

BULLETIN

17

**Mustard Flour instead of Formalin
for the Extraction of Earthworms in the Field**

Jahrestagung vom 18. März 1993 in Zug

Stickstoffkreislauf

Referate, Texte zu den Postern

Tätigkeitsberichte

Modification du triangle textural SSP de 1979

BULLETIN BGS - HINWEISE FÜR AUTOREN

1. Allgemeines, Schriftgrösse, Papier

Alle Beiträge sind als **druckfertige Vorlagen** abzuliefern. Sie werden direkt ab diesen Vorlagen reproduziert und dabei **von A4 auf A5 verkleinert**. Bei der Wahl der Schriftgrösse ist auf diesen Umstand Rücksicht zu nehmen: in der Vorlage sollten Grossbuchstaben nur ausnahmsweise kleiner als 2,5 mm, nie aber kleiner als 1,5 mm sein.

Für die Vorlagen ist **ausschliesslich weisses Papier** zu verwenden.

2. Umfang der Arbeit

Texte zu Referaten: Maximal 6 Seiten; in begründeten Ausnahmefällen maximal 8 Seiten.

Texte zu Postern: Maximal 4 Seiten.

Aus drucktechnischen Gründen ist eine gerade Seitenzahl erwünscht.

3. Satzspiegel, Schriftbild, Zeilenabstand

Satzspiegel, Seitenränder (Format A4): oben: 2,5 cm;
unten: 2 cm;
links und rechts: 2 cm.

Der innerhalb dieses Rahmens liegende Platz soll voll ausgenützt werden.

Zeilenabstand: 1.

Schrifttyp: PC: Courier IBM 12, Helvetica 12 oder ähnlich;
Schreibmaschine: Letter Gothic 12 oder ähnlich.

Bitte Schrift nicht mit Raster unterlegen!

4. Tabellen

- Kleinere Tabellen im Hochformat.
- Grössere Tabellen im Querformat.
- Extrem grosse Tabellen ausnahmsweise auf 2 Seiten aufteilen; linke Hälfte: gerade Seitenzahl; rechte Hälfte: ungerade Seitenzahl.
- Schriftgrösse: Gleich wie im Text, siehe unter 1.
- Die Titel zu den Tabellen stehen **über** den Tabellen. Enthält der Text mehrere Tabellen, sind diese fortlaufend zu numerieren.

5. Abbildungen

Die Abbildungen (Figuren) sind dort, wo sie im Druck erscheinen sollten, in den Text zu integrieren.

Bei der Wahl von Schriftdicke und Schriftgrösse ist der Verkleinerung beim Druck Rechnung zu tragen. Schriftgrösse: Gleich wie im Text, siehe unter 1.

Die Titel zu den Abbildungen stehen **unter** den Abbildungen.

Raster: Bei Graphiken bitte möglichst grobe, unterschiedliche Raster verwenden. Zu feine Raster erscheinen im Druck häufig entweder schwarz oder weiss.

Fotos: Nur in Ausnahmefällen und nach Rücksprache mit dem Redaktor.

Fortsetzung siehe 3. Umschlagseite

BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ

SOCIETE SUISSE DE PEDOLOGIE

BULLETIN 17

1993

**Mustard Flour instead of Formalin
for the Extraction of Earthworms in the Field**

Jahrestagung vom
18. März 1993 in Zug

Stickstoffkreislauf
Referate, Texte zu den Postern

Tätigkeitsberichte

Modification du triangle textural SSP de 1979

Koordination: M. Müller, Zollikofen

BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ

SOCIETE SUISSE DE PEDOLOGIE

Adresse: Eidg. Forschungsanstalt für landwirtschaftlichen
Pflanzenbau, 8046 Zürich-Reckenholz 01 377 71 11

Postcheck-Konto: BGS Bern 30-22131-0 Bern

Vorstand / Comité 1993

Präsidentin / Présidente: E. Marendaz, Peney-le-Jorat VD
Vize-Präsident / Vice-président: P. Germann, Bern
Beisitzer / Assesseur: H. Häni, Liebefeld
Sekretär / Secrétaire: L.-F. Bonnard, Zürich-Reckenholz
Rechnungsführer/ Comptable A. Kaufmann, Jegenstorf

