$ ), ist diese beim Gesamt-P nicht so deutlich. Vor allem die extrem hohe Fracht im Jahr 1999 bildet eine Ausnahme. Insgesamt ist bei der zeitlichen Entwicklung der Ortho-Phosphat-Jahresfracht sowie Gesamt-P-Jahresfracht kein Trend zu erkennen. Eventuelle Wirkungen von Massnahmen werden durch die witterungsbedingten Streuungen überlagert.

Der direkte Einfluss des hydrologischen Regimes kann dadurch eliminiert werden, dass die jeweils über drei Jahre gleitenden C-Q-Beziehungen mit einer Abflussverteilung eines bestimmten Jahres kombiniert werden. Deshalb wurde die zeitliche Veränderung unter der Annahme eines unveränderten Abflusses (Standardabflussjahr 1994) bestimmt (Abb. 4).

Im Gegensatz zum Lippenrütibach zeigen die abflussbereinigten Ortho-Phosphat-Jahresfrachten für die Summe aller Zuflüsse zum Sempacher- und Baldeggersee einen zeitlichen Trend (Moosmann und Wüest 2003). Die Einträge haben sich (abflussbereinigt) seit 1986 für den Sempachersee und seit 1989 für den Baldeggersee um jeweils etwa 3 % pro Jahr oder um jeweils über 40 % bis 2001 verringert. Da die Jahresfrachten einzelner Jahre einen Fehler von rund 20 % (Baldeggersee) bzw. 25 % (Sempachersee) aufweisen, kann eine signifikante Abnahme der P-Frachten frühestens nach einem Zeitraum von 5 Jahren (Baldeggersee) bzw. 6 Jahren (Sempachersee) erkannt werden. Interpretationen der Daten über kürzere Zeiträume sind statistisch nicht genügend abgesichert.

Im Lippenrütibach ist bis 1998 ebenfalls ein Trend zur Abnahme erkennbar. Ab 1999 wurde aber eine Trendumkehr beobachtet (statistisch nicht gesichert) (Abb. 5). Da der Fehler der berechneten Jahresfrachten im Lippenrütibach mit 32 % höher als im Sempachersee oder Baldeggersee ist, ist auch der zu betrachtende Zeitraum, in dem statistisch gesicherte Aussagen möglich sind, grösser (ca. 10 Jahre). Es ist dennoch auffällig, dass nur beim Lippenrütibach in den letzten Jahren ein leichter Anstieg (Trendumkehr, statistisch nicht gesichert) der Ortho-Phosphat-Fracht zu verzeichnen ist (der gleiche Trend ergibt sich auch bei Betrachtung der Nitratfrachten), während bei allen anderen Zuflüssen zum Sempachersee eine Abnahme oder Stagnation zu erkennen ist. Warum sich der Lippenrütibach anders verhält als die anderen Zuflüsse, konnte bisher nicht geklärt werden.

Bei der Analyse der seit 1998 stattfindenden Ortho-Phosphat-Online-Messungen im Lippenrütibach konnten folgende Beobachtungen gemacht werden (Lazzarotto *et al.* 2005): Während 1998 und 1999 die P-Dynamik nach einem bekannten, oftmals in der Literatur beschriebenen Muster ablief, änderte sich diese Dynamik etwa im Jahr 2000. Früher erfolgte bei einem Abflussereignis ein deutlicher, zeitlich leicht verzögerter Anstieg der P-Konzentration. Anschliessend sank die P-Konzentration wieder auf Basisabflusswerte, die bei 20 bis 100 mg/m<sup>3</sup> lagen. Seit 2000 reagiert die P-Konzentration häufig nicht mehr auf ein Abflussereignis, und die Basisabflusswerte lagen in der Vegetationsperiode mit 200 bis 400 mg/m<sup>3</sup> deutlich höher (Abb. 6). Ausserdem wurden neu grosse Tagesschwankungen

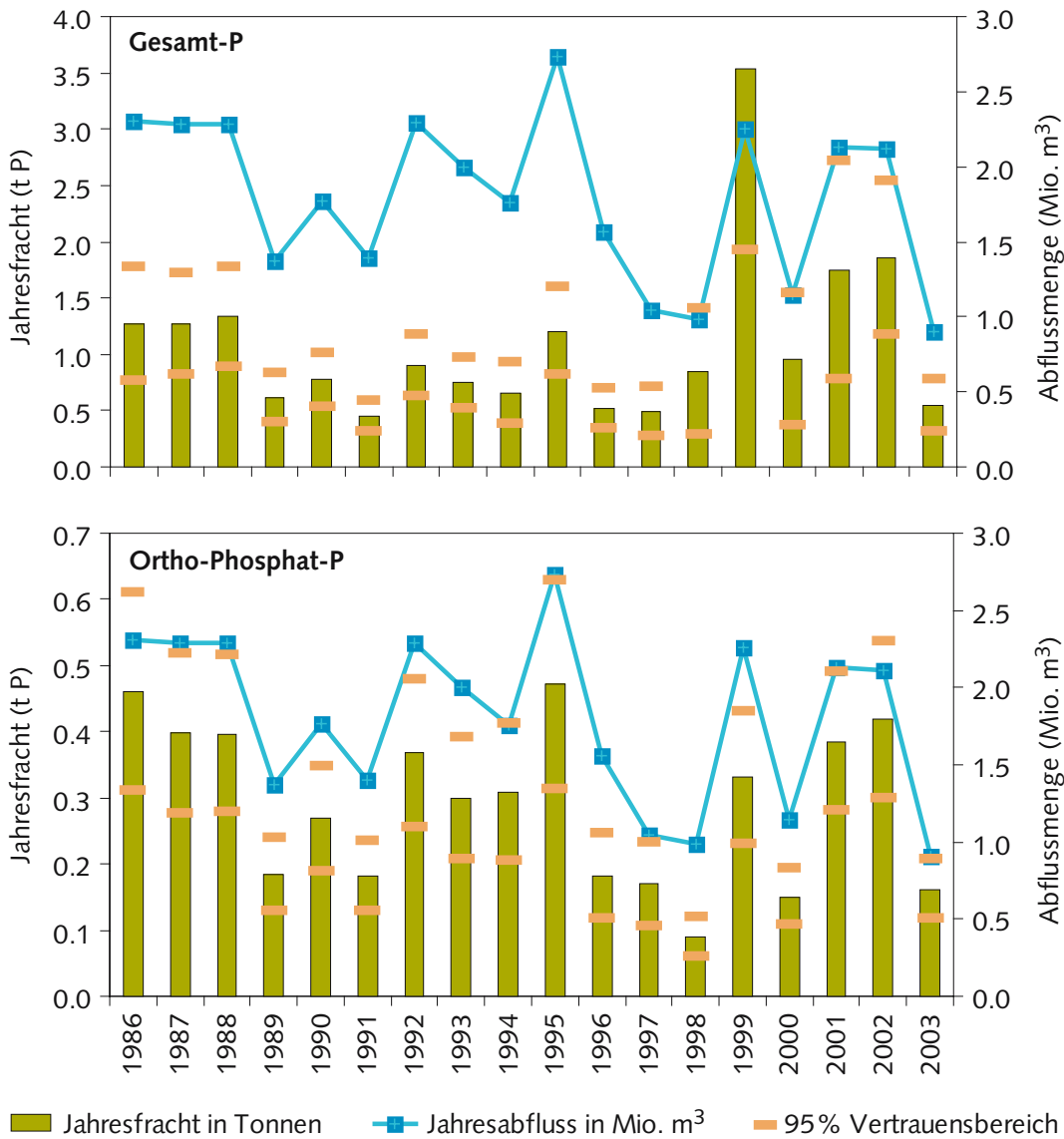


Abbildung 3: Jahresabfluss und Jahresfrachten an Gesamt-P und Ortho-Phosphat im Lippenrütibach von 1986–2003 (Quelle: Butscher 2004).

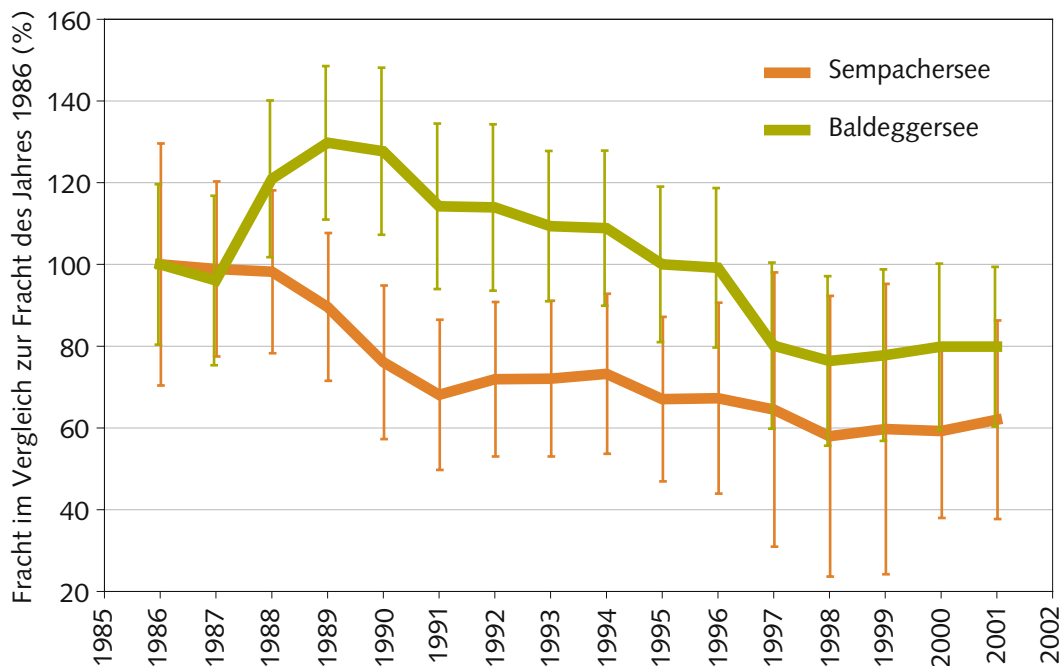


Abbildung 4: Entwicklung der Jahresfrachten an Ortho-Phosphat in den Sempacher- und Baldeggersee unter der Annahme, dass jedes Jahr dieselbe Abflussverteilung gilt (Standardabflussjahr Sempachersee 1994, Baldeggersee 1986). Die Fehlerbalken geben das 95 %-Vertrauensintervall an (Quelle: Moosmann und Wüest 2003).

Abbildung 5:  
Entwicklung der  
Jahresfrachten an  
Ortho-Phosphat  
im Lippenrütibach  
mit dem  
Standardabflussjahr  
1994 (abflussbereinigte  
Frachten, Daten  
für 2003 provisorisch)  
(Quelle: Butscher  
2004).

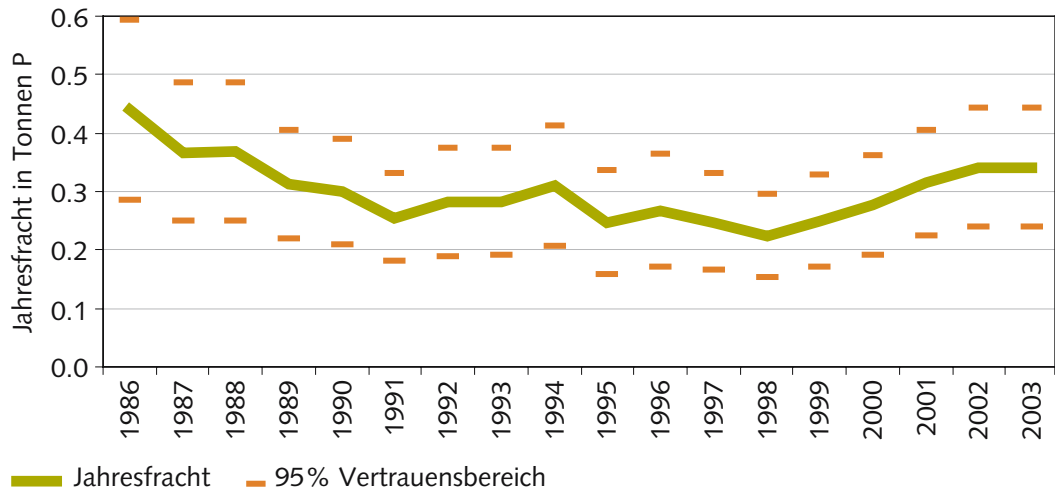
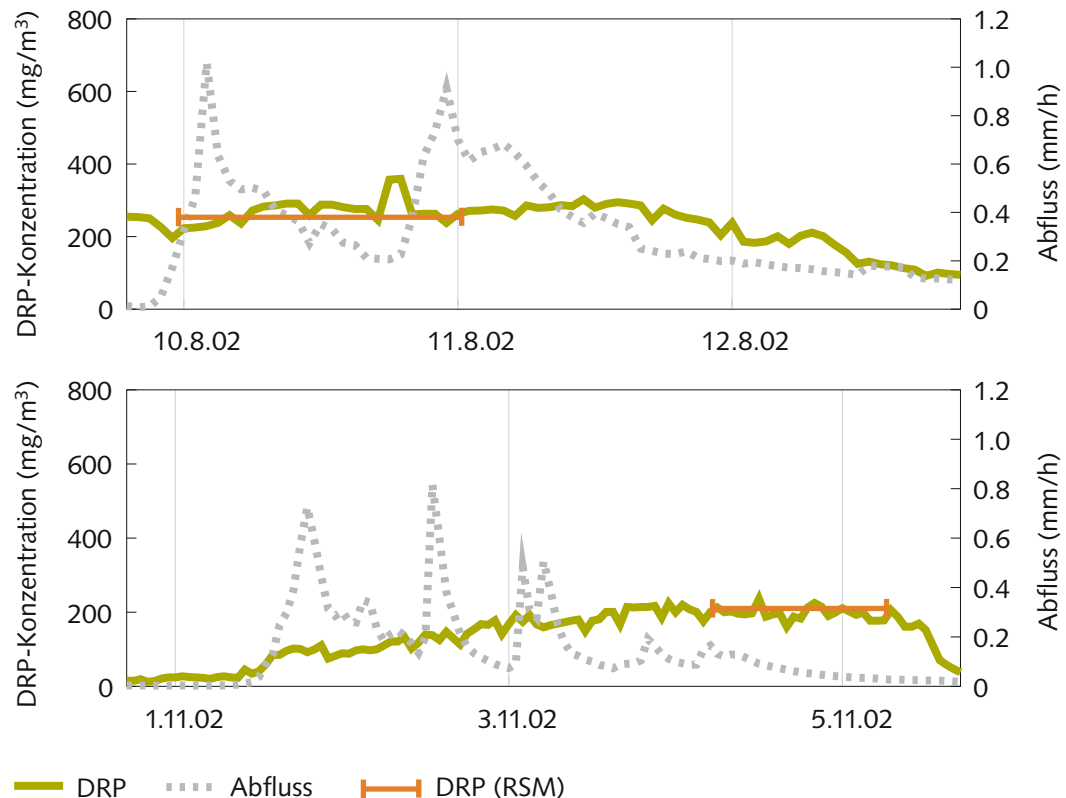


Abbildung 6:  
Abflussmenge und  
Phosphatkonzentration  
(DRP = dissolved reactive  
phosphorus) der Online-  
Messung im Lippen-  
rütibach für zwei aus-  
gewählte Zeitab-  
schnitte. Der orange  
Balken zeigt die  
Phosphatkonzentration der unabhängigen Routine-  
Messung (RM) für  
den entsprechenden  
Zeitabschnitt (Quelle:  
Lazzarotto *et al.*  
2005).



während der Vegetationsperiode registriert. Die Ursachen für diesen Wandel der P-Dynamik, der sich auch beim Nitrat abzeichnet, konnten bisher nicht geklärt werden. Folgende Einflussfaktoren kommen in Frage: bio-geo-chemische Prozesse im Bach, Veränderungen im Bachbett durch das Extremereignis 1999, Einfluss der Waldschäden durch den Lotharsturm 1999, eine unbekannte punktuelle Quelle sowie Massnahmen in der Landwirtschaft. Die beobachtete Änderung der P-Dynamik fällt zeitlich mit der oben beschriebenen Trendumkehr bei den abflussbereinigten Jahresfrachten zusammen.

### Beziehung Landwirtschaft und P-Fracht im Lippenrütibach

Niederschlagsmenge und -intensität sind die entscheidenden Größen für die Abflussmenge und damit eine wichtige Steuergröße für die P-Verluste. Das von Lazzarotto (2005) entwickelte Niederschlag-Abfluss-Modell auf Einzugsgebietsebene hat gezeigt, dass im EZG Lippenrütibach die Durchlässigkeit der Böden und die Topografie die entscheidenden Faktoren für die Abflussprozesse sind (schneller Abfluss aus Oberflächenabfluss oder ober-



flächennaher Abfluss, langsamer Abfluss aus Sickerwasser) und damit die Ausscheidung der zum Abfluss beitragenden Flächen ermöglichen. Der schnelle Abfluss ist für hohe P-Konzentrationen in Abflusswellen verantwortlich. Während bei kleinen Niederschlagsereignissen überwiegend die schlecht durchlässigen Böden zum schnellen Abfluss beitragen, leisten bei nassen Bodenverhältnissen oder Starkregen auch die gut durchlässigen Böden einen Beitrag.

Das Niederschlag-Abfluss-Modell wurde mit einem P-Modell verknüpft (Lazzarotto 2004). Dabei wurden mit aus Feldversuchen abgeleiteten Parametern die P-Verluste über die direkte Gülleabschwemmung und über die P-Verluste aus dem Bodenvorrat für die Vegetationsperiode des Jahres 1999 modelliert. Es zeigte sich, dass im Mittel nur rund 10 % der P-Fracht unmittelbar aus der Güllendüngung stammten (Gülleabschwemmung mit Oberflächenabfluss); bei Einzelereignissen betrug der Anteil allerdings bis zu 30 %. Rund 90 % der P-Verluste waren im Durchschnitt bodenbürtig, das heisst Phosphor ging bei Oberflächenabfluss aus dem Oberboden in Lösung und wurde direkt oder über Drainagen in den Lippenrütibach transportiert.

