



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.

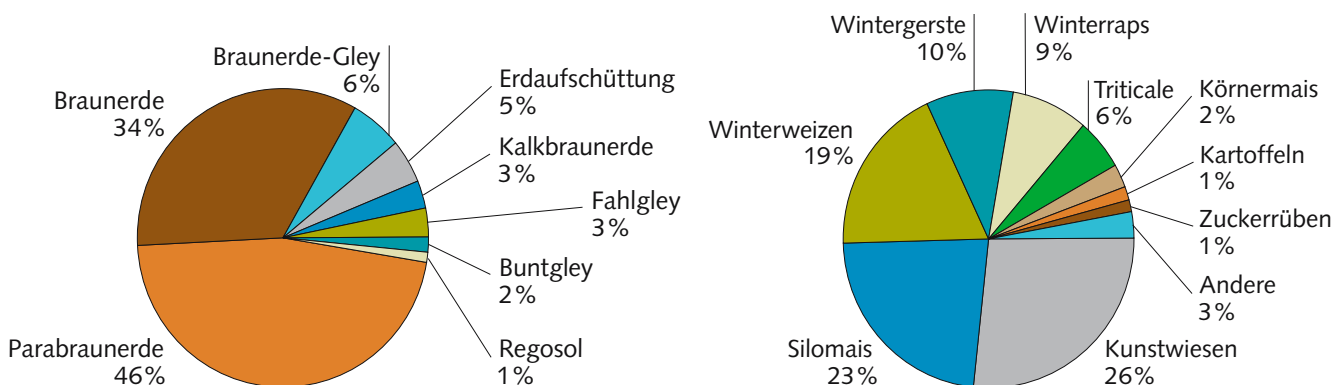
Abbildung 2 gibt Auskunft über die Böden und Kulturen der Ackerflächen des Einzugsgebietes während des Zeitraums 1998 bis 2003. Es dominieren Braunerde (Cambisols) und Parabraunerden (Luvisols). Nur ein kleiner Teil der Böden (< 4 %) wird künstlich entwässert.

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 Grasländsystemen, 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-

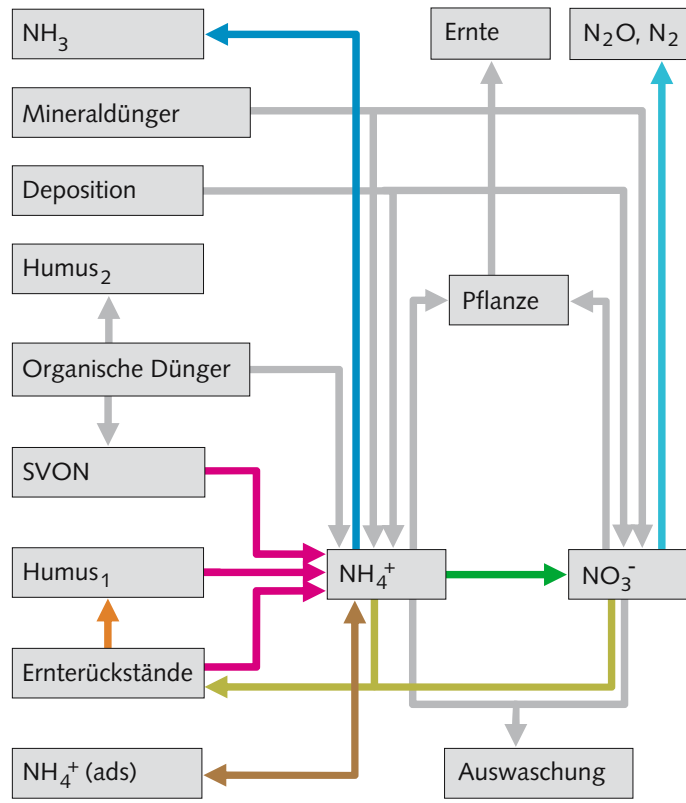


Abbildung 3: Schema des Stickstoffzyklus in LEACHMN (leicht modifizierte Version). SVON: Schnell verfügbarer organischer Stickstoff.

