

# Umwelt

## Stickstoff-Bilanz von Mähwiesen mit und ohne Düngung

Christof Ammann, Albrecht Neftel, Christoph Spirig, Jens Leifeld und Jürg Fuhrer, Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, CH-8046 Zürich  
Auskünfte: E-Mail: christof.ammann@art.admin.ch, Tel. +41 44 377 75 03

### Zusammenfassung

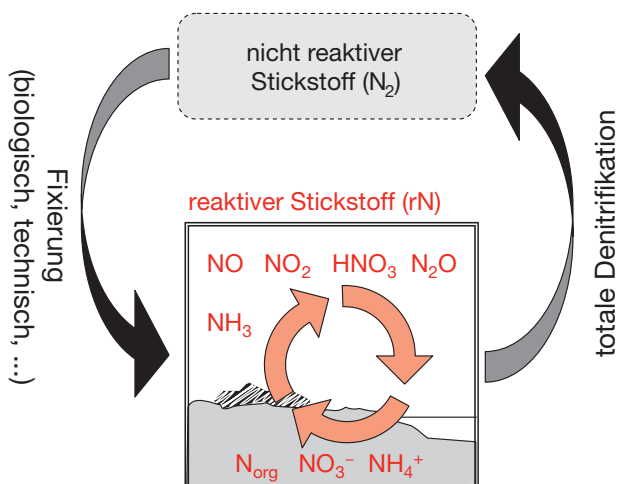
In dem als «Kyoto-Wiese» bekannten Versuch bei Oensingen wird neben dem Kohlenstoff-Haushalt seit 2006 auch der gesamte Stickstoff-Haushalt einer gedüngten und einer ungedüngten Mähwiese untersucht, welche 2001 von Ackerland umgewandelt wurde. Dabei wird der Ein- und Austrag von Stickstoff in den verschiedenen möglichen Formen gemessen. Obwohl der Stickstoffeintrag in die ungedüngte Wiese viel geringer war, reduzierte sich der Ernteertrag nur um neun Prozent. Die Berechnung der gesamten Stickstoff-Bilanz der beiden Felder für zwei Jahre ergab für die gedüngte Wiese eine Anreicherung, für die ungedüngte Wiese hingegen tendenziell einen Verlust an Stickstoff, welcher Veränderungen in der organischen Bodensubstanz zugeschrieben wurde. Ein analoges Verhalten wurde auch für die Kohlenstoff-Bilanz beobachtet. Damit wirkt zwar die gedüngte Wiese als Senke für Treibhausgase – im Gegensatz zur ungedüngten Wiese – aber gleichzeitig auch als stärkere Quelle von umweltrelevanten Stickstoff-Verbindungen wie Ammoniak und Stickstoffmonoxid.

aktiver Stickstoff (rN) zugeführt (Kasten und Abb. 1). Dies hat zu einer deutlichen Steigerung des N-Umsatzes in allen Ökosystemen der Welt geführt, und damit auch zu einer Verstärkung verschiedener Umweltprobleme (Fuhrer 2003). Im hypothetischen Gleichgewichtszustand wird die Neubildung von rN durch Denitrifikation ausgeglichen, durch welche rN wieder in nicht-reaktives  $N_2$  umgewandelt wird. In Wirklichkeit befinden sich heute die meisten Ökosysteme aber im Ungleichgewicht, was mit einer langfristigen Änderung ihres gespeicherten organischen Stickstoff- und Kohlenstoffvorrates einhergeht. Als

Stickstoff (N) ist ein essentieller Nährstoff für alle bewirtschafteten und natürlichen Ökosysteme. Er beeinflusst das Pflanzenwachstum und den Umsatz von Kohlenstoff (C) im System. Die Verfügbarkeit von N als Nährstoff hängt von seiner chemischen Form ab sowie von der Zufuhr ins Ökosystem und den Verlusten an die Umwelt. In diesem Kreislauf spielt der Einfluss der Bewirtschaftung eine entscheidende Rolle: Um den zunehmenden Bedarf an Nahrungs- und Futtermitteln sowie zunehmend

auch Energiepflanzen zu decken, wird dem N-Kreislauf durch die technische und biologische Fixierung aus molekularem Luftstickstoff ( $N_2$ ) immer mehr <re-

Abb. 1. Vereinfachtes Schema des globalen Stickstoff-Kreislaufes mit Bildung, Zirkulation und Abbau von reaktivem Stickstoff.