Braun *et al.* (2001) entwickelten ein einfaches Klassierungsverfahren (P-Index) zur Beurteilung der potenziellen P-Abschwemmungsgefahr von den Parzellen im EZG Lippenrütibach:

- Naturräumliche Ausstattung (Boden, Topografie, Lage zum Einleiter): 61 % der Parzellen wiesen eine hohe standortbedingte Gefahr für P-Verluste auf. Dies zeigt, dass das aus der naturräumlichen Ausstattung resultierende Risiko für P-Verluste in diesem Gebiet sehr gross ist.
- Bewirtschaftungsbedingte Gefahr (Bodennutzung, P-Deckungsgrad, Drainagedichte, getroffene Massnahmen im Feld): Dieses Gefahrenpotenzial wurde 1998 auf 50 % der Parzellen als hoch und auf 19 % der Parzellen als sehr hoch eingestuft. Mit 86 % Flächenanteil in den Klassen hoch und sehr hoch spiegelt sich die hohe Nutzungsintensität im Gebiet wieder.
- Ereignisbezogene Gefahr (Niederschlagsereignisse, Bodenfeuchte, Düngungszeitpunkte und -mengen): Diese wurde 1998 für 53 % der Fläche als hoch und für 14 % als sehr hoch klassiert.

Die insgesamt berechnete Gefahr wurde für 58 % der Fläche als hoch und für 8 % als sehr hoch berechnet. Daraus leiten Braun *et al.* (2001) ab, dass das Reduktionspotenzial durch Massnahmen in der Landwirtschaft im Jahr 1998 bei höchstens 13 % lag.

Der Ansatz von Braun *et al.* (2001) wurde weiterentwickelt, um den Anteil der direkten Gülleabschwemmung abschätzen zu können. Dazu wurden die aus den Gülleangaben der Landwirte berechneten P-Mengen, die pro Parzelle ausgebracht wurden, mit der jeweiligen standort- und bewirtschaftungsbedingten Gefahr verrechnet, tageweise aufsummiert und mit den Tagesniederschlägen in Beziehung gesetzt. Es zeigte sich, dass nur eine geringe Beziehung zwischen der ausgebrachten P-Gülmengemenge an Tagen mit hohen Niederschlägen (> 10 mm) und den an diesen Tagen gemessenen P-Frachten besteht. Es gab häufig hohe gemessene P-Tagesfrachten nach Niederschlagsereignissen, an denen keine Gülle ausgebracht worden ist und an denen auch in den Vortagen keine oder kaum Gülle ausgebracht worden ist. Dies ist ein deutliches Anzeichen dafür, dass der Phosphor überwiegend aus dem Boden und nicht aus der Gülle stammt.

Nur etwa 30 bis 50 % der gemessenen P-Jahresfracht stammt von Niederschlagsereignissen oder Tagen, an denen Oberflächenabfluss und Gülleabschwemmung theoretisch möglich oder wahrscheinlich war (>10 mm Tagesniederschlag). Über die Hälfte der gemessenen P-Jahresfracht muss demnach in jedem Fall bodenbürtig sein, am restlichen Anteil kann die direkte Gülleabschwemmung beteiligt gewesen sein. Die berechneten P-Verluste durch direkte Gülleabschwemmung sind aber gering und betragen weniger als 1% der gesamten ausgebrachten P-Gülmengemenge.

Auch bei der Betrachtung der Monatswerte (Mediane 1998–2003) ergibt sich kein deutlicher Zusammenhang zwischen dem ausgebrachten Güllevolumen und der gemessenen P-Fracht im Bach (Abb. 7). Während im März die Güllegruben geleert werden und im Vergleich zu den anderen Monaten die grösste Menge an Gülle anfällt, ist die gemessene Monatsfracht sehr niedrig. Die Niederschlags- und Abflussmengen sind im März allerdings niedrig, so dass es selten zu Oberflächenabfluss kommt. Im April sind die Güllegruben geleert und die meisten Parzellen gedüngt. Die ausgebrachte Güllemenge ist zu diesem Zeitpunkt relativ niedrig. Im Mai steigt sie wieder markant an und fällt dann kontinuierlich zum Herbst ab. Die P-Fracht steigt ebenfalls im Mai markant an, erreicht ihr Maximum aber erst im Juni. In diesem Monat liegt auch die höchste Abflussmenge vor, die dann ebenfalls zum Herbst hin abfällt.

In den Jahren 1998–99 wurden jeweils rund 10 t P über Gülle im EZG Lippenrütibach ausgebracht. Die mittleren gemessenen P-Jahresfrachten (Mediane 1986–2003) betragen für Gesamt-P rund 0,9 t P und für Ortho-Phosphat rund 0,3 t P. Der Gebiets-Output über den Bach betrug demnach rund 9 % (Gesamt-P) bzw. 3 % (Ortho-Phosphat) der applizierten P-Menge aus der Gülle. Auch Gächter *et al.* (1996) fanden für die kleine Aa, dass rund 3 % des ausgebrachten P-Düngers ins Gewässer gelangte.

Die gesamtbetriebliche P-Bilanz von Landwirtschaftsbetrieben soll ausgeglichen sein und darf höchstens 110 % betragen. Da der P-Deckungsgrad der untersuchten Betriebe

### Einfluss der Ökomassnahmen

Die gesamtbetriebliche P-Bilanz von Landwirtschaftsbetrieben soll ausgeglichen sein und darf höchstens 110 % betragen. Da der P-Deckungsgrad der untersuchten Betriebe

1992 im Mittel bei 150 % lag, war hier ein hohes Reduktionspotenzial vorhanden. Problematisch bei der Beurteilung der Wirkung ist, dass es sich um Betriebsbilanzen und nicht um Parzellenbilanzen handelt. Auch bei ausgeglichener Betriebsbilanz können einzelne Parzellen zu viel Phosphor erhalten. Ausserdem muss der P-Gehalt des Bodens bei der Berechnung der Nährstoffbilanz bzw. bei der Düngungsbemessung nicht berücksichtigt werden, so dass Parzellen, die in den P-Versorgungsklassen D und E liegen, weiterhin 100 % oder mehr P erhalten können. Die Anreicherung kann so nicht gestoppt werden. Das Gefährdungspotenzial eines Standortes bezüglich der P-Verluste wird ebenfalls nicht berücksichtigt. Die Toleranz der P-Bilanz von 110 % wird häufig voll ausgeschöpft, so dass eine weitere P-Anreicherung im Boden stattfindet. Ökologische Ausgleichsflächen wurden nicht speziell für den Boden- und Gewässerschutz angelegt, sondern für die Förderung der Biodiversität. Ihr Nutzen ist daher für die P-Vermindeung vergleichsweise gering. Eine geregelte Fruchtfolge und ein ausreichender Bodenschutz beziehen sich in erster Linie auf das Ackerland. Die offene Ackerfläche umfasst aber nur 10 % der LN der untersuchten Betriebe. Die Tierhaltungsprogramme RAUS und BTS fördern die Freiland- und Weidehaltung. Im EZG Lippenrütibach betrifft dies nur die Rindviehhaltung, da Freilandschweinehaltung bisher nicht existiert. Untersuchungen zum Einfluss der Freilandhaltung wurden im EZG Lippenrütibach aber nicht gemacht.

Neben den Ökomassnahmen können im EZG Lippenrütibach zwei kantonale Projekte, die jedoch erst später gestartet wurden, einen Einfluss auf die P-Verluste aus der Landwirtschaft haben:

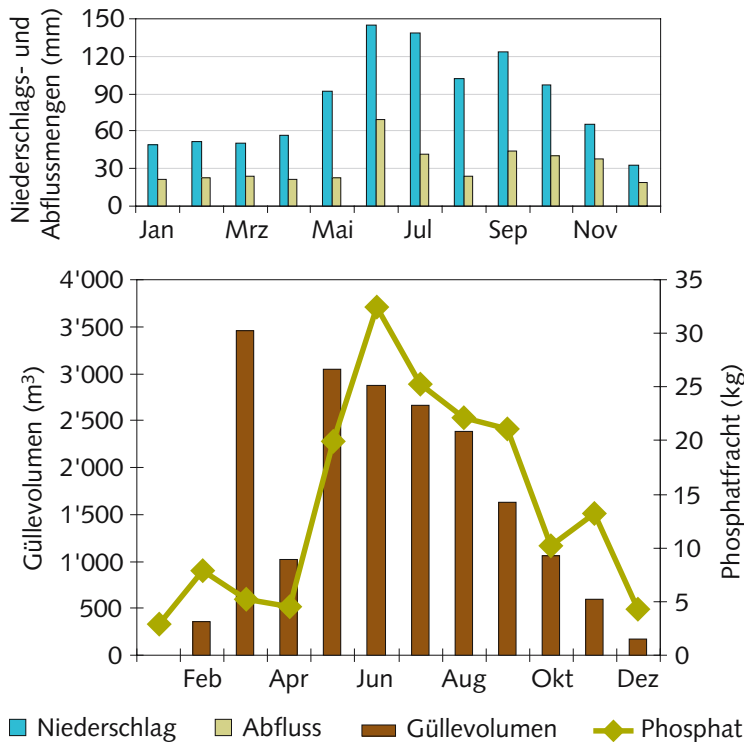


Abbildung 7: Monatliche Niederschlags- und Abflussmengen sowie Ortho-Phosphatfrachten und ausgebrachte Güllemenge für die Jahre 1998–2003 (Mediane) im Lippenrütibach.

1992 im Mittel bei 150 % lag, war hier ein hohes Reduktionspotenzial vorhanden. Problematisch bei der Beurteilung der Wirkung ist, dass es sich um Betriebsbilanzen und nicht um Parzellenbilanzen handelt. Auch bei ausgeglichener Betriebsbilanz können einzelne Parzellen zu viel Phosphor erhalten. Ausserdem muss der P-Gehalt des Bodens bei der Berechnung der Nährstoffbilanz bzw. bei der Düngungsbemessung nicht berücksichtigt werden, so dass Parzellen, die in den P-Versorgungsklassen D und E liegen, weiterhin 100 % oder mehr P erhalten können. Die Anreicherung kann so nicht gestoppt werden. Das Gefährdungspotenzial eines Standortes bezüglich der P-Verluste wird ebenfalls nicht berücksichtigt. Die Toleranz der P-Bilanz von 110 % wird häufig voll ausgeschöpft, so dass eine weitere P-Anreicherung im Boden stattfindet. Ökologische Ausgleichsflächen wurden nicht speziell für den Boden- und Gewässerschutz angelegt, sondern für die Förderung der Biodiversität. Ihr Nutzen ist daher für die P-Vermindeung vergleichsweise gering. Eine geregelte Fruchtfolge und ein ausreichender Bodenschutz beziehen sich in erster Linie auf das Ackerland. Die offene Ackerfläche umfasst aber nur 10 % der LN der untersuchten Betriebe. Die Tierhaltungsprogramme RAUS und BTS fördern die Freiland- und Weidehaltung. Im EZG Lippenrütibach betrifft dies nur die Rindviehhaltung, da Freilandschweinehaltung bisher nicht existiert. Untersuchungen zum Einfluss der Freilandhaltung wurden im EZG Lippenrütibach aber nicht gemacht.

Neben den Ökomassnahmen können im EZG Lippenrütibach zwei kantonale Projekte, die jedoch erst später gestartet wurden, einen Einfluss auf die P-Verluste aus der Landwirtschaft haben:

- P-Projekt nach GSchG Art. 62a (Seevertrag Sempachersee): Dieses Projekt wurde 1999 gestartet (Blum 2005). Vier Jahre später beteiligten sich bereits 17 Betriebe (63 %) im EZG Lippenrütibach. Im Rahmen des Projekts werden verschiedene zusätzliche Massnahmen finanziell entschädigt. Unter anderem muss die betriebliche P-Bilanz kleiner oder gleich 100 % sein, und der P-Gehalt des Bodens muss bei der Bilanzrechnung berücksichtigt werden. Zudem gibt es diverse bauliche Anforderungen (z.B. Hofplatzentwässerung nicht direkt in den Vorfluter, Waschplatz für Maschinen, keine Schächte im Hofbereich mit direkter Einleitung in den Vorfluter, keine offenen Schächte im Kulturland, dichte Gülleleitungen und keine Zapfstellen in der Nähe von Gewässern, doppelte Abschiebung von Verbindungsleitungen bei Güllegruben mit unterschiedlichem Niveau; siehe auch [http://www.lawa.lu.ch/merkblatt\\_2004.pdf](http://www.lawa.lu.ch/merkblatt_2004.pdf)).
- Kantonale Gesetzgebung: Seit 2002 gibt es im Kanton Luzern eine «Verordnung über die Verminderung der Phosphorbelastung der Mittellandseen durch die Landwirtschaft», deren Anforderungen über die des ÖLN hinausgehen (siehe auch <http://www.lawa.lu.ch/verordnung703a.pdf>).

## Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Region Sempachersee ist eines der am stärksten mit Phosphor belasteten Gebiete in der Schweiz. Sie ist gekennzeichnet durch einen überdurchschnittlich hohen Viehbesatz (vor allem Schweine) und hohe P-Gehalte der Böden. Das EZG Lippenrütibach ist innerhalb des gesamten EZG Sempachersee eher überdurchschnittlich belastet. Zusätzlich ist der Anteil schlecht durchlässiger Böden mit hohem Verlustpotenzial überproportional hoch. Die im Folgenden gemachten Schlussfolgerungen können deshalb nur auf die Region Sempachersee übertragen werden. Sobald sich die naturräumliche Ausstattung (Böden, Relief, Niederschläge) und die Bewirtschaftung (z.B. Anteile Acker-Grasland, Schweinemast) ändern, sind keine Aussagen mehr möglich. Auch auf Gebiete mit niedrigeren P-Gehalten im Boden oder mit anderer Düngungspraxis sind die Resultate nicht übertragbar.

- Der Deckungsgrad der P-Bilanz aller Betriebe hat sich im Mittel von 150 % (1992) auf 93 % (2003) massiv reduziert. Damit findet – bezogen auf das gesamte EZG Lippenrütibach – keine P-Anreicherung mehr statt. Letzteres ist aufgrund der eingangs gemachten Ausführungen zur Genauigkeit der Daten aber statistisch nicht signifikant. Da keine parzellenscharfe Düngungsplanung verlangt wird, kann ausserdem auf einzelnen Parzellen immer noch eine P-Anreicherung stattfinden. Der grössere Teil des Rückganges des P-Deckungsgrades erfolgte in der Periode zwischen 1992 und 1997 und somit vor Einführung der Massnahmen nach GSchG Art. 62a im Jahr 1999. Diese zusätzlichen Massnahmen führten zu einer weiteren Verminderung, welche auch in Zukunft noch andauern wird.
- Die P-Gehalte der Böden weisen zu einem grossen Teil ausserordentlich hohe Werte auf. Viele Böden sind durch die jahrzehntelange intensive Düngung mit Phosphor überversorgt worden und werden es teilweise immer noch.
- Witterungsbedingte Einflüsse überlagern eventuelle Wirkungen von Massnahmen.
- Ungenauigkeiten bei der Frachtberechnung im Bach erlauben auch bei abflussbereinigten Jahresfrachten erst über einen Zeitraum von 6 bis 10 Jahren zuverlässige Aussagen.
- Ereignisbezogene P-Verluste, die in direktem Zusammenhang mit der Düngerausbringung stehen, haben nur einen relativ kleinen Anteil an der Jahresfracht. Dies ist ein Indiz dafür, dass heute überwiegend die «gute landwirtschaftliche Praxis» im Bereich der Düngung (z.B. Richtlinien zur Düngung zur richtigen Zeit) befolgt wird.
- Der überwiegende Teil der Jahresfracht ist bodenbürtig und stammt vor allem aus den mit Phosphor überversorgten Böden.
- Auch wenn die P-Düngung reduziert wird, nehmen die P-Gehalte der Böden nur langsam ab. Daher kann auch die bodenbürtige P-Fracht nur sehr langsam abnehmen.

Die verbreitete Meinung, dass P-Verluste überwiegend ereignisbezogen sind (d.h. aus der direkten Gülleabschwemmung über Oberflächenabfluss und Drainagen oder über Boden-erosion von Ackerflächen stammen) und die Auswirkungen von Massnahmen bei der Düngung somit unmittelbar an den P-Frachten im Bach messbar sind, hat zumindest für den Lippenrütibach keine Gültigkeit mehr. Ähnlich wie beim Nitrat ist bis zum Auftreten einer messbaren Wirkung im Bach mit einer langen Verzögerungszeit zu rechnen (> 10 Jahre) – allerdings sind die Ursachen beim Phosphor nicht die gleichen wie beim Nitrat. Die grosse Reduktion des P-Inputs aus der Landwirtschaft (Abbau der Überschüsse) führt also nicht unmittelbar zu einer Reduktion des P-Outputs (Fracht im Bach). Eine deutliche Abnahme kann erst dann erfolgen, wenn die hohen wasserlöslichen P-Gehalte des Oberbodens abgebaut sind. Eine Reduktion der Düngung ist der richtige Weg dorthin, sie muss aber parzellenspezifisch erfolgen, das heisst die Parzellen, die hohe wasserlösliche Boden-P-Gehalte und somit ein hohes Verlustrisiko aufweisen (abflussbeitragende Flächen), sind «hot spots», auf denen eine deutlich reduzierte Düngung dringend notwendig ist.

Die Anreicherung der P-Gehalte im Oberboden ist über Jahrzehnte erfolgt. Ein Abbau durch reduzierte Düngung kann nicht von heute auf morgen erwartet werden, sondern wird wie die Anreicherung etliche Jahre bis Jahrzehnte dauern – es sei denn, drastischere Massnahmen wie beispielsweise Pflügen von Dauergrünland mit nachfolgender Gras-Neuansaat werden eingesetzt. Dabei ist aber zu prüfen, ob mit diesen Massnahmen nicht andere Umweltbelastungen (Erosion, Nitratauswaschung) auftreten.

Das Ziel einer Reduktion der P-Belastung aus der Landwirtschaft um 50 % zwischen 1990–92 und 2005 wird nicht erreicht werden. Der P-Input konnte im EZG Lippenrütibach zwar um rund 30 % vermindert werden, und die massiven P-Überschüsse wurden in ein Defizit umgewandelt. Im Bach selbst hat sich dies aber noch nicht messbar niedergeschlagen. Die Einführung der Ökomassnahmen ist zwar über 10 Jahre her, der Zeitraum ist aber trotzdem zu kurz, um gesicherte Aussagen machen zu können.