Redaktion / Rédaction

M. Müller, Schweiz. Ingenieurschule für Landwirtschaft,
3052 Zollikofen 031 910 21 24

Dokumentationsstelle / Service des documents

Landw. Lehrmittelzentrale, Länggasse 79, 3052 Zollikofen

Vorsitzende der Arbeitsgruppen / Présidents des groupes de travail

Klassifikation und Nomenklatur: P. Fitze, Zürich
Körnung und Gefüge: J.-A. Neyroud, Nyon
Lysimeter: J. Nievergelt, Zürich-Reckenholz
Bodenzoologie: W. Matthey, Neuchâtel
Bodenschutz: Ch. Salm, Egliswil
Bodenerosion/Bodenkonservierung D. Schaub, Basel

Koordination Ausstellung und Broschüre BODEN/SOL

U. Zihlmann, Zürich-Reckenholz 01 377 74 08

C.H. HÖGGER		
Mustard Flour instead of Formalin for the Extraction of Earthworms in the Field		5
Referate der Tagung vom 18. März 1993		
J. DETTWILER		
Gesetzesgrundlagen zur Stickstoff-Düngung mit besonderen Hinweisen zum neuen Gewässerschutzgesetz und zur Stoffverordnung		9
H. MENZI und A. NEFTEL		
Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft		19
Tagung vom 18. März 1993: Texte zu den Postern		
W. JÄGGI und H. OBERHOLZER		
Einfluss von Temperatur, Feuchtigkeit und N_{\min} - Gehalt auf die Stickstoffmineralisierung im Boden		27
B. SPYCHER und CH. WÜTHRICH		
Über den Einfluss von Untersaaten im Maisanbau auf die Stickstoffmineralisation und die Bodenatmung		31
A. BERNER und D. SCHERRER		
Auswirkungen von verschiedenen Hofdüngern und von Grünabfallkompost auf N-Dynamik und Ertrag von Weizen in einer Löss-Parabraunerde		37
J.-A. NEYROUD, A. MAILLARD et V. PONT		
Valeur fertilisante azotée du fumier		39
V. PONT et J.-A. NEYROUD		
Fumures, rendements et azote organique mobilisable		41
U. WALTHER und R. FLISCH		
Gülldüngung - Stickstoffverluste vermeiden durch angepasste Verdünnung und Wahl der Tageszeit des Ausbringens?		45
U. WALTHER		
Oekologische Beurteilung der Stickstoffdüngung - nachträglich möglich?		49
H. OBERHOLZER und U. WALTHER		
N-Fractionen des Bodens - ihre agronomische und ökologische Bedeutung		53
J. NIEVERGELT und P. WEISSKOPF		
Bestimmung des mineralischen Stickstoff-Gehaltes von Böden; Charakterisierung von drei Beprobungsmethoden		57
U. WALTHER und F. JÄGGLI		
N_{\min} - vom Laborergebnis zum praxistauglichen Wert		61

B. CHAUVIN et J.-H. BICHSEL N-min et la fertilisation azotée des céréales	65
C. FANKHAUSER Agriculture et protection des eaux	69
M. BRAUN, D. KOPŠE und P. HURNI Stickstoff-Flüsse in die Gewässer vierer Regionen der Schweiz und die Rolle der Landwirtschaft	73
P. SCHUDEL, F.-J. KERN, CH. LEIBUNDGUT und J.H. SCHMIDT Untersuchungen über die Nitratbelastung im Trinkwasser von Reinach BL	77
P. STRAUSS und W.E.H. BLUM Stickstoffaustrag von drei landwirtschaftlich genutz- ten Einzugsgebieten im Waldviertel, Niederösterreich	89
A. RUDAZ, E. WÄLTI et T. HENZI Variations saisonnières des flux de N ₂ O enregistrés dans une prairie artificielle d'avril à octobre 1992	93
Jahresbericht / Rapport d'activités 1992	97
Berichte der Arbeitsgruppen	99
GRUPE DE TRAVAIL TEXTURE ET STRUCTURE/ ARBEITSGRUPPE KÖRNUNG UND GEFÜGE Modification du triangle textural SSP de 1979	103

Mustard Flour instead of Formalin for the Extraction of Earthworms in the Field

C.H. Högger, Swiss Federal Research Station for Agronomy,
Reckenholz, 8046-Zürich, Switzerland

The standard earthworm expellants for use in the field are formaldehyde solutions with concentrations of 0.1 to 0.5% (Daniel, 1986; Lee, 1985). This compound causes concern for health and environmental reasons. Gunn (1992) described the use of English mustard paste as an earthworm expellant for the first time in studies on park grassland. Mustard extracted more earthworms than formalin. The following is a comparison of a mustard flour method with a formalin standard on permanent agricultural grassland and in a maize field in 1992.