### Stickstoff-Kreislauf

Der für die biologische Produktion auf der Erde notwendige Stickstoff wird ursprünglich durch Fixierung bereitgestellt, das heisst durch die Umwandlung von molekularem Stickstoff ( $N_2$ ) aus der Atmosphäre in <reaktiven> Stickstoff (rN) in verschiedenen Formen: organische ( $N_{org}$ ), mineralische ( $N_{min}$ ) bestehend vor allem aus  $NH_4^+$  und  $NO_3^-$ , und gasförmige Verbindungen, vor allem  $NH_3$ ,  $NO$ ,  $NO_2$  und  $HNO_3$ . Reaktive Stickstoff-Verbindungen können von Lebewesen leicht in andere Formen umgewandelt und als Nährstoffe genutzt werden.

Ein Stickstoffatom kann zwischen verschiedenen rN-Formen zirkulieren und mehrfach zwischen Biosphäre und Atmosphäre ausgetauscht werden, bevor es schliesslich durch Denitrifikation wieder in  $N_2$  umgewandelt wird.

Durch den Menschen wurde die N-Fixierung in den letzten 150 Jahren mehr als verdoppelt (Galloway *et al.* 2003). Neben einer Erhöhung der biologischen Fixierung durch kultivierte Leguminosen wird eine grosse Menge N bei der industriellen Produktion von Kunstdünger (Haber-Bosch-Verfahren) und bei Verbrennungsprozessen durch die Bildung von Stickoxiden fixiert.

Die anthropogene Erhöhung der Stickstoff-Fixierung hat einerseits zu einer Anreicherung von rN in vielen Ökosystemen und andererseits zu einer Intensivierung des gesamten rN-Kreislaufs mit erhöhten Konzentrationen in der Atmosphäre geführt (EKL 2005). Dies hat viele Umweltprobleme zur Folge, unter anderem Eutrophierung und Versauerung von naturnahen Ökosystemen sowie verstärkte Ozon- und Feinstaubbildung oder erhöhte Treibhausgasemissionen (Lachgas  $N_2O$ ).

Beitrag zur Vermeidung des anthropogenen Treibhauseffekts wird im Zusammenhang mit dem Kyoto-Protokoll zur UNO-Klimakonvention (UNFCCC) diskutiert, dass eine Zunahme der Speicherung von C im Boden den Anstieg der CO<sub>2</sub>-Konzentration in der Atmosphäre bremsen könnte (Leifeld *et al.* 2003). Da aber die organische Substanz in einem Boden ein einigermaßen konstantes charakteristisches C/N Verhältnis aufweist, ist zu erwarten, dass eine Erhöhung des C-Speichers auch mit einer Anreicherung von N einhergehen muss.

Bisher wurde der N-Umsatz in landwirtschaftlichen Ökosystemen meist nur partiell und unter bestimmten Blickwinkeln untersucht, zum Beispiel mit Fokus auf Dünger-Effizienz, Nitratauswaschung, Luftverschmutzung oder Treibhausgas-Emission. Der komplette N-Haushalt mit allen agronomisch wichtigen und umweltrelevanten Flüssen wurde bis jetzt unter Feldbedingungen kaum gemessen. Genau dies ist aber die Zielsetzung des EU-Projekts «NitroEurope» ([www.nitroeuropa.eu](http://www.nitroeuropa.eu)), das 2006 gestartet wurde. Es umfasst unter anderem ein europaweites Netz von Messstationen in verschiedenen Ökosystemen, die möglichst alle N-Einträge und -Verluste sowie ihre Verbindung mit dem C-Haushalt erfassen sollen. Die Schweiz ist in diesem Messnetz mit einem Feldexperiment am Standort Oensingen vertreten, einem von nur sehr wenigen Grasland-Standorten. In diesem als «Kyoto-Wiese» bekannten Versuch wurde seit 2002 im Rahmen der EU-Projekte «GreenGrass» und «CarboEurope» der C-Haushalt von zwei bewirtschafteten Mähwiesen untersucht (Neftel *et al.* 2005; Ammann *et al.* 2007). Das breit angelegte Messprogramm auf den beiden Flächen ermöglichte es, den gesamten N- und C-Haushalt



einer gedüngten und einer ungedüngten Wiese während mehrerer Jahre quantitativ zu verfolgen. Im Vordergrund stand die Frage: Wie verhalten sich die C- und N-Bilanzen von intensiv und extensiv bewirtschafteten Wiesen, welche auf einer ackerbaulichen Fruchtfolgefläche angesät wurden?