### **Dank**

Für die gute Zusammenarbeit und die Bereitstellung von Daten möchten wir uns herzlich bei E. Butscher, C. Crespi und P. Herzog von der Dienststelle Umwelt und Energie Luzern (Messdaten aus dem Lippenrütibach) und J. Blum, B. Koch und O. Barmettler von der Dienststelle Landwirtschaft und Wald Luzern (Daten der Betriebsbilanzen) bedanken. Auch allen Landwirten im EZG Lippenrütibach gilt für die Bereitstellung der Gülleblätter ein grosser Dank.

### **Literatur**

- Blum J., 2005. Massnahmen in der Landwirtschaft für die Gesundheit des Sempachersees. In: 20 Jahre Einsatz für einen gesunden Sempachersee. Rechenschaftsbericht im Auftrag des Gemeindeverbandes Sempachersee. Umwelt und Energie (uwe) und Landwirtschaft und Wald (lawa) Kanton Luzern, 89–154.
- Braun M., Hurni P. und von Albertini, N., 1993. Abschwemmung von Phosphor auf Grasland an zwei verschiedenen Standorten im Einzugsgebiet des Sempachersees. *Landwirtschaft Schweiz* 6(10), 615–620.
- Braun M., Wüthrich-Steiner C., Aschwanden N. und Denoth F., 2001. Wirkungskontrolle der Öko-Massnahmen in der Landwirtschaft. Phosphorbelastung der Oberflächengewässer durch Abschwemmung. Bundesamt für Statistik, Statistik der Schweiz, Fachbereich 7 Land- und Forstwirtschaft, Neuchâtel, 132 S.
- Butscher E., 2004. Phosphorfrachten und -konzentrationen im Lippenrütibach. Unveröffentlichte Daten, Dienststelle Umwelt und Energie Kt. Luzern.
- Dudler Guela J., Flura T., Sinaj S. und Frossard E., 2002. Verfügbarkeit von Phosphor im Boden im Einzugsgebiet des Baldeggersees. Zwischenbericht Institut f. Pflanzenwissenschaften ETHZ, Lindau, 29 S.
- Egli M., 1998. Entwicklung der P-Konzentration im Boden in Abhängigkeit der Nährstoffbelastung. Bericht Kantonales Amt f. Umweltschutz Luzern, 26 S.

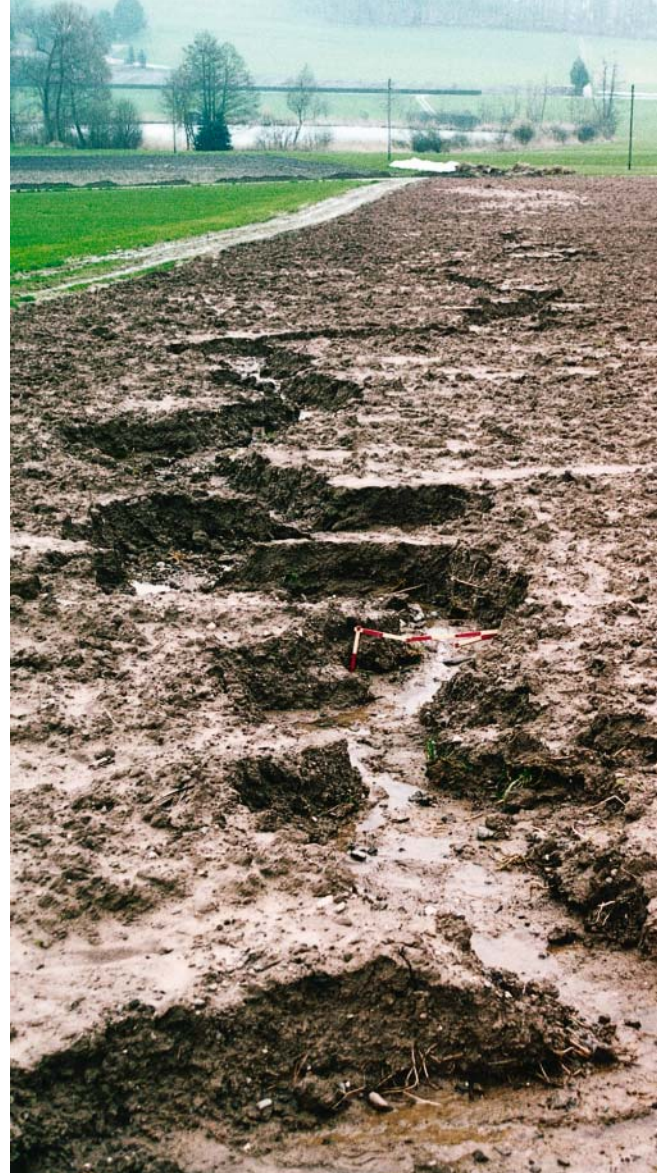
- Gächter R., Mares A., Stamm C., Kunze U. und Blum J., 1996. Dünger düngt Sempachersee. *Agrarforschung* 3(7), 329–332.
- Gächter R. und Müller B., 1999. Die bodenbürtige P-Belastung des Sempachersees. *Gas Wasser Abwasser* 6, 460–466.
- Keller A. und van der Zee S., 2004. Phosphorverfügbarkeit in intensiv genutzten Graslandflächen. *Agrarforschung* 11(9), 396–401.
- Lazzarotto P., 2005. Modeling phosphorus runoff at the catchment scale. Diss. 15857 ETHZ, 166 S.
- Lazzarotto P., Prasuhn V., Butscher E., Crespi C., Flühler H. und Stamm C., 2005. Phosphorus export dynamics from two Swiss grassland catchments. *Journal of Hydrology* 304(1–4), 139–150.
- Mossmann L. und Wüest A., 2003. Phosphorbilanz von Sempachersee und Baldeggersee. Eintrag durch Zuflüsse. EAWAG, Interner Bericht, Zürich, 47 S.
- Schärer M., 2003. The influence of processes controlling phosphorus availability on phosphorus losses in grassland soils. Diss. 15312 ETHZ, 140 S.
- Stamm C., Flühler H., Gächter R., Leuenberger J. und Wunderli H., 1998. Preferential transport of phosphorus in drained grassland soils. *J. Environm. Quality* 27(3), 515–522.

## 14 Phosphorbelastung der Oberflächengewässer durch Erosion

Volker Prasuhn

**Bodenerosion ist in intensiv genutzten Ackerbauregionen einer der bedeutendsten Phosphor-Eintragspfade in die Gewässer. In einem Testgebiet im Kanton Bern (Region Frienisberg) wurde versucht, die Wirkung der Ökomassnahmen durch ein Monitoring von Erosionsschäden, Landnutzung und Bodenbearbeitung sowie durch Modellrechnungen über verschiedene Zeiträume aufzuzeigen. Vor allem durch die Zunahme konservierender Bodenbearbeitungsverfahren und den vermehrten Anbau von Zwischenkulturen haben die Bodenabträge seit der Einführung der Ökomassnahmen um 15 bis maximal 25 % abgenommen. Das Ziel einer Reduktion der Phosphorausträge aus der Landwirtschaft um 50 % konnte dadurch aber nicht erreicht werden.**

*Abbildung 1:*  
Erosionsrinne in einem frisch bearbeiteten Feld. Ein Teil des Erosionsmaterials gelangte in den Lobsigensee  
(Foto: V. Prasuhn).



Unter Bodenerosion wird die Ablösung, der Transport und die Ablagerung von Bodenpartikeln verstanden. Sie wird durch Eingriffe des Menschen ermöglicht und durch Wasser (oder Wind) ausgelöst. Diese Bodenpartikel enthalten Phosphor (P) und können in die Gewässer gelangen (Abb. 1). P-Einträge durch Bodenerosion werden als eine der wichtigsten diffusen Eintragsquellen von Phosphor in die Oberflächengewässer angesehen (Behrendt *et al.* 1999). Vor allem auf Acker- und Rebflächen kann es zu anthropogen bedingter Bodenerosion kommen. Unter Grasland, Wald und unproduktiven Flächen ist dagegen eine Trennung zwischen anthropogenen und natürlichen Erosionsprozessen schwierig.

Mit dem ökologischen Leistungsnachweis (ÖLN) und den damit verbundenen Auflagen zum geeigneten Bodenschutz und zur geregelten Fruchtfolge sollten die P-Verluste durch Bodenerosion von Ackerflächen reduziert werden können. Auch die Anlage von ökologischen Ausgleichsflächen und ausgeglichene Phosphorbilanzen könnten einen positiven Effekt haben. Prasuhn *et al.* (1997) prognostizierten für das Berner Mittelland eine Reduktion der P-Belastung durch Bodenerosion von 35 % für das Jahr 2000 gegenüber Anfang der 1990er Jahre. Braun *et al.* (1997) schätzten den Reduktionswert für das Rheineinzugsgebiet der Schweiz unterhalb der grossen Seen auf 37 % gegenüber Mitte der 1980er Jahre, falls verschiedene Massnahmen, die den Anforderungen des ÖLN nahe kommen, realisiert würden.

Als Testgebiet zur Überprüfung der Wirkung des ÖLN auf das Ausmass der P-Belastung der Gewässer durch Erosion wurde die Region Frienisberg (Kt. Bern) gewählt, wo die Untersuchungen für das «Nationale Forschungsprogramm Boden» (NFP 22) stattgefunden haben. Hier liegen Ergebnisse von Erosionsmessungen, Erosionsschadenskartierungen, Landnutzungskartierungen und Betriebsbefragungen aus der Periode 1987–89 vor (Mosi-*mann et al.* 1990, 1991). Alle dargestellten Resultate beziehen sich auf dieses Testgebiet.

Volker Prasuhn,  
Agroscope  
FAL Reckenholz,  
Reckenholzstr. 191,  
CH-8046 Zürich

## Methodik

Das methodische Konzept wurde ausführlich von Prasuhn und Grünig (2001) beschrieben. Da die Messung des partikulären Phosphors, der aus der Erosion von Ackerflächen stammt, im Gewässer problematisch ist, wird das Ausmass des Bodenabtrages bzw. die Erosionsgefährdung von Ackerflächen im Folgenden als Indikator für die potenzielle Gewässerbelastung mit Phosphor verwendet.

Von 1998 bis 2004 wurden ereignisbezogene, flächendeckende Erosionsschadenskartierungen durchgeführt und mit den Resultaten der nach dem gleichen Verfahren erfolgten Kartierungen der Periode 1987–89 verglichen. Zusätzlich erfolgten Modellberechnungen zur Erosionsgefährdung für dieselben Perioden, um Veränderungen aufzuzeigen. Ausserdem wurden die Ergebnisse der Kartierungen und Modellberechnungen verglichen.

Das Untersuchungsgebiet liegt im zentralen Berner Mittelland zwischen Aarberg und Lyss. Es umfasst fünf Teilgebiete (Frienisberg, Seedorf, Lobsigen, Suberg, Schwanden). Eine Zusammenstellung der wichtigsten Angaben zur Charakterisierung des Gebietes findet sich in Tabelle 1. Die Anzahl Ackerparzellen ging um rund 20 % zurück. Dadurch stieg die durchschnittliche Parzellengrösse zwischen 1987 und 2004 von rund 1 ha auf knapp 1,3 ha. Die Beteiligung der Betriebe am ÖLN liegt seit 1998 bei 90 % aller Betriebe (77 % der Ackerfläche). Zwei Betriebe bewirtschaften ihre Fläche biologisch (3,5 % der Ackerfläche) und fünf konventionell (23,5 % der Ackerfläche). Alle fünf konventionellen Betriebe sind nicht beitragsberechtigt.

Die Böden sind als mässig erosionsanfällig einzustufen. Die Hangneigungen der Ackerparzellen sind relativ hoch, die Hanglängen aufgrund der kleinen Parzellen eher gering. Das Gebiet ist kleinräumig stark reliefiert, so dass Geländemulden auch auf Ackerflächen häufig auftreten.

**Tabelle 1. Gebietscharakterisierung des Testgebiets Frienisberg**

Gebietshöhe	475–720 m.ü.M.
Gebietsgrösse	360 ha
Anz. Betriebe mit Parzellen im Gebiet	52
Mittlere Betriebsgrösse (2003)	16,7 ha
Mittlerer Jahresniederschlag	1035–1150 mm
Erosivität (R-Faktor)	80–90 Newton/h
Böden (Ackerland)	Braunerden, Parabraunerden
Textur	sandige Lehme
Mittlere Erodibilität (K-Faktoren)	0,033 kg h/Newton m <sup>2</sup>
Spannweite Erodibilität	0,017–0,042
Neigung Ackerparzellen	
Mittelwert	6,5 %
Spannweite	1–25 %
Hanglänge Ackerparzellen	
Mittelwert	68 m
Spannweite	5–210 m

## Veränderung der Landnutzung und Bewirtschaftung

Im Jahr 2004 wurden knapp 5 % (13 ha) der Ackerfläche von 1987–89 nicht mehr ackerbaulich genutzt. Davon wurden zwei Drittel in Naturwiesen, der Rest in ökologische Ausgleichsflächen oder Garten- und Obstanlagen umgewandelt. Ein kleiner Teil wurde überbaut. Im gleichen Zeitraum wurden aber auch 3 ha Naturwiese umgebrochen. Im Vergleich zur Periode 1987–89 ging der Anbau von Kartoffeln zurück, was auf den gestiegenen Preis- und Kostendruck zurückzuführen ist (Tab. 2). Die Fläche der Zuckerrüben hat zugenommen, und beim Getreide wurde anstelle von Winterweizen und Wintergerste häufiger Triticale, Dinkel und Sommergetreide angebaut. Der Anteil an Hackfrüchten (gemessen an der Ackerfläche 1987–1989) hat insgesamt von 39 % auf 36 % abgenommen.

Die Winterbedeckung hat deutlich zugenommen (Tab. 2). Der Anteil an Schwarzbrache hat sich zwischen 1987–89 und 1998–2004 markant verringert. Die Fläche an Zwischenkulturen hat sich bis 2004 verdreifacht.

Konservierende Bodenbearbeitungsverfahren haben seit 1987–89, als rund 95 % aller Flächen konventionell mit dem Pflug bearbeitet wurden, deutlich zugenommen (Tab. 2). Pfluglose Anbauverfahren wurden in der Periode 1998–2004 auf rund 40 % der Ackerfläche eingesetzt. Vor allem in den letzten Jahren hat es eine starke Zunahme konservierender Bodenbearbeitungsverfahren gegeben, wie die Entwicklung bei Mais und Zuckerrüben zeigt (Abb. 2). Dieser Flächenanteil ist bezogen auf die gesamte Schweiz überproportional hoch, da konservierende Bodenbearbeitungsverfahren im Kanton Bern speziell propagiert und finanziell gefördert werden. Die vertraglich finanziell unterstützte Fläche im Untersuchungsgebiet betrug 2004 38 ha (14 % der gesamten Ackerfläche).

**Tabelle 2. Vergleich der Landnutzung und Bewirtschaftung in den Perioden 1987–89 und 1998–2004 im Testgebiet Frienisberg**

	1987–1989	1998–2004
Parzellen Ackerland (Anzahl)	259	211
Ackerland inklusive Kunstwiese (ha)	276	267
Mittlere Flächengrösse Anbauparzellen (ha)	1,06	1,27
<b>Sommerkulturen (%)</b>		
Weizen	25	22
Gerste	9	9
Mais	17	16
Zuckerrüben	12	14
Kartoffeln	10	7
Kunstwiese	20	21
Übriges	7	11
<b>Winternutzung (%)</b>		
Wintergetreide	34	38
Kunstwiesen (inkl. 1-jährige)	34	38
Zwischenkulturen	5	15
Stoppelbrache	5	5
Schwarzbrache	22	4
<b>Bodenbearbeitung (%) (Hauptkulturen ohne Kunstwiese)</b>		
Pflug	95 <sup>1)</sup>	61
Pfluglos ohne ausreichende Mulchbedeckung	5 <sup>1)</sup>	23
Mulchsaat	0	5
Streifenfrässaat	0	4
Direktsaat	0	7

<sup>1)</sup> Schätzwerte

## Ergebnisse der Erosionsschadenskartierungen

Die Kartierung aller sichtbaren Erosionsformen erfolgte in Anlehnung an bestehende Kartieranleitungen (Prasuhn und Grünig 2001, Prasuhn 2004). In den sieben Jahren zwischen 1998 und 2004 wurden über 1'100 Erosionssysteme (Einzelformen und/oder komplexe Gebilde) kartiert und analysiert, über die rund 1'160 m<sup>3</sup> Boden erodiert wurde. Bezogen auf die gesamte Ackerfläche von 267 ha ergibt dies rein rechnerisch einen mittleren Abtrag von 0,62 t/ha und Jahr. Im Mittel über die sieben Jahre waren 15 % der Acker-



flächen von Bodenerosion betroffen. 83 % der Ackerparzellen wurden in den sieben Jahren mindestens einmal von Erosion betroffen, auf 17 % gab es bisher noch keine Erosion. Meist wurden nur geringe Bodenabträge von weniger als 1 t/ha und Jahr verzeichnet. Auf einzelnen Parzellen traten in manchen Jahren aber auch Abträge von bis zu 55 t/ha und Jahr auf. Drei Parzellen überschritten im Mittel aller Kartierungsjahre einen Abtrag von 4 t/ha und Jahr und lagen damit über dem Richtwert von 2 bzw. 4 t/ha und Jahr (je nach Gründigkeit) gemäss Verordnung über die Belastung des Bodens (VBBo) (Bundesrat 1998), auf weiteren 9 Parzellen wurden im Mittel mehr als 2 t/ha und Jahr gemessen; hier kann je nach Gründigkeit eine Überschreitung des Richtwertes vorliegen.

Die jährliche Variabilität der Bodenabträge ist gross. Knapp 300 m<sup>3</sup> Abtrag im Winterhalbjahr 1998–99 machen 26 % der gesamten Abtragsmenge von 1998–2004 aus; 15 m<sup>3</sup> Abtrag im Sommerhalbjahr 2001 machen dagegen nur 1 % aus (Abb. 3). Die Höhe des Abtrags pro Halbjahr hängt dabei nicht allein von der Niederschlagsmenge oder -intensität ab, sondern auch vom zeitlichen Zusammenspiel von Niederschlag und Bodenbearbeitung bzw. Bodenbedeckung auf Parzellen, die aufgrund der Standortfaktoren potenziell gefährdet sind.