Materials:

Metal rings covering 1/4 m² (56 cm diameter, 15 cm high; stainless steel is most stable, or any other ring, which may be pressed into the soil).
Strong board, about 60x60 cm for pressing the ring into the soil.
Several canisters for water, about 20 liters
Measuring beaker, 5 liters
Measuring cylinders, 0.5 and 0.05 liters
Collecting vessels with lid, about 0.5 liters
Plastic flasks with wide screw cap, 1 liter
Plastic forceps with smoothed ends to avoid wounding of the worms
Mustard flour (from a restaurant supply house, e.g. PAKOBA AG, 5608-Stetten AG, Switzerland; Art. No. 1041, about Fr.5.-/kg)
Formalin (= 38 to 40% formaldehyde)
Disposable plastic gloves
Lawn shears, if possible electric, or sickle

Procedure:

1. Weigh out 100 g **mustard flour** and put in plastic flask; fill up to 1 liter with tap water; shake well (=10% mustard flour); to be used on the same day.
2. Put the metal rings into the field; cut the grass and remove it; press the rings about 2 to 3 cm into the ground by jumping on the board.

3a. Shake the mustard suspension again and pour 165 ml into the measuring beaker; fill up to 5 liters with tap water (= 0.33% mustard powder).

or

3b. For the **formalin-standard-method** 12.5 ml formalin in 5 liters of water are used (=0.1% formaldehyde).

4. Pour the respective suspension / solution into the ring

5. Collect the earthworms with forceps and put them into the collecting vessels, which contain about 3 cm water.

6. After 15 to 20 minutes pour again 5 Liters of the suspension into the ring, and optionally after 15 to 20 minutes repeat again. The extraction time is therefore at least 30 to 40 minutes, or until no more worms appear.

7. In the laboratory count, weigh and identify the worms. The biomass can be estimated also by measuring the water displacement of the worms in a measuring cylinder.

Results:

The results in Fig. 1 were obtained with 1%, 0.33% and 0.1% mustard flour and 0.1% formaldehyde in permanent grassland with three replications for each mustard concentration and formaldehyde. The extraction efficiencies of 0.33% mustard flour and 0.1% formalin was not significantly different (Fig. 2). With 1% and 0.1% mustard significantly fewer earthworms were expelled. With 0.1% mustard the earthworms took longer to appear on the soil surface and the extraction was less complete than in the other treatments. The weight in this treatment was significantly lower than with 0.1% formalin.

In a maize field there were no significant differences between 0.1% formalin and 0.33% mustard flour for numbers and weights of the earthworms ($p > 0.08$, $n = 12$; Fig. 3).

Mustard flour is a harmless extraction agent without health hazards and the vegetation is not damaged either. Mustard flour was also easier to weigh than the mustard paste as used by Gunn (1992). In initial trials different mustard pastes gave different extraction efficiencies. For school and demonstration purposes mustard flour is the ideal earthworm expellant and apparently also for research purposes. The active ingredients are probably volatile or non-volatile mustard oils which we enjoy as spice in our food.

Thanks are due to M. Waldburger for the simultaneous extraction of the earthworms with formalin in the maize field.

A German version of the instructions is available from the author.

Literature:

- Daniel, O. 1986. Diurnale Effizienzschwankungen beim Sammeln der Regenwurmart *Lumbricus terrestris* mit der Formaldehydmethode. Bull. Bodenkundl. Ges. Schweiz 10: 39-44.
- Gunn, A. 1992. The use of mustard to estimate earthworm populations. Pedobiologia 36: 65-67.
- Lee, K.E. 1985. Earthworms. Their Ecology and Relationships with Soils and Land Use. Academic Press. London. 411p.