### Feldversuch in Oensingen

Der Feldversuch wurde auf einem Schlag nahe Oensingen mit mittel-tonigem Lehmboden angelegt, der bis zum Jahr 2000 als Acker/Kunstwiese-Rotation mit konventioneller Düngung bewirtschaftet worden war. Der gesamte Schlag von 1,5 ha wurde in zwei gleich grosse Felder aufgeteilt, die zu diesem Zeitpunkt einen nahezu identischen Gehalt an organischer Bodensubstanz von 28 bis 29 g C pro kg in den obersten 30 cm aufwiesen. Im Frühling 2001 wurden sie zur permanenten Grasland-Nutzung eingesät, das eine Feld für eine intensive Bewirtschaftung mit der Gras-Weissklee Standardmischung SM 444, das zweite Feld für eine extensive Bewirtschaftung mit der Fromentalwiesenmischung SM 450

(Abb. 2). Die intensive Bewirtschaftung umfasste normalerweise vier Schnitte pro Jahr sowie Düngergaben (Vollgülle mittels Prallteller oder Kunstdünger) vor jedem Aufwuchs. Das extensiv bewirtschaftete Feld erhielt keine Düngung und wurde dreimal pro Jahr geschnitten.

Neben den Untersuchungen zum C-Haushalt (Neftel *et al.* 2005; Ammann *et al.* 2007) wurden ab 2006 auch alle relevanten Ein- und Austräge von N-Verbindungen auf den beiden Mähwiesen gemessen. Wiesen können Stickstoff in vielen verschiedenen Formen aufnehmen und abgeben (Abb. 3), die chemisch sehr unterschiedliche Eigenschaften haben. Um die Frachten dieser Verbindungen zu quantifizieren, wurde eine ganze Reihe von Messmethoden eingesetzt. Eine Übersicht dazu liefert Tabelle 1.

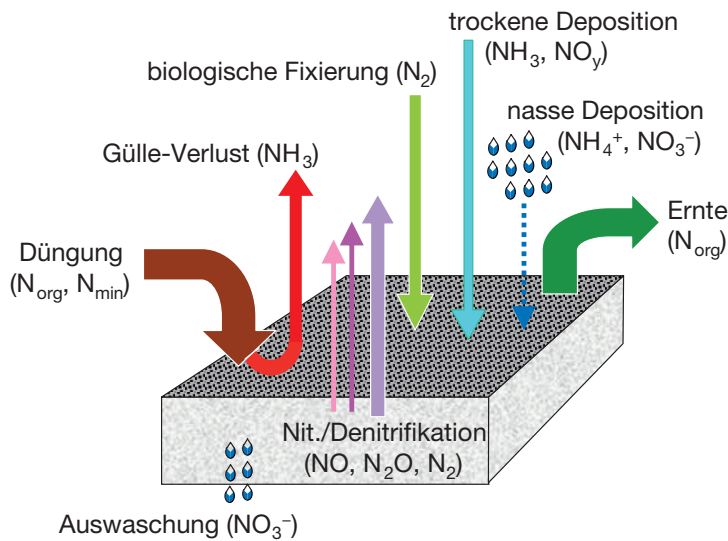
### Ergebnisse zum Stickstoff-Haushalt

Die Messergebnisse der N-Austauschraten für die beiden Versuchsfelder sind in Abbildung 5 als gemittelte Jahreswerte zusammengefasst. Für das inten-

**Abb. 2.** Die extensiv bewirtschaftete Wiese (links) enthält viel gelbblühenden Hornklee, die intensiv bewirtschaftete Wiese (rechts) viel Weissklee. (Foto: Markus Jocher, Agroscope ART)



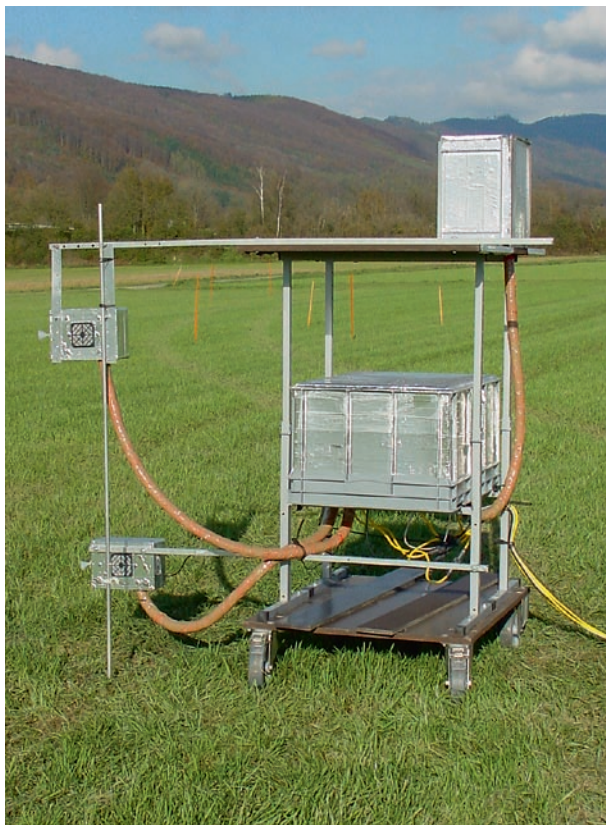
Abb. 3. Formen des Stickstoff-Eintrags oder -Verlustes bei einem Agrarökosystem, ohne Berücksichtigung von Erosionsverlust.