Die Erosionsschäden durch lineare Erosion waren mit 70 % deutlich grösser als die durch flächenhafte Erosion (30 %). Ursache für die hohe lineare Erosion ist die starke Reliefierung des Gebietes mit vielen kleinen Mulden sowie die zahlreichen Erosionsrillen entlang von Acker- und Anhaupfurchen, durch Fahrspuren und Fremdwasserzuflüssen von Wegen. Dass weniger flächenhafte Erosion auftritt, dürfte damit zusammenhängen, dass die Böden vergleichsweise wenig Schluff und Feinsand enthalten, über eine relativ gute Gefügestruktur aufgrund des hohen Anteils an Kunstdünger in der Fruchtfolge verfügen und damit nicht besonders erosionsanfällig sind. Zudem sind viele Parzellen durch konservierende Bodenbearbeitungsverfahren relativ gut gegen flächenhafte Erosion geschützt.

54 % aller Erosionsschäden traten bisher im Winterhalbjahr auf; im Sommerhalbjahr waren es 46 %. 38 % aller Bodenabträge traten bei Winterweizen auf. Zwar hatte Winterweizen

Abbildung 2:

Entwicklung der Bodenbearbeitungsverfahren bei a) Mais und b) Zuckerrüben im Testgebiet Frienisberg (DS = Direktsaat; SFS = Streifenfrässaat; MS = Mulchsaat; PFL= pfluglos ohne ausreichende Mulchbedeckung; PF= Pflug; Werte für 1988-89 Schätzwerte, 1998-99 und 2003-04 Mittelwerte Feldkartierungen).

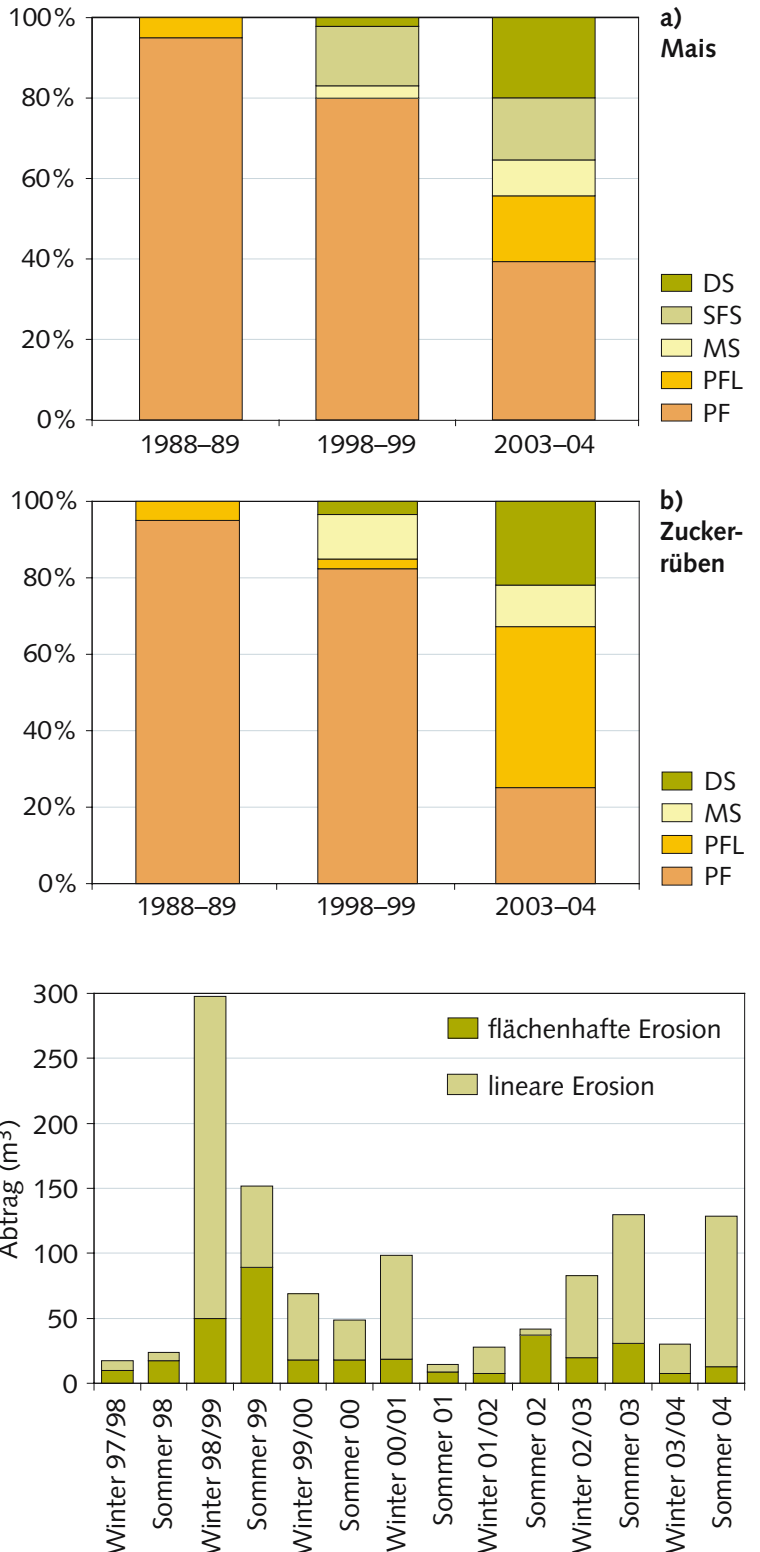


Abbildung 3:

Entwicklung der kartierten Bodenabträge pro Halbjahr im Testgebiet Frienisberg zwischen 1998 und 2004.

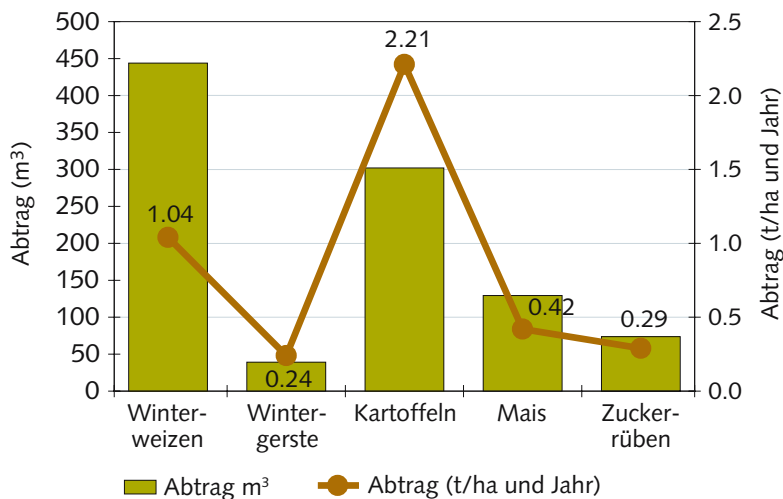


Abbildung 4: Bodenabtrag der wichtigsten Kulturen im Testgebiet Frienisberg, dargestellt als absolute Werte (aufsummiert über 7 Jahre) und als mittlerer flächenspezifischer Abtrag.

Anbau von Winterweizen sind wirksame konservierende Bodenbearbeitungsverfahren kaum möglich. Selbst wenn Winterweizen pfluglos angebaut wird, wird eine wirksame Mulchschicht von mehr als 30 % Bodenbedeckung selten erreicht, weil die meisten Vorkulturen (z.B. Kartoffeln, Zuckerrüben) nicht genügend Ernterückstände hinterlassen. Eine Aufteilung nach Bodenbearbeitungsverfahren zeigt deutlich geringere Bodenabträge bei Mulch-, Streifenfräs- und Direktsaaten (Abb. 5).

Bei Streifenfräs- und Direktsaat trat bisher nie Erosion auf. Bei Direktsaat betrug der mittlere Abtrag 4 % des Abtrages vom Pflugverfahren, bei Mulchsaat waren es 10 % und bei pfluglosem Anbau ohne ausreichende Bodenbedeckung 31 %. Damit bestätigen die Ergebnisse der langjährigen Erosionsschadenskartierungen, dass konservierende Bodenbearbeitung die Bodenerosion massiv reduziert (Abb. 6).

### Vergleich der Erosionsschadenskartierungen von 1998–2004 und 1987–1989

Die beiden untersuchten Perioden sind nicht direkt miteinander vergleichbar, da die Zeiträume zu kurz sind und durch Einzelereignisse oder Zufälligkeiten im Witterungsverlauf geprägt sein können. Trotzdem sollen einige interessante Parallelen und einige deutliche Gegensätze aufgezeigt und diskutiert werden. Tendenziell wurden 1998–2004 mehr Erosionsschäden als 1987–89 pro Jahr kartiert (Tab. 3). Die Anzahl von Erosion betroffener Parzellen lag aber 1998–2004 mit 70 Parzellen pro Jahr (= 26 % aller Parzellen) niedriger als 1987–89 mit 85 Parzellen (33 %). Die durch Erosion direkt geschädigte Fläche betrug 1998–2004 im Mittel 39 ha (15 % der gesamten Ackerfläche), 1987–89 43 ha bzw. 16 %. Mosimann *et al.* (1991) nennen für das zentrale Mittelland einen Anteil von 20 % für durch Erosion betroffene Ackerflächen (bei einer Schwankungsbreite von 10 bis 40 % je nach Gebiet).

Der mittlere Bodenabtrag war von 1998 bis 2004 um 15 % niedriger als 1987 bis 1989. In beiden Beobachtungsperioden waren rund zwei Drittel des erodierten Abtragsvolumens auf lineare Erosion zurückzuführen, rund ein Drittel auf flächenhafte Erosion. Während 1987 bis 1989 der grössere Teil des Abtragsvolumens im Sommerhalbjahr erodiert wurde, war der Abtrag in der Periode 1998 bis 2004 im Winterhalbjahr deutlich grösser (Tab. 3). Dies ist zum grössten Teil auf die sehr unterschiedlichen Niederschlagsbedingungen der beiden Vergleichsperioden zurückzuführen. Es sprechen jedoch auch einige Gründe dafür, dass ein gewisser Wandel in der ackerbaulichen Bewirtschaftungspraxis erfolgt ist, der eine Zunahme der Wintererosion und eine Abnahme der Sommererosion begünstigt. Einerseits haben konservierende Bodenbearbeitungsverfahren bei den Sommerkulturen im Testgebiet deutlich zugenommen, andererseits besteht ein allgemeiner Trend in Richtung Zunahme der Winterniederschläge (Prasuhn 2003). Schwerere Erntemaschinen (z.B. Zuckerrübenvollernter) führen zudem zunehmend zu Bodenverdichtungen und -strukturschäden im Herbst.

mit 22 % auch einen hohen Flächenanteil, doch die mittleren Abträge waren mit 1,04 t/ha und Jahr vergleichsweise hoch. Sie wurden nur durch die mittleren Abträge von 2,21 t/ha und Jahr bei Kartoffeln übertroffen (Abb. 4). Die üblicherweise als besonders erosionsanfällig bezeichneten Kulturen Mais und Zuckerrüben erreichten mit 0,42 bzw. 0,29 t/ha und Jahr erstaunlich niedrige mittlere Abträge. Die Ursache hierfür liegt in den zunehmenden Flächen von Mais und Zuckerrüben, die mit konservierenden Bodenbearbeitungsverfahren angebaut werden (Direktsaat, Streifenfräs- und Direktsaat mit ausreichender Mulchbedeckung).

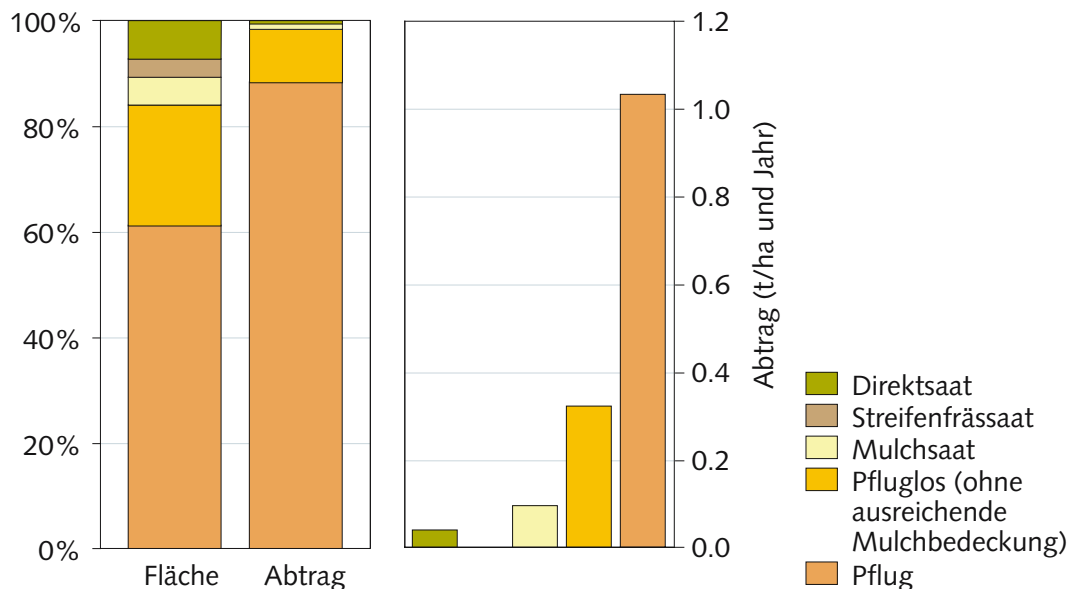


Abbildung 5: Prozentualer Anteil der Bodenbearbeitungsverfahren der Hauptkulturen (ohne Kunstwiese) an der Flächennutzung und dem Bodenabtrag sowie mittlerer Bodenabtrag 1998–2004 nach Bodenbearbeitungsverfahren im Testgebiet Frienisberg.



Abbildung 6: Direktsaat von Zuckerrüben in abgestorbene Zwischenkultur (Gelbsenf). Die Mulchschicht stellt einen wirksamen Erosionsschutz dar. (Foto: V. Prasuhn)

Tabelle 3. Vergleich einiger Ergebnisse der Erosionsschadenskartierungen 1987–1989 und 1998–2004 im Testgebiet Frienisberg

	1987–1989 Mittelwerte über 3 Jahre	1998–2004 Mittelwerte über 7 Jahre
Anzahl kartierter Erosionsformen	108	154
Von Erosion betroffene Anbauparzellen (Anzahl)	85	70
Von Erosion betroffene Anbauparzellen (%)	33	26
Durch Erosion geschädigte Fläche (ha)	43	39
Durch Erosion geschädigte Fläche (% von Ackerfläche)	16	15
Abtragsvolumen (m <sup>3</sup> )	196	166
Abtragsvolumen (t/ha gesamtes Ackerland)	0,71	0,62
Anteil lineare Erosion (%)	67	70
Anteil flächenhafte Erosion (%)	33	30
Anteil Sommerhalbjahr/Sommerkulturen (%)	65	46
Anteil Winterhalbjahr/Winterkulturen (%)	35	54
Erosionsmaterialeintrag in die Gewässer (%)	10–20	21

Im Mittel der sieben Untersuchungsjahre von 1998 bis 2004 wurden 21 % (35 m<sup>3</sup> pro Jahr) des gesamten Erosionsmaterials über die Ackerschläge hinaus bis in ein Gewässer transportiert. Mosimann *et al.* (1990) schätzten den Anteil des erodierten Bodenmaterials, der in der Periode 1987–89 in ein Gewässer eingetragen wurde, auf 10 bis 20 %.

### Ergebnisse der Modellberechnungen

Bodenerosion kann von Jahr zu Jahr stark variieren. Dementsprechend ist auch die vorliegende Beobachtungsperiode zu kurz, um über Erosionsschadenskartierungen allein eine Erfolgskontrolle der Ökomassnahmen durchzuführen. Aus diesem Grund wurde die Bodenerosion im Untersuchungsgebiet modellhaft mit der «Allgemeinen Bodenabtragsgleichung» (ABAG) berechnet (Schwertmann *et al.* 1990). Die verwendeten Modellgrundlagen sind in Prasuhn und Grünig (2001) ausführlich beschrieben. Die ABAG beschreibt den langjährigen, mittleren jährlichen Bodenabtrag als Produkt der folgenden erosionsbedingenden Faktoren: Erosivität der Niederschläge (R-Faktor), Erodibilität des Bodens (K-Faktor), Topografie (LS-Faktor), Bewirtschaftung (C-Faktor) und Erosionsschutzmassnahmen (P-Faktor). Für beide Zeitperioden wurden überwiegend die gleichen R-, K-, LS- und P-Faktoren verwendet, weil erstens diese Faktoren relativ konstant sind und zweitens kaum Unterlagen für allfällige Änderungen existieren. Für die Berechnung von regionsspezifischen und parzellscharfen C-Faktoren wurden folgende Grundlagen verwendet: Fruchtfolgen, Bodenbearbeitungsverfahren, die regionstypischen Entwicklungsphasen der Kulturen, die regionspezifische jährliche Verteilung der erosionswirksamen Niederschläge und die relativen Bodenabtragswerte der einzelnen Kulturen.

Der mittlere, flächengewichtete C-Faktor lag für die Periode 1998 bis 2004 mit 0,100 26 % unter dem Wert von 1987 (0,136). Die Reduktion der aktuellen C-Faktoren gegenüber 1987 ist zu einem grossen Teil auf die veränderte Bodenbearbeitung zurückzuführen. Der pfluglose Anbau hatte eine Reduktion um etwa 60 % zur Folge. Der Einfluss der Fruchtfolgen (Reduktion um 27 %) beruht vor allem auf der kleiner gewordenen Anbaufläche der Hackfrüchte und dem grösseren Anteil an Kunstwiesen. Der Anbau von Zwischenkulturen bewirkte eine Reduktion um 13 %. Damit brachten Zwischenkulturen eine geringere Reduktion als der pfluglose Anbau. Der Einfluss der Zwischenkulturen wird bei der Modellberechnung deshalb so gering eingeschätzt, weil eine im Herbst gepflügte Parzelle eine nur geringfügig höhere Wintererosion zur Folge hat als eine mit einer Zwischenkultur bewachsene Parzelle. Zudem wurde der Einfluss der Bodenbedeckung durch Zwischenkulturen bei konservierender Bodenbearbeitung vollumfänglich dem pfluglosen Anbau zugerechnet. Somit dürfte der Nutzen der Zwischenkulturen auf die Erosion grösser sein als berechnet.