Fig. 1: Comparison of Formalin and three Mustard Flour Concentrations for the Extraction of Earthworms in permanent Grassland. n = 3

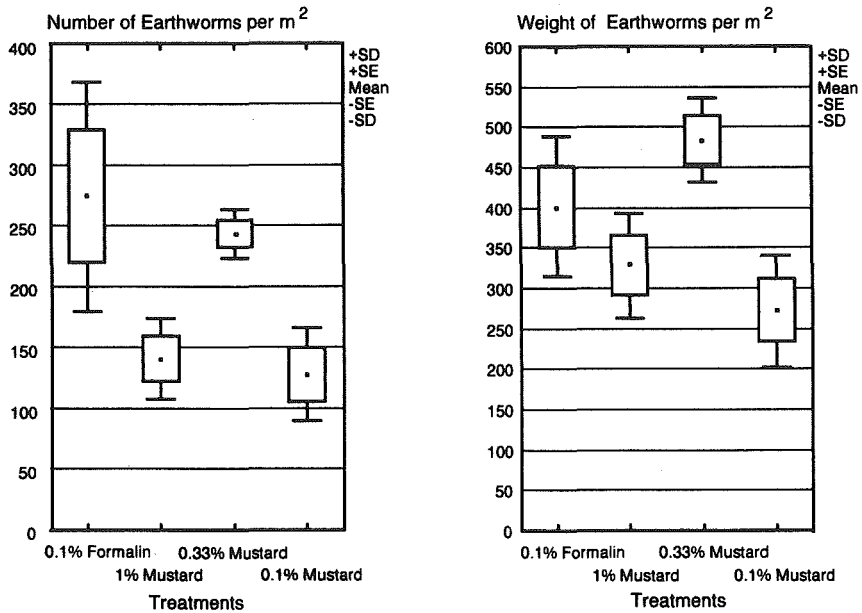


Fig. 2: Comparison of Formalin and Mustard Flour for the Extraction of Earthworms in permanent Grass Land in two Pourings and a final Formalin Pouring

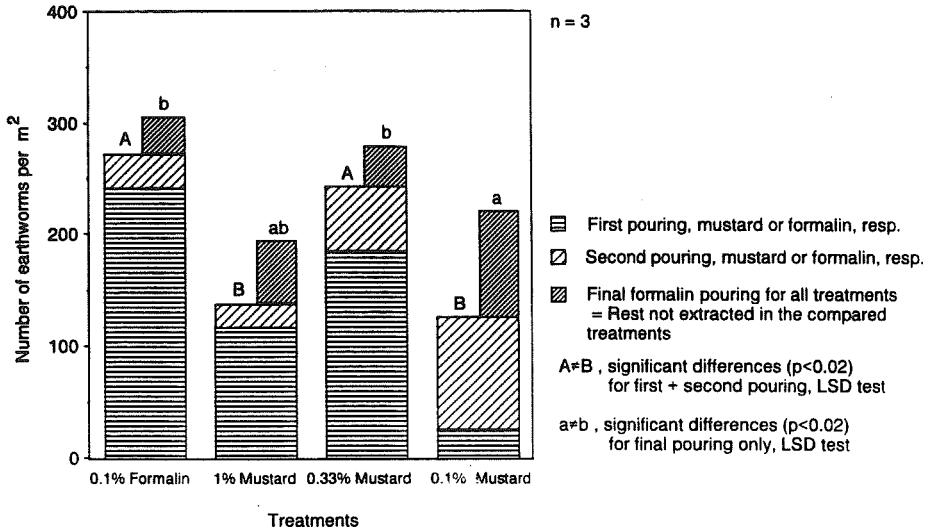
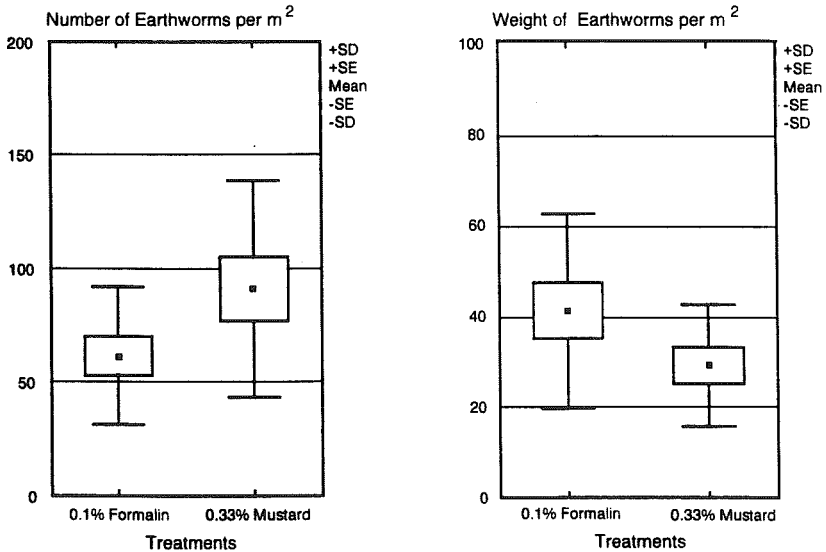