- 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

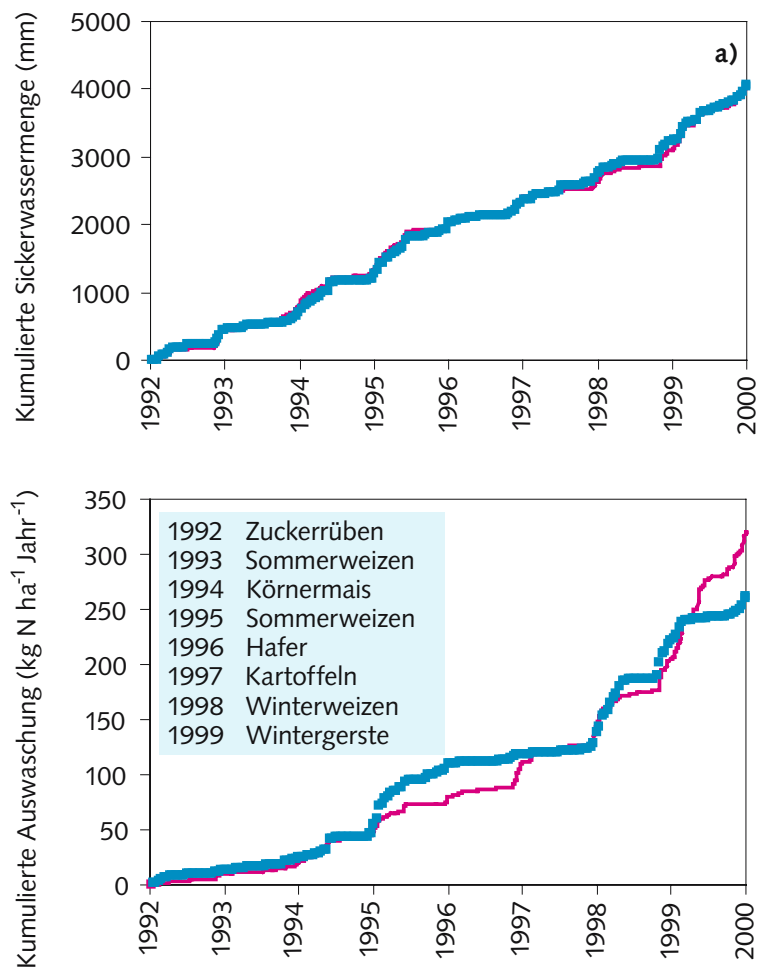
Der Lysimeter Nr. 8 wurde für die Eichung gewählt, weil seine Verläufe von Sickerwasserbildung und Nitratauswaschung als repräsentativ angesehen wurden. Diese beiden Parameter wurden für den Zeitraum 1992 bis 1999 simuliert (Abbildung 4). Die Merkmale der Sickerwasserbildung werden vom Modell sehr gut 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.

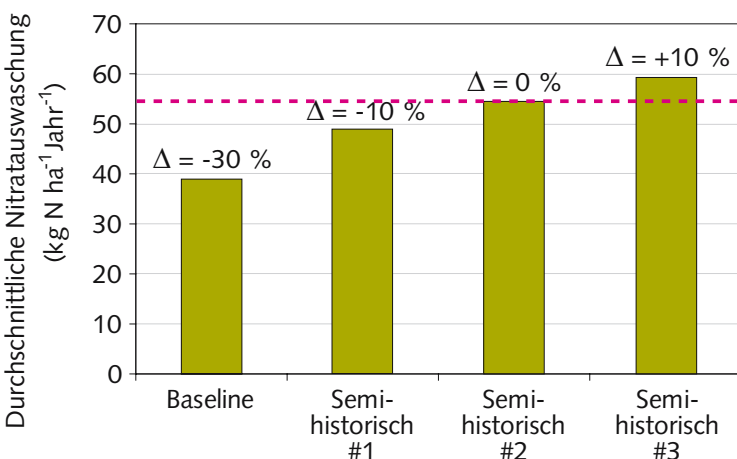
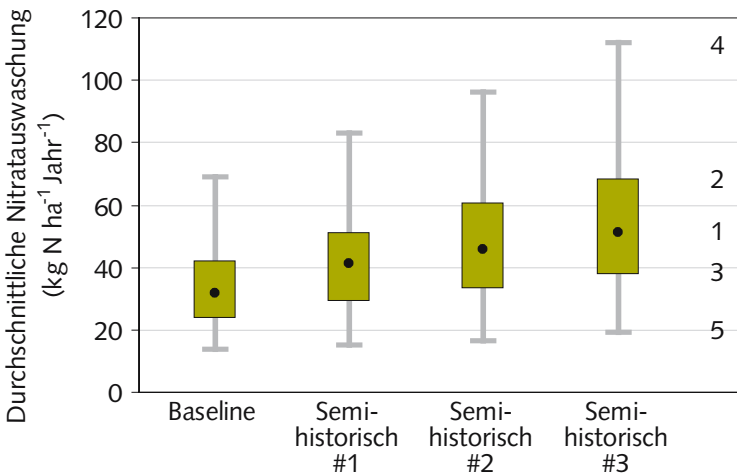
Abbildung 5 zeigt die Häufigkeitsverteilung der mit Hilfe verschiedener Szenarien auf Parzellenebene simulierten jährlichen Nitratauswaschung. In «Baseline» variierte die Auswaschung zwischen 10 und 160 kg N pro ha und Jahr. Bei den meisten Parzellen lag der Wert allerdings zwischen 15 und 70 kg N pro 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 verschiedener Szenarien auf Parzellenebene simulierten jährlichen Nitratauswaschung (Mittelwerte). (1: Medianwert; 2 und 3: oberes und unteres Quartil; 4 und 5: Maximal- bzw. Minimalwerte).



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

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.

## 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.

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 Nitrat-

gehaltes 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.

**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 (+21)</b>	<b>299,6 (+20)</b>	<b>295,1 (+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 (+14)</b>	<b>286,2 (+15)</b>	<b>287,1 (+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.