Die aktuelle Erosionsgefährdung berechnet sich aus der Multiplikation aller Faktoren ( $R \times K \times LS \times C \times P$ ) für jede Parzelle. Die flächengewichtete, mittlere aktuelle Erosionsgefährdung lag im Jahr 1987 bei 5,9 t/ha und Jahr und in der Periode 1998 bis 2004 bei 4,6 t/ha und Jahr. Der Rückgang um rund 23 % ist grösstenteils auf die beschriebenen Veränderungen des C-Faktors zurückzuführen.

### Vergleich Modellrechnung – Erosionsschadenskartierung

Ein Vergleich der Ergebnisse der Modellberechnung und der Erosionsschadenskartierung gestaltet sich schwierig, weil den beiden Ansätzen unterschiedliche Zeitskalen zugrunde liegen. Ausserdem ist der jeweilige Geltungsbereich und Genauigkeitsgrad zu berücksichtigen. Die Modellrechnung prognostiziert einen langjährigen, mittleren Bodenabtrag und lässt sich nicht auf Einzelereignisse anwenden. Die Zeitskala beträgt rund 20 Jahre. Sie erfasst vor allem die flächenhafte Erosion.

Die Erosionsschadenskartierungen umfassen bisher sieben ausgewertete Jahre und sind somit stark von Einzelereignissen geprägt. Es wird vor allem die lineare Erosion erfasst. Die

ABAG überschätzt die Bodenabträge deutlich (Prasuhn und Grünig 2001). Auch in der vorliegenden Untersuchung liegen die über die Modellberechnung ermittelten Bodenabträge mit über 4 t/ha und Jahr im Mittel massiv über denen der Kartierungen mit 0,6 t/ha und Jahr. Tendenziell zeigt sich jedoch beim Vergleich der real aufgetretenen Erosionsschäden mit der auf der Grundlage der ABAG ermittelten Erosionsgefährdung, dass Parzellen mit hohen kartierten Bodenabträgen auch eine hohe Erosionsgefährdung gemäss Modell aufweisen. Somit ergibt sich bei den Abtragsbeträgen ein relativ guter räumlicher Zusammenhang zwischen kartierten und prognostizierten Bodenabträgen. Die Auswertungen der Erosionsschadenskartierungen in Zusammenhang mit den Bodenbearbeitungsverfahren zeigen, dass Parzellen mit konventioneller, intensiver Bodenbearbeitung zu grösseren Erosionsschäden neigen als solche, die konservierend bearbeitet wurden. Dies steht in Einklang mit den entsprechenden berechneten C-Faktoren und den daraus resultierenden Bodenabträgen der Modellberechnung.

Gemäss Erosionsschadenskartierung hat sich der mittlere Bodenabtrag im Testgebiet zwischen 1987–89 und 1998–2004 um rund 15 % verringert, gemäss Modellberechnungen sind es 23 %. Beide Ansätze zeigen also eine Reduktion des Bodenabtrags durch Erosion, wobei das Ausmass unterschiedlich ausfällt. Ursachen dafür sind in den sehr unterschiedlichen Ansätzen und Genauigkeiten beider Berechnungsweisen zu suchen (siehe Prasuhn und Grünig 2001).

### P-Eintrag in die Gewässer

Da die ABAG aus Abtragsdaten von Testparzellen hergeleitet wurde, ist grundsätzlich nur eine Prognose des Bodenabtrages (Mobilisierung und Umlagerung von Bodenpartikeln auf Hangparzellen) möglich, nicht jedoch eine Vorhersage der Off-site-Schäden. Eine Verknüpfung mit dem Eintrag von Erosionsmaterial in die Gewässer und damit zur P-Belastung der Gewässer durch Bodenerosion ist nicht gegeben. Über die Erosionsschadenskartierung konnte dagegen der Materialeintrag in die Gewässer geschätzt werden.

Die P-Belastung der Gewässer durch Bodenerosion hängt einerseits von der Menge des in ein Gewässer transportierten Bodenmaterials ab, andererseits vom P-Gehalt des Erosionsmaterials. Gemäss den bei den Erosionsschadenskartierungen geschätzten Anteilen an Bodenmaterial, welche direkt oder indirekt über Einlaufschächte in die Gewässer gelangt sind, wurden in den hier betrachteten sieben Jahren 247 m<sup>3</sup> Bodenmaterial in die Gewässer transportiert. Dies entspricht etwa 21 % der insgesamt erodierten Bodenmenge. Der Vergleich mit den Abschätzungen von Mosimann *et al.* (1991) lässt vermuten, dass der prozentuale Anteil an Erosionsmaterial, der in ein Gewässer gelangt, in etwa gleich gross geblieben ist (Tab. 3).

Der mittlere P<sub>total</sub>-Gehalt des Oberbodens ausgewählter Ackerparzellen des Testgebietes liegt mit 740 mg/kg (n = 104, s = 143, min = 529, max = 1'210) deutlich niedriger als im Einzugsgebiet Lippenrütibach (Mittelwert = 1'186 mg/kg, siehe Kapitel 13). Angaben über die zeitliche Entwicklung der P<sub>total</sub>-Gehalte im Boden lagen nicht vor. Aufgrund der nationalen P-Bilanzüberschüsse (siehe Kapitel 11) und der zulässigen Toleranzen bei den betrieblichen Nährstoffbilanzen (Suisse-Bilanz) ist aber anzunehmen, dass die P<sub>total</sub>-Gehalte nicht abgenommen haben. Die pflanzenverfügbaren P-Gehalte (P-Test nach CO<sub>2</sub>-Methode) waren ausgesprochen hoch. 85 % der Proben des Jahres 2004 (n = 104) lagen in den P-Versorgungsklasse D oder E (Vorrat oder Anreicherung). Der hohe Anteil an Böden mit erhöhten pflanzenverfügbaren P-Gehalten dürfte darauf zurückzuführen sein, dass Zuckerrübenkalk, der durch die pH-Erhöhung die P-Verfügbarkeit erhöht, in grösseren Mengen aus der nahe gelegenen Zuckerrübenfabrik Aarberg ausgebracht wird, dass einige Schweinemastbetriebe mit hohem P-Hofdüngeranfall im Gebiet liegen und dass in früheren Jahren Klärschlamm im Gebiet ausgebracht wurde.

Multipliziert man den in das Gewässer eingetragenen Bodenabtrag pro Parzelle mit dem jeweiligen  $P_{\text{total}}$ -Gehalt des Bodens und einem mittleren Anreicherungsfaktor von 1,86 im Erosionsmaterial (siehe Prasuhn und Grünig 2001), ergibt sich für das Untersuchungsgebiet ein mittlerer P-Eintrag in die Gewässer von 52 kg/Jahr. Bezogen auf die gesamte Ackerfläche von 267 ha entspricht dies einem mittleren Eintrag von rund 0,2 kg P/ha und Jahr.

## Übertragbarkeit der Ergebnisse

Die im Testgebiet Frienisberg gewonnenen Erkenntnisse sind in das Modell MODIFFUS zur Ermittlung der P-Einträge in die Gewässer über Bodenerosion im gesamten Kanton Bern eingeflossen (Prasuhn und Mohni 2003). Dort wurde mit flächendeckend vorhandenen, wesentlich unpräziseren Daten auf Hektare-Rasterbasis gerechnet. Der Vergleich von langjährig kartierten Bodenabträgen, parzellenscharf berechneten Bodenabträgen und mit MODIFFUS berechneten, rasterbasierten Bodenabträgen zeigt für die Region Frienisberg weitgehend eine zufrieden stellende räumliche Übereinstimmung. Der mit MODIFFUS berechnete mittlere Bodenabtrag liegt für die Testregion bei rund 0,79 t/ha und Jahr und damit um rund 25 % über den durchschnittlichen, aus Kartierungen ermittelten Werten. Für den gesamten Kanton Bern wurde mit MODIFFUS ein mittlerer Bodenabtrag von 0,47 t/ha und Jahr berechnet. Da vergleichsweise wenige Parzellen in ebener Lage liegen, zeichnet sich das Testgebiet Frienisberg durch eine überproportional hohe Erosionsgefährdung aus.

Der Anteil pflugloser Bodenbearbeitungsverfahren im Testgebiet (2004: 55 % der Fläche der Hauptkulturen) ist sehr hoch und für die Schweiz nicht repräsentativ. Die Ursachen dafür sind das kantonale Direktsaatprogramm, eine intensive und gute Beratung durch das Amt für Landwirtschaft und Natur Bern, engagierte und kreative Lohnunternehmer im Testgebiet, die die entsprechenden Techniken anbieten und die langjährigen Erosionsschadenskartierungen im Testgebiet, die die Landwirte für die Erosionsproblematik sensibilisiert haben. Dies zeigt, dass ein solch hoher Anteil pflugloser Bodenbearbeitungsverfahren in der Praxis zu realisieren ist – vorausgesetzt die Rahmenbedingungen stimmen.

Im Kanton Basel-Landschaft wird ein Monitoringprogramm betrieben, in dem alle 10 Jahre für rund 70 ausgewählte Betriebe auf der Grundlage von Befragungen und Felderhebungen die Erosionsgefährdung mit einem ähnlichen Modellansatz wie im Testgebiet Frienisberg berechnet wird (Mosimann 2003). Der Vergleich der berechneten C-Faktoren zwischen 1992 und 2002 zeigt, dass im weniger intensiv genutzten Jura der mittlere C-Faktor von 0,11 um rund 25 % auf 0,07 zurückgegangen ist. Im intensiver genutzten Lösshügelland blieb der mittlere C-Faktor dagegen unverändert bei 0,14. Auf den meisten Betrieben wurden in Bezug auf den Erosionsschutz Verbesserungen vorgenommen. Insgesamt gab es eine Zunahme von extensiveren Bodenbearbeitungsverfahren, von Winterbegrünungen und von Ernterückständen auf den Parzellen. Auf einzelnen Betrieben kam es aber auch zu erheblichen Verschlechterungen, vor allem auf Betrieben, die vom Mischbetrieb zum Ackerbaubetrieb umstellen und wo der Hackfrucht- und Wintergetreideanbau zunimmt. Manchmal heben sich positive und negative Veränderungen gegenseitig auf. Insgesamt sehen Mosimann *et al.* (2003) die Ursachen für den Rückgang der Erosionsgefährdung um etwa 12 % zwischen 1992 und 2002 für den Kanton Basel-Landschaft weniger in der bodenschonenderen Bewirtschaftung als in strukturellen Veränderungen (Extensivierung mit Zunahme von Kunstwiesen und Buntbrachen an Stelle von Mais und Wintergetreide).

Die Auswertungen langjähriger Erosionsschadenskartierungen (1987–1999) in zwei Testgebieten im Schweizer Tafeljura von Ogermann *et al.* (2003) ergaben zum Teil ähnliche Resultate wie im Testgebiet Frienisberg. Die hohe zeitliche Variabilität der Bodenabträge macht aber eine eindeutige Trendaussage unmöglich. So nahm die Anzahl kartierter Erosionsformen seit 1987 deutlich ab; bei den Abtragsmengen war dagegen kein Trend fest-

stellbar. Die Abtragsmengen überwogen im Winterhalbjahr, wobei die lineare Erosion gegenüber flächenhafter Erosion dominierte. Hohe Abtragsmengen fanden vor allem bei Schwarzbrache, Mais und Winterweizen statt. Die offene Ackerfläche ist allerdings seit 1987 zurückgegangen, der Anbau von Mais hat abgenommen. Dagegen wurden immer häufiger Kunstwiesen angelegt, so dass Schwarzbrachen abnahmen.

Langjährige Feldbeobachtungen von Gratier (2004) im Kanton Waadt bestätigen ebenfalls die im Kanton Bern beobachteten Entwicklungen. So konnten eine tendenzielle Abnahme der Erosionsschäden in den vergangenen 20 Jahren, eine Verlagerung der Erosionsproblematik vom Sommer- ins Winterhalbjahr, eine Abnahme der Erosionsschäden bei Mais und Zuckerrüben und grosse Erosionsschäden beim Anbau von Winterweizen beobachtet werden.

## Einfluss der Ökomassnahmen

Die wichtigste Massnahme zur Verminderung der P-Verluste durch Bodenerosion ist der geeignete Bodenschutz. Mit dem Bodenschutzindex wurde ein System geschaffen, welches eine hohe Bodenbedeckung über den Winter fordert. Der Bodenschutzindex aller Parzellen im Testgebiet hat zwischen 1987–90 und 1995–2000 um 33 % zugenommen (Prasuhn und Grünig 2002). Diese Veränderung liegt damit in der gleichen Grössenordnung wie die Reduktion des C-Faktors in der Modellberechnung. Die Veränderung des C-Faktors wird zu 60 % auf die Zunahme konservierender Bodenbearbeitungsverfahren und zu 13 % auf den vermehrten Anbau von Zwischenkulturen zurückgeführt (Prasuhn und Grünig 2001). Der Anbau von Zwischenfrüchten ist aber oft die Grundlage für konservierende Bodenbearbeitung.

Anlässlich der letzten Revision der Direktzahlungsverordnung wurde der Bodenschutzindex allerdings durch eine für die Erfassung einfachere Methode mit geringeren Anforderungen an die Bodenbedeckung ersetzt. Falls dies wieder zu vermehrten Schwarzbrachen sowie weniger Zwischenkulturen und Kunstwiesen im Winter führt und dadurch zu weniger Mulch- und Direktsaaten, so wird auch die Bodenerosion wieder zunehmen.

Der Einfluss der geregelten Fruchtfolge (27 % Anteil an der Reduktion des C-Faktors) beruht vor allem auf der kleiner gewordenen Anbaufläche der Hackfrüchte und dem grösseren Anteil der Kunstwiesen. Der Einfluss einer ausgeglichenen P-Bilanz wurde nicht untersucht. Ökologische Ausgleichsflächen wurden nicht speziell für den Boden- und Gewässerschutz angelegt, sondern für die Biodiversität. Ihr Nutzen ist daher für die P-Verminderung vergleichsweise gering. Im Testgebiet wurde beispielsweise eine Hecke neu angelegt – allerdings nicht hangparallel sondern in Gefällrichtung. Bunt- und Rotationsbrachen wurden nur einige wenige und an vergleichsweise wenig erosionsgefährdeten Standorten neu angelegt. Die Tierhaltungsprogramme RAUS und BTS haben keinen Einfluss auf die Höhe der P-Verluste durch Bodenerosion von Ackerflächen.

Neben den Ökomassnahmen dürfte ein kantonales Projekt, welches seit 1996 konservierende Bodenbearbeitung finanziell fördert, massgeblich zur Abnahme der Bodenerosion beigetragen haben (<http://www.no-till.ch>). Weitere Einflussfaktoren wie technischer Fortschritt und Beratung sind in Kapitel 15 aufgeführt.

## Schlussfolgerungen und Ausblick

Mit den Untersuchungen zur Bodenerosion im Testgebiet Frienisberg konnten folgende Entwicklungen aufgezeigt werden:

- Bodenerosion ist kein flächendeckendes Phänomen, sondern schädigt pro Jahr durchschnittlich weniger als 20 % der Ackerfläche.
- Es treten überwiegend geringe Bodenabträge auf (<1 t/ha und Jahr). Auf einzelnen Parzellen können aber Werte bis zu 55 t/ha in einem Jahr erreicht werden.

- Auf etwa 5 % der Ackerparzellen werden die tolerierbaren Bodenabträge nach VBBo im langjährigen Mittel überschritten.
- Rund 20 % des erodierten Materials wird in die Gewässer transportiert. Dadurch gelangen rund 0,2 kg P/ha und Jahr in die Gewässer.
- Bodenschonende Anbauverfahren wirken sich nachweislich positiv auf den Erosionsschutz aus und haben zu einer Verminderung der Bodenabträge geführt. Erosionsschadenskartierung und Modellberechnung zeigen mit einer Reduktion der mittleren Bodenabträge von 15 % bzw. 23 % eine klare Tendenz zur Verbesserung der heutigen Erosionsdisposition gegenüber 1987–89. Dies beruht vor allem auf der Veränderung der Anbauverfahren und ist nur zum Teil auf die Ökomassnahmen zurückzuführen – zum einen weil konservierende Bodenbearbeitung nicht explizit zu den Ökomassnahmen zählt, sondern nur indirekt über den geeigneten Bodenschutz integriert ist, zum anderen weil konservierende Bodenbearbeitung speziell durch ein kantonales Programm gefördert wird.
- In der Modellberechnung wird die Abnahme der Erosion wahrscheinlich überschätzt. Eine Zunahme der Bodenbelastungen durch immer schwerere Maschinen und durch Bodenbearbeitungen bei ungünstigen Bodenverhältnissen aufgrund eines hohen Zeitdrucks haben zu einer Verschlechterung der Strukturstabilität der Böden geführt. Dies wird im Modell zu wenig berücksichtigt. Weiterhin werden spezielle lineare Erosionsformen (Talwege, Erosion in Fahrspuren und Bearbeitungsfurchen) mit dem Modell nur unzureichend erfasst. Ob diese zu- oder abgenommen haben, kann im Modell nicht beurteilt werden.
- Es ist mit regional unterschiedlichen Entwicklungen zu rechnen. So muss in bestimmten Regionen infolge einer Intensivierung des Ackerbaus, die durch den Strukturwandel bedingt ist, auch mit einer Erhöhung der durch Bodenerosion bedingten P-Einträge in die Gewässer gerechnet werden (Mosimann *et al.* 2003).

Die bisherigen Ergebnisse legen den Schluss nahe, dass das gesteckte sektorale Ziel der Ökomassnahmen – Reduzierung der P-Belastung der Gewässer um mindestens 50 % bis zum Jahr 2005 – im Testgebiet und auch in anderen Regionen der Schweiz nicht erreicht wird. Dazu wären weitergehende Massnahmen erforderlich, die beispielsweise über Artikel 62a Gewässerschutzgesetz oder den Vollzug der VBBo realisiert werden könnten.