Fig. 3: Comparison of Formalin and Mustard Flour for the Extraction of Earthworms in a Maize Field. n = 12



GESETZESGRUNDLAGEN ZUR STICKSTOFF-DÜNGUNG MIT BESONDEREN HINWEISEN ZUM NEUEN GEWÄSSERSCHUTZGESETZ UND ZUR STOFFVERORDNUNG

Johannes Dettwiler

Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft
Sektion Boden und allgemeine Biologie

1 Ausgangslage

1.1 Geschichtliches

Schon im 17. Jahrhundert wurde die wachstumsfördernde Wirkung von Salpeter auf die Pflanzen erkannt. So schreibt J.R. Glauber in seinem Buch "Teutschlands Wohlfahrt, Teil 5" (1660) - gut 200 Jahre vor Justus Liebig - folgendes:

"... Und erstlich den Salpeter betreffend, was für eyne nützliche und auch sehr notwendige Substanz er sey, ja aller Welt genug bekannt ist, also dass dessen nie zuviel seyn könnte, der nicht mit gutem Nutzen sollte können angewandt und verbraucht werden. ... Und es wächst das Korn, Weyn und alle Baumfrüchte viel häufiger, wenn das Korn vor dem Säen darin eingeweycht und nur eyn wenig davon den Wurzeln der Bäume und Weynstöcke beygetan wird, und es werden auch alle Früchte, so davon hervorwachsen, viel eher zeytig."

Mitte der 70-er Jahre unseres Jahrhunderts wurde das damalige Bundesamt für Umweltschutz in Bern - heute Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) - erstmals mit dem besonderen Problem der Nitratbelastung des Grundwassers, mithin des Trinkwassers, konfrontiert. In den folgenden Jahren wurde dieses Thema in zahlreichen Veröffentlichungen behandelt. Anhand praktischer Untersuchungen im Feld ("Nitrat-Naturlaboratorien") wurden mögliche Abhilfemassnahmen erarbeitet und beurteilt (vgl. Literatur). Ähnliches geschah im Ausland.

1.2 Zum Stickstoff in der Landwirtschaft

In der Schweiz haben sich die jährlich in der landwirtschaftlichen Düngung eingesetzten Stickstoffmengen - grob geschätzt - etwa wie folgt entwickelt (in Tonnen Reinstickstoff; als N):

Jahresumsatz an Reinstickstoff	1955	1990
- in den Hofdüngern (Gülle, Mist)	ca. 110'000 t	170'000 t
- in Mineraldüngern	ca. 10'000 t	70'000 t
- in den Abfalldüngern (Kompost, Klärschlamm)	wenige t	6'000 t

Da der mittlere, mit der Düngung zu deckende landesweite Stickstoffbedarf auf ca. 1 Mio ha landwirtschaftlicher Nutzfläche jährlich etwa 200'000 t beträgt, besteht theoretisch ein leichter Ueberschuss. Gerade beim Stickstoffkreislauf ist es aber sehr schwierig, die für Umweltbelastungen verantwortliche Menge Stickstoff hinsichtlich Ort, Zeitpunkt und Schadenspotential einwandfrei zu erkennen. Im übrigen geht man heute davon aus, dass die Stickstoffdüngung landesweit offenbar nicht mehr zunimmt. Sowohl die Hofdünger- als auch die Mineraldüngermengen haben sich dank ökologischer und ökonomischer Massnahmen mengenmässig stabilisiert.

2 Rechtliches zum Stickstoff

21 Gewässerschutz- und Umweltschutzrecht allgemein

Das Umweltschutzgesetz vom 7. Oktober 1983 und das Gewässerschutzgesetz vom 24. Januar 1991 wollen konkrete Gefahren für die Umwelt - somit auch Gefahren verursacht durch den Stickstoff in Düngern - verhindern.

Eine Gefahr ist immer dann konkret, wenn nach gewöhnlichem Lauf der Dinge eine Verunreinigung mit grosser Wahrscheinlichkeit früher oder später eintreten wird. Solche Gefahren werden u.a. durch die Verwendung von Düngern, durch Bodenbewirtschaftung

tung und durch den Betrieb von Anlagen (Hofdüngerlager) verursacht. Mit vorsorglichen Massnahmen müssen solche Gefahren verhindert werden.