siv bewirtschaftete Feld stellen die Güllegaben den weitaus grössten N-Eintrag dar, gefolgt vom Eintrag durch Kunstdünger, der biologischen Fixierung sowie der atmosphärischen Deposition in trockener und nasser Form. Der grösste N-Entzug erfolgt durch die Ernte gefolgt von der Emission von  $N_2$  durch Denitrifikation und der Emission von Ammoniak ( $NH_3$ ) nach Gülleausbringung. Im extensiv bewirt-

schafften Feld ist der N-Eintrag infolge fehlender Düngung viel geringer. Den Hauptanteil liefert die biologische Fixierung, ergänzt durch die für beide Felder gleiche atmosphärische Deposition. Insgesamt überwiegt hier der N-Austrag, der ebenfalls durch den Ernteentzug dominiert wird, den Eintrag leicht. Die Verluste durch  $NO$ - und  $N_2O$ -Emission sind beim gedüngten Feld deutlich grösser als beim ungedüngten. Obwohl der quantitative Einfluss auf das N-Budget bei beiden Feldern sehr gering ist, sind diese Emissionen wegen ihrer negativen Wirkung auf die Umwelt trotzdem von erheblicher Bedeutung (Führer 2003; Flechard *et al.* 2005).

Abb. 4. Gradientsystem «FlaiRRmonia» mit Konzentrationsmessungen auf zwei Höhen zur Bestimmung des Ammoniak-Austauschs auf der gedüngten Wiese in Oensingen. (Foto: Markus Jocher, Agroscope ART)



Wenn alle gemessenen Stickstoff-Einträge und Verluste eines Versuchsfeldes aufgerechnet werden, so ergibt sich die Gesamt-N-Bilanz für dieses Feld:

$$N\text{-Bilanz} = \sum(N\text{-Einträge}) - \sum(N\text{-Verluste})$$

Das Ergebnis der N-Bilanz entspricht aus Gründen der Massenerhaltung der Änderung des Stickstoffvorrats im Ökosystem, welcher hauptsächlich in der organischen Bodensubstanz lokalisiert ist. Dementsprechend wurde in der gedüngten Wiese während der Messperiode N angereichert,

während die ungedüngte Wiese netto einen N-Verlust aufwies. Es muss allerdings berücksichtigt werden, dass die Unsicherheiten respektive Fehler der Bilanzrechnungen beträchtlich sind (siehe unten). Sie resultieren aus der Kombination der Fehler aller gemessenen Einzel-Flüsse.

Trotz vollständig fehlendem Düngereintrag seit der Einsaat 2001 hat die extensiv bewirtschaftete Wiese über mehrere Jahre eine hohe Produktivität beibehalten. Relativ zur gedüngten Wiese betrug der Trockensubstanzertrag 91 Prozent und der Entzug von N durch die Ernte 70 Prozent (Ammann *et al.* 2007). Dazu war gemäss Budget in Abbildung 5 ein Abbau organischer Bodensubstanz notwendig, durch den sowohl C als auch N freigesetzt, das heisst mineralisiert wurden. Während mineralisierter Kohlenstoff grösstenteils in Form von  $CO_2$  in die Atmosphäre entweicht, wird der Stickstoff durch die Mineralisierung in pflanzenverfügbare Verbindungen umgewandelt. Dies zeigt, dass bei Verwendung geeigneter Gras-Klee-Mischungen und entsprechender Vorgeschichte eines Feldes auch ohne Düngung und damit geringen N-Verluste an die Umwelt über längere Zeit ein hoher Ertrag möglich ist.

### Zusammenhang zwischen C- und N-Bilanz

Neben der N-Bilanz wurde auch die C-Bilanz der beiden Felder im Detail untersucht, um die Quellen-/Senkenwirkung auf das Treibhausgas  $CO_2$  zu bestimmen. Wie in Neftel *et al.* (2005) gezeigt wurde, nimmt die gedüngte Wiese über die  $CO_2$ -Assimilation und organische Düngung netto C auf, während die ungedüngte Wiese tendenziell C verliert. Für den hier untersuchten Zeitraum 2006 bis 2007 ergeben sich wiederum sehr ähnliche Werte für die C-Bilanz (Abb. 6). Das bedeutet, dass die beiden Felder ein analo-