Aufgrund des grossen Einflusses der Witterung bleiben aber trotzdem Unsicherheiten bei der Interpretation der Daten bestehen. Ein langfristiges Monitoring ist daher zwingend notwendig. Weiterer Forschungsbedarf besteht vor allem bei der Übertragbarkeit der vorliegenden Ergebnisse auf andere Regionen. Ausserdem muss die Entwicklung der P-Düngung und der P-Gehalte der Böden und deren Auswirkung auf die Gewässerbelastung mit Phosphor langfristig verfolgt werden.

### Literatur

- Behrendt H., Huber P., Kornmilch M., Opitz D., Schmoll O., Scholz G. und Uebe R., 1999. Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. Umweltbundesamt, Forschungsvorhaben Wasser, Forschungsbericht 296 25 515, UBA-Texte 75/99, Berlin. 288 S.
- Braun M., Kopse Rolli D. und Prasuhn V., 1997. Abschätzung der Verminderung der Nährstoffverluste in die Gewässer durch Massnahmen in der Landwirtschaft. Schriftenreihe Umwelt Nr. 293, Gewässerschutz, BUWAL. 100 S.
- Bundesrat, 1998. Verordnung über Belastungen des Bodens. Bern, SR 814.12.
- Gratier M., 2004. Persönliche Mitteilung. Service des Eaux, Sols et Assainissement (SESA), Lausanne.
- Mosimann T., 2003. Erosionsgefährdung und Schutz der Böden durch die Bewirtschaftung im Kanton Basel-Landschaft. Monitoring 1982–2002. Amt für Umweltschutz und Energie (AUE), Liestal. 32 S.
- Mosimann T., Bono R. und Simon P., 2003. Besserer Erosionsschutz durch ökologischen Leistungsnachweis? Agrarforschung 11(11–12), 428–433.
- Mosimann T., Crole-Rees A., Maillard A., Neyroud J.-A., Thöni M., Musy A. und Rohr W., 1990. Bodenerosion im Schweizerischen Mittelland. Ausmass und Gegenmassnahmen. Bericht 51 des Nationalen Forschungsprogrammes «Nutzung des Bodens in der Schweiz», Liebefeld-Bern. 262 S.



- Mosimann T., Maillard A., Musy A., Neyroud J., Rüttimann M. und Weisskopf P., 1991. Erosionsbekämpfung in Ackerbaugebieten. Ein Leitfaden für die Bodenerhaltung. Themenbericht des Nationalen Forschungsprogrammes «Nutzung des Bodens in der Schweiz», Liebefeld Bern. 186 S.
- Ogermann P., Meier S. und Leser H., 2003. Ergebnisse langjähriger Bodenerosionskartierungen im Schweizer Tafeljura. *Landnutzung und Landentwicklung* 44, 151–160.
- Prasuhn V., 2003. Zunahme der Bodenerosion von Ackerflächen im Winterhalbjahr? *Mitt. DBG* 102, 789–790.
- Prasuhn V., 2004. Kartierung aktueller Erosionsschäden im Berner Mittelland. *Bulletin BGS* 27, 79–84.
- Prasuhn V. und Mohni R., 2003. GIS-gestützte Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. Interner Bericht FAL z.H. GSA Bern. 223 S. <http://www.reckenholz.ch/doc/de/forsch/umwelt/wasser/wasser.html#bern>
- Prasuhn V. und Grünig K., 2001. Evaluation der Ökomassnahmen. Phosphorbelastung der Oberflächengewässer durch Bodenerosion. *Schriftenreihe der FAL* 37, Zürich-Reckenholz. 151 S.
- Prasuhn V. und Grünig K., 2002. Evaluation der Ökomassnahmen. Phosphor. Wirkungsanalyse. Teilprojekt 4: Erosion (Frienisberg). In: BLW (Hrsg.). *Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme. Bereich Stickstoff und Phosphor*, 5. Zwischenbericht, 33–39. <http://www.reckenholz.ch/doc/de/forsch/umwelt/wasser/wasser.html#evalu>
- Prasuhn V., Braun M. und Kopse Rolli D., 1997. Massnahmen zur Verminderung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus der Landwirtschaft in die Gewässer. Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kantons Bern. 216 S.
- Schwertmann U., Vogl W. und Kainz M., 1990. Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmassnahmen. Stuttgart. 64 S.



## 15 Wirkung der Ökomassnahmen auf die Phosphorausträge aus der schweizerischen Landwirtschaft

Felix Herzog, Walter Richner, Ernst Spiess und Volker Prasuhn

Die Phosphoremissionen aus der schweizerischen Landwirtschaft sind zurückgegangen, doch werden die für 2005 gesetzten Umweltziele des Bundes nur teilweise erreicht. Der nationale Phosphor (P)-Bilanzüberschuss hat stark abgenommen und der Zielwert des Bundes wird seit 1996 unterschritten. Es besteht jedoch nach wie vor ein jährlicher Überschuss von 6'000 t P. Die diffusen P-Austräge aus der schweizerischen Landwirtschaft in die Gewässer haben seit 1990–92 um 10 % bis maximal 30 % abgenommen und nicht wie angestrebt um 50 %. In Problemregionen um stark belastete Mittellandseen stammt ein beträchtlicher Anteil der P-Belastung der Seen direkt aus den stark mit Phosphor aufgedüngten Böden. Daher zeigt die verbesserte landwirtschaftliche Praxis nur eine zeitlich stark verzögerte Wirkung. Um den P-Bilanzüberschuss weiter zu reduzieren, müssen die Anforderungen des ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN) im Bereich des P-Einsatzes erhöht werden. In Problemgebieten sind zusätzliche Massnahmen zur Abreicherung der mit Phosphor übertersorgten Böden notwendig.

### Zielerreichung

Das Bundesamt für Landwirtschaft und der Bund haben Ziele formuliert, die mit den Ökomassnahmen bzw. dem ökologischen Leistungsnachweis (ÖLN, Bundesrat 1998a) bis 2005 zu erreichen sind (BLW 1999, Bundesblatt 2002), sie sind in der Einleitung zusammengestellt (Kapitel 1, Tab. 1).

### Nationale Phosphorbilanz

Das Ziel, den P-Überschuss der nationalen landwirtschaftlichen Input/Outputbilanz bis 2005 um 50 % auf 9'400 t P pro Jahr zu beschränken (Bundesblatt 2002), wurde bereits 1996 erreicht. 2002 betrug der Überschuss noch 6'000 t P, das entspricht einer Reduktion von 65 % im Vergleich zu der Referenzperiode 1990–92 (Kapitel 11, Abb. 4). Der Rückgang setzte bereits 1980 ein, er ist in erster Linie auf die Abnahme von Mineräldüngereinsatz und Futtermittelimporten zurückzuführen (Kapitel 11, Abb. 2).

Felix Herzog,  
Walter Richner,  
Ernst Spiess und  
Volker Prasuhn,  
*Agroscope*  
FAL Reckenholz,  
Reckenholzstr. 191,  
CH-8046 Zürich

## Qualität der Oberflächengewässer

Die Qualität der Oberflächengewässer bezüglich Phosphor hat sich in den letzten Jahrzehnten – insbesondere in den grossen Seen – deutlich verbessert, die Gehalte an gelöstem, eutrophierungswirksamen Phosphor sind seit den 1980er Jahren stetig zurück gegangen (Kapitel 12, Abb. 1–6). Diese Entwicklung ist in erster Linie dem Anschluss eines grossen Teils der Haushalte und der Industrie an Kläranlagen, ihrer gesteigerten Effizienz bei der P-Elimination und dem Verbot von phosphathaltigen Waschmitteln zu verdanken. Welchen Anteil die Landwirtschaft an dieser positiven Entwicklung hatte und bis zu welchem Grad das Ziel, die durch die Landwirtschaft verursachte P-Belastung der Oberflächengewässer im Vergleich zu 1990–92 bis 2005 um 50 % zu reduzieren, erreicht wurde, ist schwierig zu beurteilen. Aufgrund der Messungen im Gewässer kann der landwirtschaftlich bedingte Anteil der P-Belastung nicht von den übrigen Quellen (natürliche Hintergrundlast, punktuelle Quellen) getrennt werden. Trotz der erfreulichen Entwicklung des Zustands der grossen Seen bezüglich Phosphor sind die Eutrophierungsprobleme der durch hohe Dichte von landwirtschaftlichen Nutztieren im Einzugsgebiet stark belasteten Mittellandseen nicht gelöst. Im Einzugsgebiet des Sempachersees beobachteten wir deutliche Anstrengungen und Verbesserungen bei der Fütterung (Futter mit reduziertem P-Gehalt) und Gülleausbringung (Kapitel 13, Tab. 1) und auch eine leichte Verbesserung der Wasserqualität (Kapitel 12, Abb. 2). In der von uns untersuchten Fallstudienregion Lippenrütibach ist jedoch der Oberboden so stark mit Phosphor angereichert, dass bei Niederschlägen immer Phosphor gelöst und abgeschwemmt werden kann, falls die Niederschläge stark genug sind (Kapitel 13, Tab. 2, Abb. 3). Die verbesserte landwirtschaftliche Praxis schlägt unter diesen Umständen nicht – oder erst mit starker zeitlicher Verzögerung – auf die abgeschwemmte P-Menge durch.

Bezüglich Erosion und Gewässerbelastung fehlen bis jetzt die Grundlagen für eine Beurteilung auf nationaler Basis. In der untersuchten Fallstudienregion Frienisberg schätzen wir den Rückgang der Erosion – und damit des Eintrags von partikulär gebundenem Phosphor – auf ca. 15 bis maximal 25 % (Kapitel 14).

Beim Versuch, die Reduktion der diffusen Phosphorverluste aus der Landwirtschaft zu quantifizieren, muss berücksichtigt werden, dass beide Fallstudiengebiete überdurchschnittliche P-Belastungen aufweisen und zusätzliche Massnahmen implementiert wurden. In Gebieten mit geringen P-Belastungen ist mit geringeren Reduktionen zu rechnen, entsprechend hätte der Rückgang in den belasteten Gebieten deutlich überproportional ausfallen müssen um im nationalen Mittel eine 50 %-ige Reduktion zu erzielen. In Gebieten, deren Böden mit Phosphor angereichert sind und in denen der überwiegende Teil der P-Verluste aus der Abschwemmung und aus Drainagen stammt, muss – ähnlich wie beim Stickstoff – auch beim Phosphor von einer zeitlichen Verzögerung der Wirkung von Massnahmen in der Grössenordnung von mehr als zehn Jahren ausgegangen werden.

Aufgrund der Ergebnisse aus den Fallstudiengebieten (Kapitel 13, 14) und von Modellrechnungen (Kapitel 12) und unter Berücksichtigung der oben gemachten Einschränkungen schätzen wir, dass die Reduktion der diffusen P-Verluste aus der Landwirtschaft seit 1990–92 10 % bis maximal 30 % betrug. Damit wird die geforderte Reduktion um 50 % bis 2005 nicht erreicht werden.

## Beitrag der einzelnen Ökomassnahmen

Die Abnahme der P-Austräge aus der Landwirtschaft von 10 % bis maximal 30 % ist nicht ausschliesslich auf die Ökomassnahmen bzw. den ÖLN zurück zu führen, vielmehr gibt es eine Reihe von weiteren Einflussfaktoren. Die Wirkung der einzelnen Massnahmen und Einflussfaktoren auseinander zu halten ist schwierig. Der wichtigste Einflussfaktor ist die Witterung – die Menge und Verteilung der jährlichen Niederschläge – sie überlagert alle

anderen Grössen. Nur langjährige Messreihen (10 Jahre und mehr) können Aufschluss über die Bedeutung der einzelnen Faktoren bringen. Die hier gemachten Aussagen sind erste Annäherungen.

### **Ausgewogene Nährstoffbilanz**

Wie auch beim Stickstoff beurteilen wir die Anforderung einer ausgeglichenen betrieblichen Nährstoffbilanz als zentral für die Reduktion des P-Überschusses. Im Fallstudiengebiet Lippenrütibach wurde ein P-Überschuss von ca. 50 % in den 10 Jahren seit 1990–92 vollständig abgebaut (Kapitel 13, Tab. 1); allerdings handelt es sich dabei nicht um ein für die Schweiz repräsentatives, sondern um ein stark belastetes Gebiet. Der Abbau wurde weniger durch eine Reduktion der Tierbestände als vielmehr durch den Einsatz von Ökofutter mit reduziertem P-Gehalt und P-Wegfuhr über Hofdüngerabnahmeverträge erreicht.

### **Geeigneter Bodenschutz**

Ganzjährige Bodenbedeckung schützt den Boden vor Erosion und damit die Gewässer vor dem Eintrag von partikulär gebundenem Phosphor. Im Fallstudiengebiet Frienisberg schätzen wir, dass die Anforderung einer minimal einzuhaltenden Bodenbedeckung während des Winters (Bodenschutzindex) zusammen mit den kantonalen Massnahmen zur Förderung von konservierenden Bodenbearbeitungsverfahren die Erosion um bis zu 30 % reduziert hat (Kapitel 14).

### **Weitere ÖLN-Vorschriften und Ökomassnahmen**

Die Anforderung an die geregelte Fruchtfolge hat einen – allerdings vergleichsweise geringeren – positiven Effekt auf den Bodenschutz und damit auf die P-Austräge durch Erosion. Ökologische Ausgleichsflächen werden nur in Einzelfällen gezielt angrenzend an Oberflächenwasser angelegt (Herzog *et al.* 2005), so dass sie nur selten als Pufferstreifen wirken. Die Flächen selber dürfen nicht mehr oder nur noch wenig gedüngt werden, dadurch kann eine gewisse Reduktion der P-Belastung resultieren. Der Effekt der tiergerechten Haltung der Nutztiere auf die P-Austräge wurde nicht explizit untersucht; ihre Wirkung ist aber als gering einzuschätzen.

Ebenfalls nicht evaluiert wurde der Einfluss des biologischen Landbaus (110'134 ha in 2003, BLW 2004) und der extensiven Produktion von Getreide und Raps (EXTENSO, 78'425 ha in 2003, BLW 2004). Wir vermuten, dass EXTENSO keinen Einfluss auf die P-Verluste hat. Der Einfluss des biologischen Landbaus auf die Höhe der P-Verluste durch Erosion und Abschwemmung ist weitgehend ungeklärt. Gemäss Literaturrecherchen von Auerswald *et al.* (2003) gibt es auch weltweit kaum entsprechende Untersuchungen, nur in einer Studie wurde eine geringere Erosion bei biologischem Anbau nachgewiesen.

## **Andere Einflussfaktoren**

### **Umweltgesetzgebung**

1992 trat das revidierte Gewässerschutzgesetz (GschG) in Kraft. In den Artikeln 14, 27 und 51 werden Anforderungen an Hofdüngermanagement (Ausbringung, Lagerkapazität, Abnahmeverträge, Besatz an Grossvieheinheiten etc.), Bodenbewirtschaftung und Beratung formuliert (Bundesversammlung 1991). 1994 erschien eine neue Wegleitung für den Gewässerschutz (BLW/BUWAL 1994). Die Gewässerschutzverordnung von 1999 regelt u.a. ökologische Ziele der Gewässer, Anforderungen an die Wasserqualität und Anforderungen an Betriebe mit Nutztierhaltung (Bundesrat 1998b). Die Verordnung über Belastung des Bodens regelt u.a. den Erosionsschutz (Bundesrat 1998c). Die Einhaltung dieser Gesetze dürfte ebenfalls zu einer Verminderung der P-Belastung der Gewässer aus der Landwirtschaft geführt haben. Evaluiert und quantifiziert wurde ihr Einfluss jedoch bisher von keiner Seite.

## Regionale Massnahmen

In beiden untersuchten Fallstudiengebieten (Lippenrütibach, Frienisberg) wurden zusätzliche Massnahmen zur Minderung der P-Abschwemmung (nach Art. 62a des Gewässerschutzgesetzes) bzw. zum Bodenschutz (kantonales Programm zur Förderung der konservierenden Bodenbearbeitung) durchgeführt. Diese Massnahmen setzten später ein als die Ökomassnahmen bzw. der ÖLN und haben ihre Wirkung in diesen Regionen verstärkt. Gesamtschweizerisch gibt es allerdings erst 3 Projekte nach Art. 62a GSchG (Baldegger-, Hallwiler-, und Sempachersee), um die P-Verluste durch Abschwemmung und Erosion zu vermindern. Freiwillige kantonale Programme zum Bodenschutz wurden in den Kantonen Aargau, Basel-Landschaft, Bern, Freiburg und Solothurn initiiert, wurden aber teilweise aufgrund mangelnder Finanzen wieder eingeschränkt oder ganz sistiert.

Kantonale Vorschriften zur Reduktion der P-Austräge, die über die Anforderungen des ÖLN hinausgehen, gibt es allein im Kanton Luzern (Kanton Luzern 2002). Wir gehen davon aus, dass sich diese Anstrengungen auf den Zustand der Gewässer auf nationaler Ebene noch kaum ausgewirkt haben dürften.

## Technischer Fortschritt, Beratung

Der gesamtschweizerisch zu beobachtende Trend zu bodenschonenden Bearbeitungsverfahren, ermöglicht durch technischen Fortschritt und ökonomische Vorteile, dürfte sich erosionsmindernd auswirken. In der ersten Hälfte der 90er-Jahre wurde für die Bestellung der Ackerkulturen noch mehrheitlich gepflügt (Hausheer *et al.* 1998). Seither haben pfluglose Anbausysteme und insbesondere auch Mulchsaaten stark an Bedeutung gewonnen. Thomas Anken (pers. Mittlg. 2004) schätzt, dass beim Weizen der Flächenanteil pflugloser Bestellsysteme heute ca. 30 % umfassen dürfte. Die Direktsaat als weitest reichende Form pflugloser Bestellung hat in der Schweiz von 60 ha im Jahr 1992 auf 11'761 ha im Jahr 2004 zugenommen (Swiss No-Till 2005). Die Anforderungen des ÖLN zum Bodenschutz haben sicherlich zu dieser erfreulichen Entwicklung beigetragen.