Im übrigen enthalten auch das neue Waldgesetz vom 4. Oktober 1991 und die Waldverordnung vom 30. November 1992 strenge Bestimmungen über die Verwendung umweltgefährdender Stoffe - speziell von Düngern und Pflanzenbehandlungsmitteln - im Wald.

Zu beachten ist, dass zum Wald der Waldrand einschliesslich eines Freilandstreifens von etwa 2 m Breite, gemessen ab äusserstem Baumstamm bzw. Strauchstock, gehören. Die Verwendung von Düngern - und damit von Stickstoff - ist im Wald mit wenigen, restriktiv gefassten Ausnahmen verboten.

22 Zum Gewässerschutzgesetz (GSchG)

Das Gewässerschutzgesetz enthält Bestimmungen über:

- die Sorgfalt zur Vermeidung nachteiliger Einwirkungen auf die Gewässer;
- das Einbringen oder Versickernlassen von verunreinigenden Stoffen in ein Gewässer (Verbot);
- die Eigenverwertung (zusammen mit der Gülle) der häuslichen Abwässer auf Betrieben mit erheblichem Rindvieh- und Schweinebestand;
- Betriebe mit Nutztierhaltung (ausgeglichene Düngerbilanz, Verwertungspflicht für Hofdünger in der Landwirtschaft oder im Gartenbau, ausreichend bemessene Lagereinrichtungen für Hofdünger, höchstmögliche Belastung der Nutzflächen mit Hofdüngern bemessen als Düngergrossvieheinheiten - DGVE, Einhalten eines ortsüblichen Bewirtschaftungsbereichs beim Verwerten von Hofdüngerüberschüssen);
- die Kontrolle der Lagereinrichtungen und Aufbereitungsanlagen für Hofdünger einschliesslich Rauhfuttersilos;
- die gewässerschutzverträgliche Bodenbewirtschaftung (Vermeiden von Abschwemmung und Auswaschung);
- die Verpflichtung der Kantone, für eine Düngerberatung zu

- sorgen (vor allem im Hinblick auf die Betriebe mit Nutztierhaltung und die Bodenbewirtschaftung);
- eine Aenderung des Landwirtschaftsgesetzes, welches für die Dauer von 5 Jahren Stilllegungsbeiträge für den Abbau von Nutztierbeständen vorsieht;
 - die Frist zur Anpassung und Sanierung der Hofdüngerlager (15 Jahre), und
 - die Frist zur Anpassung der Nutztierbestände bzw. die Düngermenge an die nachgewiesene und geeignete Verwertungsfläche (5 Jahre).

Ein Schwerpunkt im Gewässerschutz in der Landwirtschaft liegt zweifellos in der Beratung (Hofdünger, Bodenbewirtschaftung), die verstärkt und auch langfristig gesichert werden muss. Die nötigen öffentlichen Mittel dafür, aber auch für die Sanierung der Hofdüngerlager (gemäss Verursacherprinzip Sache des Landwirtschaftsrechts), sind zwingend zu sichern und die gewässergefährdenden Anlagen nach Dringlichkeit des Einzelfalls zu sanieren.

Positive Auswirkungen im gewässerverträglichen Umgang mit Stickstoff sind demzufolge zweifellos zu erwarten.

23 Zur Allgemeinen Gewässerschutzverordnung (AGSchVo)

Die Allgemeine Gewässerschutzverordnung vom 19. Juni 1972 wird gegenwärtig geändert und an das neue Gewässerschutzgesetz angepasst. Aber schon am 16. September 1992 wurde sie anlässlich der Aenderung der Stoffverordnung mit den für zentrale Kläranlagen geltenden technischen Klärschlammvorschriften ergänzt. Beim Stickstoff sind diesbezüglich allerdings nur indirekte Auswirkungen zu erwarten.

Mit der erneuten Aenderung der AGSchVo werden die Vorschriften über die Verwertung der häuslichen Abwässer aus der Landwirtschaft und über die Betriebe mit Nutztierhaltung konkretisiert. Zentrales Anliegen dieser jüngsten Aenderung ist die Verhinderung des sogenannten "Güllentourismus"; es werden so-

mit Bestimmungen erlassen zur Behebung von Hofdüngerüberschüssen bzw. deren gewässerverträglichen Verwertung in einem ortsüblichen Bewirtschaftungsbereich (oBB).