**Tab. 1. Verwendete Messmethoden für verschiedene Formen des Stickstoff-Eintrags und -Austrags** (Details zu den Messungen sind in den angegebenen Referenzen oder bei Ammann *et al.* 2009 enthalten)

	Messmethoden (mit Referenzen)	Zeitauflösung der Messung
Gülle	Analyse von Proben	bei jeder Applikation
biologische Fixierung	<sup>15</sup> N Isotopen-Analyse und Bestimmung des Klee-Anteils	zweimal pro Jahr
trockene Deposition	Berechnung aus Konzentrationsmessung und mittlerer Depositionsgeschwindigkeit	Jahresmittel
nasse Deposition	Regensammler, Regenwasseranalyse	Jahresmittel
NH <sub>3</sub> -Emission	Gradientmessung (Abb. 4; Spirig <i>et al.</i> 2009)	halbstündlich
NO-Emission	dynamische Kammern (Pape <i>et al.</i> 2009)	stündlich
N <sub>2</sub> O-Emission	statische Kammern (Flechard <i>et al.</i> 2005)	stündlich
N <sub>2</sub> -Emission / Denitrifikation	Inkubation von Bodenproben im Labor (Felber 2009)	mehrmals pro Jahr
Nitrat-Auswaschung	Saugkerzen (in 50 cm Tiefe)	mehrmals pro Jahr
Ernteentzug	Erntewägung und Analyse von Proben	bei jeder Ernte

ges Verhalten bezüglich N und C zeigen: Die gedüngte Wiese bildet nach Umwandlung von der Ackerrotation für beide Elemente eine «Senke», während die extensive Wiese tendenziell für beide «Quelle» darstellt. Das beobachtete Verhältnis zwischen C- und N-Bilanz ist in etwa vergleichbar mit dem mittleren C/N-Verhältnis in der organischen Bodensubstanz (etwa 10:1, Ammann *et al.* 2009), was durch die Wahl der beiden Achsenskalierungen in Abbildung 6 veranschaulicht wird. Es liegt auch in der gleichen Größenordnung wie das mittlere Verhältnis zwischen der Sequestrierung, das heisst der langfristigen stabilen Bindung, von C und N in anderen Feldexperimenten mit unterschiedlichen Weidesystemen, wie sie von Conant *et al.* (2005) zusammengestellt wurden. Es zeigt sich also, dass die Speicherung von C und N in Wiesen in direkter Verbindung stehen, was zu einem Zielkonflikt bei Verminderungsstrategien bezüglich dem Treibhausgas CO<sub>2</sub> einerseits und der Emission N-haltiger Spurengase andererseits führt.

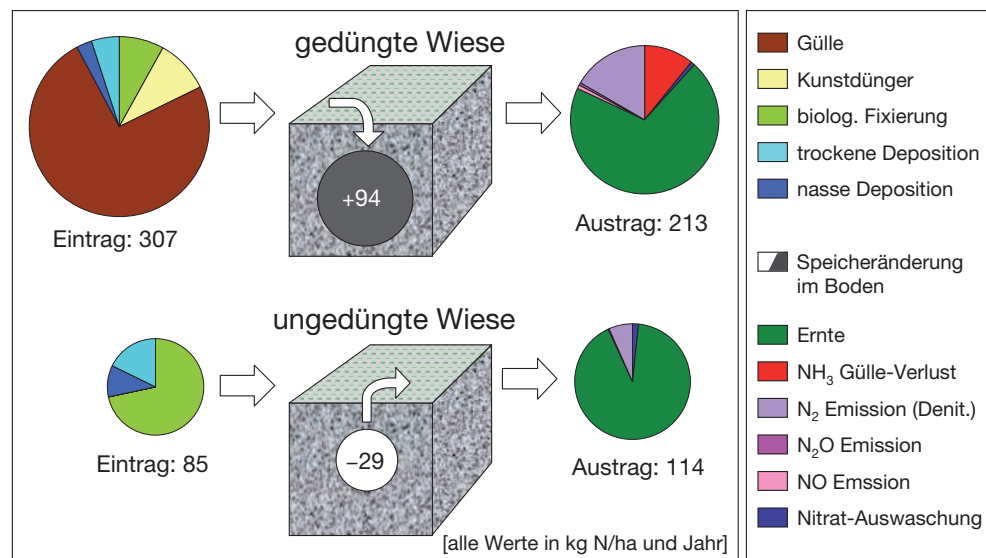
### Klimaschutz versus Luftreinhaltung?