Ein weiterer Einflussfaktor ausserhalb der agrar-ökologischen Programme ist die Abnahme der Tierzahlen (von 1,43 auf 1,29 Mio. GVE zwischen 1990 und 2002, BLW 2004), die zu einer Abnahme des Anfalls an Hofdüngern und damit der geschätzten P-Ausbringung mit Hofdüngern führte (von 24'200 t P zu 21'000 t P). Die Abnahme der offenen Ackerfläche von 312'000 ha (1990–92) auf 284'000 ha (2003) bei insgesamt konstanter landwirtschaftlicher Nutzfläche (BLW 2004) hat die potenziell durch Erosion gefährdete Fläche reduziert.

Wir gehen davon aus, dass auch die Sensibilisierung der Landwirtinnen und Landwirte, die verbesserte Ausbildung und die Beratung sich positiv auf das P-Management auf den Betrieben auswirkte. Der ÖLN und insbesondere die Verpflichtung, ausgeglichene betriebliche Nährstoffbilanzen einzuhalten, dürften zu einem bewussteren Umgang mit Mineral- und Hofdüngern geführt haben. Quantifizieren können wir diesen Einfluss allerdings nicht.

## Erkenntnisse aus anderen Projekten

In vier Untersuchungsgebieten des Kantons Freiburg haben Julien *et al.* (2002) festgestellt, dass die Richtlinien der ÖLN insgesamt von den Landwirten gut akzeptiert und damit auch respektiert wurden. An 15 Standorten wurden die P-Gehalte von Wasserproben aus Oberflächengewässern untersucht, sie blieben während der Untersuchungsperiode (1996–2001) stabil.

Für das Einzugsgebiet des Greifensees schätzen Prasuhn *et al.* (2004), dass 39 % der diffusen P-Einträge in den See auf Erosion zurückzuführen sind, gefolgt von Abschwemmung von gelöstem Phosphor (28 %), Drainageverlusten (11 %) und Auswaschung (10 %). Zusammen mit Einträgen aus punktuellen Quellen (Siedlungsentwässerung) und aus der natürlichen Hintergrundlast wird dadurch der See stark belastet. Massnahmen nach Art.

62a GSchG könnten die Einträge aus der Landwirtschaft um ein Drittel reduzieren. Szenarienrechnungen bis 2011 unter verschiedenen agrarpolitischen Voraussetzungen gehen alle in Richtung einer Extensivierung und sehen eine Abnahme der P-Einträge aus der landwirtschaftlichen Produktion von 20 – 25 % vor. Da jedoch der Anteil der Landwirtschaft an der P-Gesamtbelastung des Greifensees nur 35 % ausmacht, würden diese Reduktionen nicht ausreichen, um den Zielwert der P-Konzentration im See zu erreichen.

Ergebnisse von Modellrechnungen aus weiteren Regionen (Rhein, Bodensee, Kt. Bern) sowie Interpretationen von Messdatenreihen verschiedener Seen (Baldegger-, Sempacher-, Genfersee usw.) zeigen, dass es überall eine Reduktion der landwirtschaftlichen P-Einträge gab, dass aber die Zielgrösse einer 50 %-igen Reduktion nirgends erreicht wurde (Kapitel 12).

Frossard *et al.* (2004) nehmen eine Standortbestimmung zum Thema Phosphor in den Böden der Schweiz vor. Gestützt auf Untersuchungen in Fallstudiengebieten sowie kantonale Bodenbeobachtungs- und Betriebsnetze kommen sie zu ähnlichen Schlussfolgerungen wie dieser Bericht. Sie weisen darauf hin, dass nur in wenigen Böden die Gehalte an pflanzenverfügbarem Phosphor so tief sind, dass der Ertrag der Kulturen beeinträchtigt werden könnte, vielmehr wies die Mehrzahl der untersuchten Böden einen erhöhten P-Sättigungsindex auf.

## Ausblick und Empfehlungen

### Bilanzsaldo

Das nationale Reduktionsziel wurde bezüglich landwirtschaftlicher P-Überschüsse erreicht und sogar übertroffen. Das darf aber nicht darüber hinwegtäuschen, dass jedes Jahr ein Überschuss von ca. 6'000 t P anfällt – dies obwohl die betrieblichen Nährstoffbilanzen eigentlich ausgeglichen sein sollten. Der überschüssige Phosphor reichert sich mehrheitlich in den Böden an und stellt eine potenzielle Gefährdung der Gewässer dar. Ausserdem ist Phosphor eine beschränkte Ressource, mit der haushälterisch umgegangen werden muss.

Es gibt verschiedene mögliche Gründe dafür, dass die nationale P-Bilanz nicht ausgeglichen ist, während die Betriebesbilanzen es entsprechend der ÖLN-Vorschriften eigentlich sind. So wird die atmosphärische Deposition (350 t P pro Jahr) in den Betriebsbilanzen nicht berücksichtigt. Vom Umfang her sicher bedeutender sind die von Betriebsleitern kumulativ ausnutzbaren Toleranzen der «Suisse-Bilanz» (+10 % Toleranz des Bilanzsaldos, weitere Toleranzen bei Krippenverlusten und Grundfutterbilanz). Im weiteren muss berücksichtigt werden, dass bei der Suisse-Bilanz Richtwerte verwendet werden, die aus optimalen Produktionsverhältnissen abgeleitet worden sind, die in der Praxis häufig nicht erreicht werden. Eine weitere mögliche Ursache sind Mängel im Vollzug (s.u.).

Um die Diskrepanz zwischen nationaler Bilanz und betrieblichen Nährstoffbilanzen zu verkleinern, müssen diese Ursachen geprüft werden. Insbesondere müssen die Toleranzen in der «Suisse-Bilanz» überdacht werden. Es gilt zu verhindern, dass diese Toleranzen jedes Jahr voll ausgeschöpft werden, im Mittel mehrerer Jahre ist ein Bilanzsaldo von 100 % anzustreben.

### Vollzug

Inwiefern die Einhaltung der ÖLN-Vorschriften durch einen verbesserten Vollzug (Beratung, Kontrolle) gesteigert werden kann, vermögen wir nicht zu beurteilen; diese Frage ist jedoch unbedingt zu prüfen. 2003 wurde die Einhaltung der Vorschriften des ÖLN auf zwei Dritteln aller angemeldeten Betriebe kontrolliert. In 12 % der Fälle wurden Verstösse festgestellt. Nach der Vollständigkeit und Korrektheit der Aufzeichnungen und nach Verstössen gegen die Anforderungen an die tiergerechte Haltung waren Verstösse gegen die ausgeglichene Düngerbilanz am dritthäufigsten (BLW 2004). Die Effizienz des Düngereinsatzes kann weiter gesteigert werden durch verbesserte Beratung und die Erarbeitung von ein-

fachen Planungshilfen. Dabei müssen insbesondere weitere Fortschritte in der kulturen- und umweltgerechten Ausbringung von Hofdüngern angestrebt werden.

### **Bodenschutz**

Der Stand der Bodenbedeckung im Winter, wie er mit dem Bodenschutzindex erreicht wurde, muss beibehalten werden. Sollte die seit 2004 geltende vereinfachte technische Regelung des Bodenschutzes im ÖLN (Bundesrat 1998a) wieder zu mehr Schwarzbrache sowie weniger Zwischenkulturen und Kunstwiesen im Winter führen und dadurch zu weniger Mulch- und Direktsaaten und vermehrter Bodenerosion, so müsste der Bodenschutzindex wieder eingeführt werden.

### **Regionale Massnahmen**

In denjenigen Gewässern, die nach wie vor stark mit Phosphor belastet sind, sind diffuse Einträge aus der Landwirtschaft meist die wichtigste Ursache. Dort kann die Durchführung von zusätzlichen Projekten nach Art. 62a des GSchG eine Verbesserung bewirken. In diesen Projekten muss besonderes Gewicht auf die gezielte Abreicherung von mit Phosphor überversorgten Böden gelegt werden. Wir empfehlen dort, parzellenspezifisch unter vermehrter Berücksichtigung der Versorgungsgrade der Böden zu düngen (keine volle Anrechnung des P-Bedarfs der Kulturen für die Düngung bei P-Überversorgung der Böden). Ebenfalls zu prüfen ist der Umbruch und die Neuansaat stark überversorgter Dauergraslandparzellen, damit der Phosphor, der sich in den obersten Zentimetern des Bodens angereichert hat, besser im Oberboden verteilt wird (Schärer 2003). Dabei muss jedoch eine sorgfältige Risikoabwägung vorgenommen werden und zusätzliche Erosion und Nitratauswaschung in der Umbruch- und Wiederetablierungsphase vermieden werden.

In den stark mit Phosphor belasteten Gebieten ist die hohe Dichte von Tieren auf kleiner Fläche die eigentliche Ursache der P-Überschüsse. Seit den 1960er Jahren wurde den Landwirtinnen und Landwirten dieser Regionen die innere Aufstockung aus Gründen der Wirtschaftlichkeit empfohlen. Nachdem sie dieser Empfehlung nachgekommen sind, zeigen sich nun die daraus resultierenden Umweltprobleme. Diese können kurzfristig mit technischen Massnahmen (Hofdüngeraufbereitung, Abnahmeverträge, usw.) angegangen werden. Solche Massnahmen betrachten wir jedoch nicht als nachhaltig; mittel- bis langfristig müssten die Tierzahlen reduziert werden. Mit der Förderung der inneren Aufstockung hat die Agrarpolitik Verantwortung übernommen und muss nun sozialverträgliche Alternativen entwickeln.

### **Fazit**

Insgesamt konstatieren wir eine positive Wirkung des ÖLN bezüglich der P-Verluste, auch wenn das Ziel einer 50 %-igen Reduktion nicht erreicht werden wird. Jährlich fällt ein nationaler P-Bilanzüberschuss von 6'000 t P an, obwohl die betrieblichen Nährstoffbilanzen eigentlich ausgeglichen sein sollten. Um diese Diskrepanz zu reduzieren und die P-Verluste aus der Landwirtschaft weiter zu vermindern, muss an den gegenwärtigen Anforderungen an die P-Bewirtschaftung im ÖLN festgehalten werden, die Anforderungen sind punktuell zu verschärfen, die Anstrengungen von Beratung und Kontrolle müssen intensiviert werden und in Problemgebieten muss der ÖLN durch wirksame Projekte nach Art. 62a GSchG verstärkt werden. Bei der Anwendung von zusätzlichen Massnahmen zur Erfüllung der bis heute noch nicht erreichten ökologischen Ziele besteht jedoch ein Zielkonflikt bezüglich der Wirtschaftlichkeit der landwirtschaftlichen Produktion. Über die heutigen Anforderungen des ÖLN hinausgehende Massnahmen sind deshalb bezüglich Kosteneffizienz zu prüfen und zu priorisieren.

## Evaluations- und Forschungsbedarf

### Evaluations- und Abklärungsbedarf

Es besteht wie oben beschrieben eine offensichtliche Diskrepanz zwischen der Tatsache, dass praktisch alle schweizerischen Landwirtschaftsbetriebe im Rahmen des ÖLN eine ausgeglichene P-Bilanz («Suisse-Bilanz») ausweisen müssen und dem Überschuss der nationalen P-Bilanz von mehreren tausend Tonnen Phosphor. Die Ursachen für diesen Widerspruch sollten abgeklärt werden. Einerseits ist die «Suisse-Bilanz» konzeptionell zu überprüfen, z. B. bezüglich der verschiedenen, kumulativ nutzbaren Toleranzen, und andererseits sollten für exemplarische Landwirtschaftsbetriebe mit unterschiedlicher Produktionsausrichtung Nährstoffbilanzen nach «Suisse-Bilanz» und klassischen Bilanzansätzen (z.B. Hoftorbilanz) gerechnet und die resultierenden Bilanzsaldi verglichen werden. Auf der Seite der nationalen P-Bilanz sollte der Fehlerbereich des Bilanzsaldos abgeschätzt werden, um das Ausmass der Abweichung von einer ausgeglichenen nationalen P-Bilanz zuverlässiger bewerten zu können. Aufgrund der Ergebnisse dieser methodischen Abklärungen könnte gegebenenfalls die «Suisse-Bilanz» optimiert werden oder es könnten alternative einzelbetriebliche Bilanzierungsansätze gewählt werden.

Die Evaluationsprojekte des Bundes laufen in ihrer jetzigen Form aus. Im Rahmen der Agrar-Umweltindikatoren (BLW 2002) wird die nationale P-Bilanz weiterhin nach der bisherigen sowie der OECD-Methode gerechnet und jährlich verfügbar sein. Das BUWAL wird die Messreihen der Nationalen Daueruntersuchung der schweizerischen Fließgewässer (NADUF) ebenfalls fortsetzen. Ein Indikator zum P-Gehalt der Seen auf der Grundlage bestehender nationaler und kantonaler Datenreihen ist vorgesehen. In Diskussion sind zudem Indikatoren zum Monitoring von Erosionsrisiko und P-Gehalt der landwirtschaftlichen Böden (Gaillard *et al.* 2003). Die FAL wird die Fallstudie Frienisberg (Kapitel 12) bis mindestens 2007 weiterführen, um eine Zeitreihe von Erosionskartierungen zu erstellen, die ausreichend lang ist, damit der Effekt von Bewirtschaftungsmassnahmen vom Einfluss der jährlichen Witterungsbedingungen unterschieden werden kann. Das Gebiet würde zudem als Referenzstandort für den möglicherweise zu entwickelnden Agrar-Umweltindikator zum Erosionsrisiko dienen. Im Fallstudiengebiet Lippenrütibach plant die FAL weitere gezielte Untersuchungen zur Dynamik von Phosphor in stark belasteten Regionen.

Es fehlen repräsentative Angaben zum Umfang und zur Bedeutung und zeitlichen Entwicklung von produktionstechnischen Massnahmen (z.B. Bodenbearbeitungssysteme, gedüngte Nährstoffmengen, Fruchtfolgen, Anteile von Ökofutter in der Tierhaltung) in der schweizerischen Landwirtschaft. Kenntnisse über die Entwicklung der Produktionstechnik sind unabdingbar für die Interpretation von Veränderungen der ökologischen Auswirkungen des Landwirtschaftssektors. Ein Teil dieser Angaben wird voraussichtlich im Rahmen des Projektes «Zentrale Auswertung einzelbetrieblicher Ökobilanzen» (Pfefferli *et al.* 2001) erhoben werden.

### Forschungsbedarf

Forschungsbedarf im Bereich ÖLN und landwirtschaftlichem Stickstoffhaushalt sehen wir in folgenden Bereichen:

- Aufgrund der hohen P-Vorräte in den landwirtschaftlich genutzten Böden in tierstarken Regionen ist absehbar, dass die P-Problematik in den Mittellandseen kurzfristig nicht gelöst werden kann. Im Rahmen von anwendungsorientierter Forschung wäre zu prüfen, welche Massnahmen zur Abreicherung der Böden oder zur Durchmischung der Oberböden getroffen werden können, ohne dass andere unerwünschte Umwelteffekte auftreten. Ebenfalls im Sinne einer vorübergehenden Symptombekämpfung sind effiziente Methoden der Hofdüngeraufbereitung, wenn möglich gekoppelt mit Energiegewinnung (Biogas), zu entwickeln. In Form der dabei entstehenden transportfähigen Düngerprodukte kann so ein Teil der in tierstarken Regionen anfallenden Nährstoffe weggeführt werden.



- Mittel- bis langfristig können die Probleme der stark belasteten Regionen jedoch nur nachhaltig gelöst werden, indem dort die Tierzahlen reduziert werden. Dafür müssen sozialverträgliche und wirtschaftlich tragbare Alternativen entwickelt werden, welche die Problematik im Rahmen der ländlichen Entwicklung angehen. Um solche Alternativen zu erarbeiten, sind interdisziplinäre Forschungsprojekte notwendig.
- Über die möglichen Auswirkungen des biologischen Landbaus auf den P-Kreislauf und die P-Verluste (Abschwemmung, Erosion) ist kaum etwas bekannt (Auerswald *et al.* 2003). Diese Zusammenhänge sollten im Vergleich zu anderen Anbausystemen erforscht werden.
- Konservierende Bodenbearbeitung ist zweifellos ein wertvoller Beitrag zur Minderung der Erosion. Es gibt aber nach wie vor ungelöste Probleme im Bereich der Unkrautbekämpfung und der Pflanzenkrankheiten (z.B. Fusarien), welche die Anwendbarkeit dieser Massnahmen einschränken. Entsprechende Forschungsanstrengungen können dazu beitragen, die Bedeutung dieser Einschränkungen abzuschätzen und konservierende Bodenbearbeitungssysteme zu optimieren.
- Eine Frage für die Grundlagenforschung resultiert aus der Beobachtung, dass sich die P-Dynamik im Lippenrütibach seit 2000 stark verändert hat (Lazzarotto *et al.* 2005). Die übliche Beziehung zwischen Abfluss und P-Konzentration bei Hochwässern existiert nicht mehr, dafür gibt es ausserordentlich hohe P-Konzentrationen bei Basisabfluss in der Vegetationsperiode. Ausserdem treten in dieser Periode neuerdings starke tägliche Schwankungen der P- und N-Konzentrationen auf. Diese Dynamik konnte auch in einem anderen Zufluss zum Sempachersee beobachtet, aber nicht hinreichend erklärt werden (Müller *et al.* 2003). Die Untersuchung dieses Phänomens könnte zu einem besseren Prozessverständnis der P-Verluste aus landwirtschaftlichen Böden, insbesondere bezüglich der Bedeutung von Einflussfaktoren wie Bodeneigenschaften (Bodentyp etc.), P-Gehalt des Bodens und P-Fractionen beitragen.

Somit gibt es zu Phosphor sowohl anwendungs- als auch grundlagenorientierten Forschungsbedarf. Darüber hinaus stellt sich – wie beim Stickstoff – die Frage nach der Optimierung des landwirtschaftlichen Betriebssystems bei Zielkonflikten. Zielkonflikte gibt es beispielsweise bei der reduzierten Bodenbearbeitung, die zwar positive Auswirkungen auf den Bodenschutz hat, jedoch zu verstärktem Krankheits- und Unkrautdruck führen kann. Ein anderes Beispiel ist die Gülleausbringung. Zur Verhinderung von P-Abschwemmung muss die Gülle bei trockener Witterung ausgebracht werden, während für die Reduktion der Ammoniak-Verluste feuchte Witterung und leichte Niederschläge besser wären. Bei der Lösung der P-Problematik muss der Tatsache Rechnung getragen werden, dass landwirtschaftliche Betriebe komplex sind und Massnahmen meist auf mehrere Bereiche wirken. Bei einer Abwägung von Vor- und Nachteilen brauchen die Betriebsleitenden Unterstützung im Umgang mit Zielkonflikten.

## Literatur

- Auerswald K., Kainz M. und Fiener P., 2003. Soil erosion potential of organic versus conventional farming evaluated by USLE modelling of cropping statistics for agricultural districts in Bavaria. *Soil Use and Management* 19, 305–311.
- BLW, 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme, Konzeptbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.
- BLW, 2002. Entwicklung von Agrar-Umweltindikatoren und Monitoring. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft. <http://www.blw.admin.ch/rubriken/00690/index.html?lang=de>
- BLW, 2004. Agrarbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.
- BLW/BUWAL, 1994. Wegleitung für den Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.
- Bundesblatt, 2002. Botschaft zur Weiterentwicklung der Agrarpolitik (Agrarpolitik 2007). Bundeskanzlei, BBL V (02.046), 4721–5010.

- Bundesrat, 1998a. Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft, Stand vom 30.12.2003. Bern, SR 910.13.
- Bundesrat, 1998b. Gewässerschutzverordnung. Bern, SR 814.201.
- Bundesrat, 1998c. Verordnung über Belastungen des Bodens. Bern, SR 814.12.
- Bundesversammlung, 1991. Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer. Bern, SR 814.20.
- Frossard E., Julien P., Neyroud J.-A., und Sinaj S., 2004. Phosphor in Böden, Düngern, Kulturen und Umwelt – Situation in der Schweiz. Schriftenreihe Umwelt Nr. 368. Bern, Bundesamt für Umwelt Wald und Landschaft.
- Gaillard G., Daniel O., Desaulles A., Flisch R., Herzog F., Hofer G., Jeanneret P., Nemecek T., Oberholzer H., Prasuhn V., Ramsauer M., Richner W., Schüpbach B., Spiess E., Vonarburg U.-P., Walter T. und Weisskopf P., 2003. Agrar-Umweltindikatoren: Machbarkeitsstudie für die Umsetzung in der Schweiz. Schriftenreihe der FAL 47.
- Hausheer J., Rogger C., Schaffner D., Keller L., Freyer B., Mulhauser G., Hilfiker J. und Zimmermann A., 1998. Ökologische und produktionstechnische Entwicklung landwirtschaftlicher Pilotbetriebe 1991 bis 1996 – Schlussbericht der Nationalen Projektgruppe Öko-Pilotbetriebe. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik (FAT), Tänikon. 170 S.
- Herzog F., Dreier S., Hofer G., Marfurt C., Schüpbach B., Spiess M. und Walter T., 2005. Effect of ecological compensation areas on floristic and breeding bird diversity in Swiss agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 108 (3), 189–204.
- Julien P., Niggli T. und Vorlet L., 2002. Beobachtungssperimeter ökologischer Massnahmen in der Landwirtschaft. Landwirtschaftliches Institut Grangeneuve und Amt für Umweltschutz des Kantons Fribourg.
- Kanton Luzern, 2002. Verordnung über die Verminderung der Phosphorbelastung des Mittellandseen durch die Landwirtschaft. <http://www.lawa.lu.ch/verordnung703a.pdf>
- Lazzarotto P., Prasuhn V., Butscher E., Crespi C., Flühler H. und Stamm C., 2005. Phosphorus export dynamics from two Swiss grassland catchments. *Journal of Hydrology* Vol. 304, 139–150.
- Müller B., Reinhardt M. und Gächter R., 2003. High temporal resolution monitoring of inorganic nitrogen load in drainage waters. *Journal of Environmental Monitoring* 5, 1–7.
- Persönliche Mitteilung, 2004. Thomas Anken, Agroscope FAT Tänikon, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik, Tänikon.
- Pfefferli S., Grar M., Nemecek T. und Gaillard G., 2001. Monitoring und Management der potenziellen Umweltwirkungen der Landwirtschaft. Machbarkeitsstudie zur zentralen Auswertung einzelbetrieblicher Ökobilanzen. Agroscope FAT Tänikon.
- Prasuhn V., Herzog F., Schärer M., Frossard E., Flühler H., Flury C. und Zraggen K., 2004. Stoffflüsse im Greifenseegebiet: Phosphor und Stickstoff. *Agrarforschung* 11 (10), 440–445.
- Schärer M., 2003. The influence of processes controlling phosphorus availability on phosphorus losses in grassland soils. Diss 15312 ETHZ. 140 S.
- Swiss No-Till, 2005. <http://www.no-till.ch>

## Abkürzungsverzeichnis

AB	Ackerbau
ABAG	Allgemeine Bodenabtragsgleichung
AWEL	Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft des Kt. Zürich
BFS	Bundesamt für Statistik
BLW	Bundesamt für Landwirtschaft
BTS	Besonders tierfreundliche Stallhaltungssysteme
BUWAL	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft
BWG	Bundesamt für Wasser und Geologie
CIPAIS	<b>Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere</b>
CIPEL	Commission internationale pour la protection des eaux du lac Léman contre la pollution
CO <sub>2</sub>	Kohlendioxid
dF	Düngbare Fläche
DGVE	Düngegrossvieheinheiten
DZV	Direktzahlungsverordnung
EAWAG	Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz
ETHZ	Eidg. Technische Hochschule Zürich
EXTENSO	Extensiver Anbau von Getreide und Raps
EZG	Einzugsgebiet
FIV	Fremd- und Inhaltsstoffverordnung
GRUDAF	Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau
GSA	Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kt. Bern
GSchG	Gewässerschutzgesetz
GSchV	Gewässerschutzverordnung
GVE	Grossvieheinheit
IBK	Internationale Bodenseekonferenz
IGKB	Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee
IP	Integrierte Produktion
ITÖ	Institut für terrestrische Ökologie
LBL	Landwirtschaftliche Beratungszentrale Lindau
LN	Landwirtschaftliche Nutzfläche
N <sub>2</sub> O	Lachgas
NADUF	Nationale Daueruntersuchung der schweizerischen Fliessgewässer
NAQUA	Nationales Netz zur Qualitätsbeobachtung des Grundwassers
NH <sub>3</sub>	Ammoniak
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitrat
OECD	Organisation for economic co-operation and development
ÖLN	Ökologischer Leistungsnachweis
OSPAR	Kommission zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Ortho-Phosphat
RAUS	Regelmässiger Auslauf im Freien
SBV	Schweizerischen Bauernverband
SHL	Schweizerische Hochschule für Landwirtschaft
VBBo	Verordnung über die Belastung des Bodens
WSL	Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft



# Publikationsverzeichnis

## Ausgewählte Publikationen 1998–2005

### 2005

- Lazzarotto P., Prasuhn V., Butscher E., Crespi C., Flühler H. und Stamm C., 2005. Phosphorus export dynamics from two Swiss grassland catchments. *Journal of Hydrology* 304, 139–150.
- Lazzarotto P., Stamm C., Prasuhn V., Flühler H., 2005: A parsimonious soil-type based rainfall-runoff model simultaneously tested in four small agricultural catchments. *Journal of Hydrology* (in press)
- Lazzarotto P., 2005. Modeling phosphorus runoff at the catchment scale. Diss 15857 ETHZ. 166 S.

### 2004

- Prasuhn V., 2004. Mapping of actual soil erosion in Switzerland. Eurosoil 2004, Freiburg/Breisgau, Full Paper, 10 S., Homepage Eurosoil:  
[http://kuk.uni-freiburg.de/hosted/eurosoil2004/full\\_papers/id259\\_Prasuhn\\_full.pdf](http://kuk.uni-freiburg.de/hosted/eurosoil2004/full_papers/id259_Prasuhn_full.pdf)
- Prasuhn V., 2004. Kartierung aktueller Erosionsschäden im Berner Mittelland. *Bulletin BGS* 27, 79–84.
- Prasuhn V. und Weisskopf P., 2004. Current approaches and methods to measure, monitor and model agricultural soil erosion in Switzerland. In: Francaviglia (Hrsg.), *Agricultural Impacts on Soil Erosion and Soil Biodiversity: Developing Indicators for Policy Analysis*. Proceedings from an OECD Expert Meeting – Rome, Italy, March 2003. 217–228.
- Prasuhn V., Herzog F., Schärer M., Frossard E., Flühler H., Flury C. und Zraggen K., 2004. Stoffflüsse im Greifenseegebiet: Phosphor und Stickstoff. *Agrarforschung* 11(10), 440–445.
- Spiess E., 2004. Ökomassnahmen und Nitratgehalt des Grundwassers. *Agrarforschung* 11(6), 246–251.

### 2003

- Prasuhn V., 2003. Zunahme der Bodenerosion von Ackerflächen im Winterhalbjahr? *Mitt. DBG* 102, 789–790.

### 2002

- Herzog F., Cornaz S., Grünig K., Lazzarotto P., Liechti P. Muralt R., Mani R., Prasuhn V., Spiess E. und Stauffer W., 2002. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme – Bereich Stickstoff und Phosphor. Fünfter Zwischenbericht. Zürich, Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau. <http://www.sar.admin.ch/scripts/get.pl?fal+fcevalu/evalud.html+0+40>

### 2001

- Aschwanden N., Grünig K., Herzog F., Lazzarotto P., Prasuhn V., Spiess E., Stauffer W., Wüthrich C., Braun M., Cornaz S. und Liechti P., 2001. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme – Bereich Stickstoff und Phosphor. Vierter Zwischenbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.
- Braun M., Aschwanden N. und Wüthrich-Steiner C., 2001. Evaluation Ökomassnahmen: Abschwemmung von Phosphor. *Agrarforschung* 8, 36–41.
- Braun M., Wüthrich-Steiner C, Aschwanden N. und Denoth F., 2001. Wirkungskontrolle der Öko-Massnahmen in der Landwirtschaft: Phosphorbelastung der Oberflächengewässer durch Abschwemmung. *Statistik der Schweiz, Reihe 7: Land- und Forstwirtschaft*, Bundesamt für Statistik, Neuchâtel, 132 S.
- Grünig K. und Prasuhn V., 2001. Evaluation Ökomassnahmen: Phosphorverluste durch Bodenerosion. *Agrarforschung* 8, 30–35.
- Prasuhn V., 2001. Bodenerosionsformen und -schäden. Diaserie 15 der Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich-Reckenholz.
- Prasuhn V. und Grünig K., 2001. Evaluation der Ökomassnahmen – Phosphorbelastung der Oberflächengewässer durch Bodenerosion. *Schriftenreihe der FAL* 37, Zürich-Reckenholz, 152 S.
- Spiess E., 2001. Phosphorbilanz der Schweiz 1999. In: *Agrarbericht 2001*, BLW, Bern.

## 2000

- Aschwanden N., Braun M., Grünig K., Prasuhn V., Spiess E., Stauffer W., Wüthrich C., Braun M., Cornaz S., Liechti P. (2000) Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme – Bereich Stickstoff und Phosphor. Dritter Zwischenbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.
- Grünig K., 2000. Bodenerosion. Ein ökologisches Problem will gelöst werden. Schweizer Bauer, Dossier vom 16.12.00, S. 17.
- Grünig K. und Prasuhn V., 2000. Bodenerosion. Was war vor zehn Jahren anders als heute? Schweizer Bauer, Dossier vom 16.12.00, S. 19.
- Prasuhn V. und Grünig K., 2000. Bodenerosion. Mulch- und Direktsaat schützen gut. Schweizer Bauer, Dossier vom 16.12.00, S. 21.
- Prasuhn V. und Grünig K., 2000. Wirkung der Ökomassnahmen in der Schweiz auf die Gewässerbelastung durch Bodenerosion. Mitt. Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft (DBG) 92, 97–100.
- Spiess E., 2000. Nährstoffbilanz der schweizerischen Landwirtschaft im Vergleich mit anderen europäischen Ländern. In: Bundesamt für Statistik (Hrsg.), Einblicke in die schweizerische Landwirtschaft – Ausgabe 1999, Neuchâtel. 50–55.
- Spiess E., 2000. Nutrient balances of Swiss agriculture between 1975 and 1995. In: Sapek A. (Hrsg.), Scientific basis to mitigate the nutrient dispersion into the environment. Raszyn, IMUZ – Institute for Land Reclamation and Grassland Farming. 25–35.

## 1999

- BLW (Hrsg.), 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme. Zweiter Zwischenbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.
- Spiess E. und Besson J.-M., 1999. Bilan de l'azote et du phosphore dans l'agriculture suisse de 1975 à 1995. Revue suisse d'Agriculture 31, 291–295.
- Spiess E., 1999. Nährstoffbilanz der schweizerischen Landwirtschaft für die Jahre 1975 bis 1995. Schriftenreihe der FAL 28. 46 S.
- Spiess E., 1999. Stickstoff- und Phosphorbilanz der Schweizer Landwirtschaft. Agrarforschung 6, 261–264.

## 1998

- BLW (Hrsg.), 1998. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme. Erster Zwischenbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.
- Braun M., Wüthrich-Steiner C., Spiess E., Stauffer W. und Prasuhn V., 1998. Wirkungskontrolle der Öko-Massnahmen im Gewässerschutz. Agrarforschung 5, 129–132.



## Schriftenreihe der FAL Les cahiers de la FAL

22–37	siehe im Internet unter <a href="http://www.reckenholz.ch">www.reckenholz.ch</a> >Publikationen >Schriftenreihe der FAL voir à l'internet sous <a href="http://www.reckenholz.ch">www.reckenholz.ch</a> >Publications >Les cahiers de la FAL		
38	Ökobilanzen – Beitrag zu einer nachhaltigen Landwirtschaft Bilans écologiques: Contribution à une agriculture durable 2002 FAL-Tagung vom 18. Januar 2002 / Journée FAL du 18 janvier 2002	D/F	CHF 30.–
39	Artenreiche Wiesen Prairies à haute diversité biologique 2002 <i>Thomas Walter et al.</i>	D	CHF 30.–
40	Ausmass und mögliche Auswirkungen der Abdrift von Pflanzenschutzmitteln auf ökologische Ausgleichsflächen Dimension et possible effets de la dérive des produits phytosanitaires sur des surfaces de compensation écologiques 2002 <i>Rudolf Büchi und Franz Bigler</i>	D	CHF 20.–
41	Bodengefüge – Ansprechen und Beurteilen mit visuellen Mitteln Structure du sol – classification et évaluation visuelle 2002 <i>Jakob Nievergelt, Milan Petrusek und Peter Weisskopf</i>	D	CHF 40.–
42	Biogene VOC und Aerosole – Bedeutung der biogenen flüchtigen organischen Verbindungen für die Aerosolbildung COV biogènes et aérosols – Les composés organiques volatils biogènes et leur contribution aux aérosols 2002 <i>Christoph Spirig und Albrecht Neftel</i>	D	CHF 20.–
43	Stickstoff in Landwirtschaft und Umwelt – Probleme, Lösungswege und Perspektiven im internationalen, nationalen und lokalen Umfeld L'azote dans l'agriculture et l'environnement – Problèmes, voies de solution et perspectives à l'échelon international, national et local 2003 FAL-Tagung vom 24. Januar 2003 / Journée FAL du 24 janvier 2003	D	CHF 30.–
44	Carbon stocks and carbon sequestration potentials in agricultural soils in Switzerland 2003 <i>Jens Leifeld, Seraina Bassin and Jürg Fuhrer</i>	E	CHF 30.–
45	Forschung für den biologischen Landbau Recherche en agriculture biologique 2003 <i>Beat Boller et al.</i>	D/F	CHF 30.–
46	Von der Kontrollstation zum Nationalen Zentrum für Agrarökologie Zur Geschichte der landwirtschaftlichen Forschungsanstalt Zürich-Reckenholz 1878–2003 2003 <i>Josef Lehmann</i>	D	CHF 30.–
47	Agrar-Umweltindikatoren – Machbarkeitsstudie für die Umsetzung in der Schweiz Indicateurs agro-environnementaux – Etude de faisabilité pour la réalisation en Suisse 2003 <i>Gérard Gaillard et al.</i>	D	CHF 30.–
48	Risikoabschätzung zur landwirtschaftlichen Abfalldüngerverwertung Estimation des risques liés à l'utilisation agricole des engrais de recyclage 2003 <i>Ulrich Herter, Thomas Kupper und David Külling</i>	D	CHF 25.–
49	Forschung für die Agrarlandschaft Recherche pour les paysages agricoles 2004 FAL-Tagung vom 23. Januar 2004 / Journée FAL du 23 janvier 2004	D/E/F	CHF 30.–
50	La structure du sol – observer et évaluer Bodengefüge – Ansprechen und Beurteilen mit visuellen Mitteln 2004 <i>Gerhard Hasinger, Jakob Nievergelt, Milan Petrusek und Peter Weisskopf</i>	F	CHF 45.–
51	Umweltmonitoring gentechnisch veränderter Pflanzen in der Schweiz Monitoring environnemental en Suisse de plantes génétiquement modifiées 2004 <i>Olivier Sanvido, Franz Bigler, Franco Widmer, Michael Winzeler</i>	D	CHF 30.–
52	Integrierter und biologischer Anbau im Vergleich – Anbausystemversuch Burgrain Productions intégrée et biologique en comparaison – l'essai des systèmes de production au Burgrain 2004 <i>Urs Zihlmann et al.</i>	D	CHF 30.–
53	Ökobilanzierung des Landwirtschaftsbetriebs Bilan écologique de l'exploitation agricole 2004 <i>Dominique Rossier, Gérard Gaillard</i>	D	CHF 30.–
54	Schwermetallbilanzen von Landwirtschaftsparzellen der nationalen Bodenbeobachtung Bilans des métaux lourds sur les parcelles agricoles du réseau national d'observation des sols en Suisse 2005 <i>Armin Keller, Nicolas Rossier und André Desaules</i>	D	CHF 30.–
55	Koexistenz verschiedener landwirtschaftlicher Anbausysteme mit und ohne Gentechnik – Konzept Concept de coexistence d'une agriculture avec et sans OGM en Suisse 2005 <i>Olivier Sanvido et al.</i>	D	CHF 30.–
56	Evaluation der Ökomassnahmen – Bereich Biodiversität Evaluation des mesures écologiques – Domaine biodiversité 2005 <i>Felix Herzog, Thomas Walter</i>	D/F	CHF 40.–