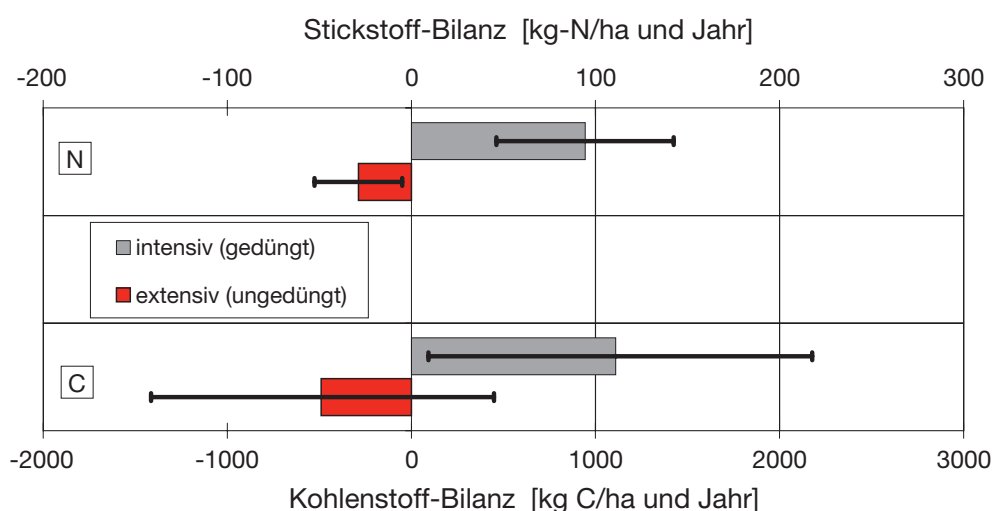
Die Erträge in der nicht gedüngten Wiese blieben im Vergleich

zur gedüngten Wiese während den sechs bisherigen Beobachtungsjahren hoch. Das zeigt, dass – bedingt durch die frühere Bewirtschaftung der Fläche als Acker-/Kunstpflanz-Rotation – die verfügbaren Nährstoffreserven im Boden ausreichend hoch für eine beträchtliche Futterproduktion waren. Dass dabei gleichzeitig der Verlust an rN stark vermindert war, ist aus Sicht der Luftreinhaltung positiv. Der Preis dafür ist eine verstärkte Mobilisierung von N aus der organischen Bodensubstanz, was gleichzeitig die Netto-Emission von CO<sub>2</sub> erhöht. Dies wiederum

wirkt einer aktiven Vermeidung des Treibhauseffekts entgegen und ist deshalb aus Sicht des Klimaschutzes ungünstig. Im Gegensatz dazu wirkt die gedüngte Wiese in den sechs Jahren nach der Umwandlung trotz anfallender N<sub>2</sub>O-Verluste insgesamt als Treibhausgas-Senke (Flechard *et al.* 2005; Ammann *et al.* 2009). Dies zeigt einmal mehr, dass bei vielen Bewirtschaftungsmassnahmen auf der Ebene einzelner Felder Interessenskonflikte entstehen. Allerdings kann das Ergebnis einer gesamtheitlichen Betrachtung von ganzen Anbausystemen, die auch die ausserhalb

**Abb. 5. Mittlere jährliche Stickstoff-Bilanz der gedüngten und ungedüngten Mähwiesen in Oensingen 2006 bis 2007.**





**Abb. 6. Gesamt-Bilanz für Stickstoff und Kohlenstoff in der intensiv und extensiv bewirtschafteten Wiese, bestimmt aus der Summe aller Einträge und Verluste. Positive Werte bezeichnen eine Anreicherung, negative Werte einen Verlust (Abbau) des entsprechenden Vorrats im Boden.**

des Feldes entstehenden Emissionen beispielsweise aus der Verfütterung der Ernte berücksichtigt, unterschiedlich ausfallen.

### Unsicherheiten und Forschungsbedarf

Um die bestehende Unsicherheit in der N-Bilanz (Abb. 6) zu reduzieren, müssen die grössten Fehlerquellen in den Einzelfrachten identifiziert und die Messgenauigkeit verbessert werden. Obwohl die bewirtschaftungsbezogenen Ein- und Austräge, das heisst Düngung und Ernte, sehr gross sind, ist ihre Quantifizierung vergleichsweise genau und durch noch aufwändigere Probennahmen nur geringfügig zu verbessern. Die Genauigkeit in der Bestimmung der biologischen Fixierung hängt hauptsächlich von der genauen Kenntnis des Biomasseanteils der Leguminosen ab. Vergleichsweise grosse Unsicherheiten verbleiben noch für die  $\text{NH}_3$ -Emission nach Gülleausbringung und den  $\text{N}_2$ -Verlust durch Denitrifikation:

■  $\text{NH}_3$ -Emission: Die in Oensingen gemessenen  $\text{NH}_3$ -Emissionen nach der Gülledüngung (Abb. 5) betragen im Mittel etwa 17 Prozent des in der ausgebrachten Gülle enthaltenen löslichen Stickstoffs (TAN). Dies ist deutlich weniger als die mittleren Emissionsfaktoren, die für

Europa oder die Schweiz angegeben und zurzeit in den Emissionsinventaren verwendet werden (Menzi *et al.* 1998; Sjøgaard *et al.* 2002; www.agrammon.ch). Das zeigt, dass im Einzelfall die Emission eines bestimmten Feldes je nach lokaler Situation deutlich vom Standardwert abweichen kann. Die Ursachen hierfür müssen genauer untersucht werden, ebenso wie die Möglichkeit von systematischen Unsicherheiten in der Methodik. Um diese Fragen zu klären, sind präzise Vergleichsmessungen mit unterschiedlichen Messmethoden und an verschiedenen Standorten notwendig.

■  $\text{N}_2$ -Verlust: Wegen der grossen Hintergrundkonzentration von  $\text{N}_2$  in der Atmosphäre ist die experimentelle Bestimmung der  $\text{N}_2$ -Emission durch Denitrifikation eine sehr anspruchsvolle Aufgabe. Eine direkte Flussmessung im Feld, wie sie zum Beispiel für  $\text{N}_2\text{O}$  und  $\text{NH}_3$  verwendet werden kann, ist nicht möglich. Es musste eine aufwändige Labormessung aufgebaut werden, welche die indirekte Bestimmung an Bodenproben erlaubt (Felber 2009). Die vorliegenden Daten für den  $\text{N}_2$ -Verlust sind in der gleichen Grössenordnung wie die wenigen, in der Literatur für Grasland verfügbaren Ergebnisse (van der Salm *et al.* 2007). Allerdings ist die Streu-

ung und damit die Unsicherheit in den Messungen mit fast 100 Prozent generell sehr gross. Intensivere und länger dauernde Messungen sind notwendig, um zu einem verbesserten Verständnis und einer genaueren Quantifizierung dieses wichtigen Prozesses zu gelangen. Die  $\text{N}_2$ -Emission stellt nicht nur einen mengenmässig wichtigen Verlust-Pfad für landwirtschaftliche Systeme dar, sondern bildet mit der Umwandlung von rN zu nicht-reaktivem  $\text{N}_2$  auch das Ende des Kreislaufs von reaktivem und damit umweltrelevanten N (Abb. 1).

Die Speicheränderung im Boden kann auch durch eine direkte Messung der Zu- oder Abnahme des organischen N-Gehaltes bestimmt werden, statt durch das Aufsummieren aller Ein- und Austräge. Dieser Weg bedingt aber eine wiederholte aufwändige Beprobung des Bodenprofils mit genügend vielen Stichproben während mindestens fünf bis zehn Jahre. An solchen Messungen für die Wiesen in Oensingen wird derzeit gearbeitet. Im Gegensatz dazu ergibt die hier berechnete Bilanz aus Ein- und Austrag trotz der aufwändigen Messtechnik schon über kürzere Zeiträume qualitative Hinweise und teilweise signifikante Ergebnisse zum Einfluss der Bewirtschaftung auf den C- und N-Haushalt von Wiesen. Solche Messungen können auch dazu beitragen, den Überschuss in der nationalen N-Bilanz der Schweiz (Spiess 2005) besser zu erklären.

### Literatur

- Ammann C., Flechard C., Leifeld J., Neftel A. & Fuhrer J., 2007. The carbon budget of newly established temperate grassland depends on management intensity, *Agriculture, Ecosystems and Environment* **121**, 5–20.
- Ammann C., Spirig C., Leifeld J. & Neftel A., 2009. Assessment of the Nitrogen and Carbon Budget of Two



Managed Grassland Fields. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, doi:10.1016/j.agee.2009.05.006, im Druck.

■ Conant R.T., Paustian K., Del Grosso S.J., & Parton W.J., 2005. Nitrogen pools and fluxes in grassland soils sequestering carbon. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **71**, 239 - 248.

■ EKL, 2005. Stickstoffhaltige Luftschadstoffe in der Schweiz. Status-Bericht der Eidg. Kommission für Lufthygiene. *Schriftenreihe Umwelt Nr. 384*, Bundesamt für Umwelt, Bern.

■ Felber R., 2009. Total Denitrification, Evaluation of a New Automated Acetylene Inhibition System, Master Thesis, D-UWIS, ETH Zürich, 68 S.

■ Flechard C.R., Neftel A., Jocher M., Ammann C. & Fuhrer J., 2005. Bi-directional soil/atmosphere N<sub>2</sub>O exchange over two mown grassland systems with contrasting management practices, *Global Change Biology* **11** (12), 2114-2127.

■ Fuhrer J., 2003. Ökologische und gesundheitliche Risiken von Stickstoff-Verlusten. In: *Stickstoff in Landwirtschaft und Umwelt*, Schriftenreihe der FAL 43, Eidg. Forschungsanstalt FAL Reckenholz, Zürich, 20-24.

■ Galloway J.N., Aber J.D., Erisman J.W., Seitzinger S.P., Howarth R.W., Cowling E.B. & Cosby B.J., 2003. The nitrogen cascade. *BioScience* **53** (4), 341-356.

■ Leifeld J., Bassin S. & Fuhrer J., 2003. Carbon stocks and carbon sequestration potentials in agricultural soils in Switzerland, *Schriftenreihe der FAL 44*, Eidg. Forschungsanstalt FAL Reckenholz, Zürich, 120 S.

■ Menzi H., Katz P.E., Fahrni M., Neftel A. & Frick, R., 1998. A simple empirical model based on regression analysis to estimate ammonia emissions after manure application. *Atmospheric Environment* **32**, 301 - 307.

■ Neftel A., Ammann C., Calanca, P., Flechard, C., Fuhrer, J., Leifeld, J. & Jocher, M., 2005. Treibhausgasquellen und -senken: Die «Kyo-

to-Wiese» *Agrarforschung* **12** (8), 356-361.

■ Pape L., Ammann C., Nyfeler-Brunner A., Spirig C., Hens K. & Meixner F.X., 2009. An automated dynamic chamber system for surface exchange measurement of non-reactive and reactive trace gases of grassland ecosystems. *Biogeosciences* **6**, 405-429.

■ Sjøgaard H.T., Sommer S.G., Hutchings N.J., Huijsmans J.F.M., Bussink D.W. & Nicholson F., 2002. Ammonia volatilization from field-applied animal slurry—the ALFAM model. *Atmospheric Environment* **36** (20), 3309–3319.

■ Spiess E., 2005. Die Stickstoffbilanz der Schweiz. In: Evaluation der Ökomassnahmen - Bereich Stickstoff und Phosphor, *Schriftenreihe der FAL 57*, Eidg. Forschungsanstalt FAL Reckenholz, Zürich, 26-31.

■ Spirig C., Flechard C., Neftel A., Ammann C. & Loubet B., 2009. NH<sub>3</sub> budget of a fertilised grassland, 1. Micrometeorological flux measurements and emissions after slurry application, in Vorbereitung.

## RÉSUMÉ

### Bilan de l'azote de prairies de fauche, avec et sans fumure

Depuis 2006, l'essai connu sous le nom de «prairie Kyoto» près d'Oensingen étudie non seulement le bilan du carbone, mais aussi le bilan de l'azote total d'une prairie de fauche fertilisée et d'une prairie non fertilisée (après conversion de terres assolées en prairies de fauche en 2001). Pour ce faire, les apports, pertes et prélèvements d'azote sous toutes les formes possibles sont mesurés. Bien que l'apport d'azote dans la prairie sans fumure ait été nettement plus faible, le rendement en fourrage n'a baissé que de 9 % environ. Le calcul du bilan de l'azote total des deux parcelles sur deux ans indique une accumulation d'azote pour la prairie fertilisée et au contraire une tendance à une diminution du stock d'azote pour la prairie non fertilisée, diminution attribuée à des modifications de la matière organique du sol. Le bilan du carbone suit un schéma totalement similaire. Par conséquent, la prairie fertilisée joue certes le rôle de piège pour les gaz à effet de serre, contrairement à la prairie non fertilisée, mais représente aussi une source plus importante de liaisons azotées néfastes pour l'environnement comme l'ammoniac et le monoxyde d'azote.

## SUMMARY

### Nitrogen balance of hay meadows with and without fertilization

In a paired field experiment in Oensingen (Switzerland), a fertilised and an unfertilised meadow had been established in 2001 after conversion from arable rotation. Beside the carbon budget, also the entire nitrogen budget of the two grassland fields with all input and output processes have been measured since 2006. Although the nitrogen input to the unfertilised field was much smaller, the harvest yield was only slightly reduced. The calculation of the total nitrogen balance over two years showed an accumulation for the fertilised and a likely loss for the unfertilised field, which are to be localised in the soil organic matter. A fully analogous behaviour was also observed for the carbon balance of the two fields. Thus the fertilised meadow acts as a net sink for greenhouse gases – in contrast to the unfertilised meadow – but in turn it represents a larger source of the reactive nitrogen compounds like ammonia and nitrogen monoxide that contribute to air pollution problems.

**Key words:** grassland, nitrogen budget, carbon sequestration, air pollution