Im weitern soll der Begriff der Düngergrossvieheinheit (DGVE) als eine jährliche Stofffracht von 105 kg Stickstoff und 15 kg Phosphor definiert werden (Düngeranfall einer etwa 600 kg schweren Kuh, die jährlich etwa 5'000 Liter Milch produziert). Für den oBB wird eine höchstmögliche Fahrdistanz von 6 km vorgeschlagen. Für gewisse Betriebe sind Ausnahmen vom oBB zugestanden. Schliesslich werden Vorschriften über die behördliche Kontrollen von Lagereinrichtungen und über die Abgabe von Hofdüngerüberschüssen eingeführt.

24 Zur Stoffverordnung (StoV)

Die Verordnung vom 9. Juni 1986 über umweltgefährdende Stoffe (Stoffverordnung) enthält in ihrem allgemeinen Teil, Kapitel "Pflicht zu umweltgerechtem Verhalten", zwei grundsätzliche Artikel über die sorgfältige und massvolle Verwendung umweltgefährdender Stoffe. Für die Dünger werden diese beiden Grundsätze im Anhang 4.5 (geändert am 16. September 1992) der StoV konkretisiert. Diese Aenderung ermöglichte im übrigen die Aufhebung der Klärschlammverordnung vom 8. April 1981.

Der allgemeine Teil der StoV enthält überdies - ähnlich wie das GSchG - Vorschriften über die Förderung und die Ueberwachung des umweltgerechten Verhaltens. Wichtige Anliegen sind die wirksame und nachhaltige Beratung sowie die Kompetenz der Kantone, die Beratung in belasteten Gebieten für jedermann verpflichtend vorschreiben zu können (private und öffentliche Betriebe, Gartenbau, Landwirtschaft, Forstwirtschaft). Als belastete Gebiete gelten z.B. Einzugsgebiete von Trinkwasserfassungen, deren Wasser einen hohen Nitratgehalt aufweist.

Im Anhang 4.5 StoV sind festgelegt:

- die Begriffsdefinitionen der wichtigsten Düngerarten;

- Grundsätze für die Abgabe von Düngern (Gebrauchsanweisung, Lieferschein und Bedarfsnachweis für den Bezug von Abfalldüngern, Untersuchung der Düngerqualität);
- Verwendungsgrundsätze für Dünger mit besonderer Gewichtung der stickstoffhaltigen Dünger (Zitat: **"Sie dürfen nur zu Zeiten ausgebracht werden, in denen die Pflanzen den Stickstoff aufnehmen können. Erfordern besondere Bedürfnisse des Pflanzenbaus ausserhalb dieser Zeiten dennoch eine Düngung, dürfen solche Dünger nur ausgebracht werden, wenn keine Beeinträchtigung der Gewässer zu befürchten ist."**) - diesbezüglich besteht in Zukunft eindeutig ein grosser Beratungsbedarf;
- Anwendungsverbote für gewisse Gebiete und Standorte; (beispielsweise ein 3 Meter breiter Schutzstreifen entlang von Hecken, Feldgehölzen und oberirdischen Gewässern).

Ein noch ungelöstes Problem - auch hinsichtlich hoher Stickstofffrachten - ist der Einsatz von Kompost z.B. als Bodenverbesserer, als Erosionsschutz und für Rekultivierungen. Die Begrenzung bei 25 t Kompost-Trockensubstanz je Hektare und in 3 Jahren gilt nämlich nur, wenn Kompost als Dünger verwendet wird. Für alle übrigen Verwendungszwecke müssen - aus Gründen des Boden- und Gewässerschutzes (Schwermetalle, Nitrat) - von den zuständigen landwirtschaftlichen Forschungsanstalten erst noch Empfehlungen erarbeitet werden.

3 Verschiedenes

- In verschiedenen Kantonen sind regionale, landwirtschaftliche Stickstoff-Projekte in Bearbeitung. Mit diesen sollen entweder das Ausmass und die Ursache von Nitratbelastungen des Trinkwassers untersucht oder dann in enger Zusammenarbeit zwischen Gewässerschutzbehörde, Bauern und Beratung praktische Handlungsanweisungen erprobt werden. Man erhofft sich davon eine nachhaltige Senkung des Nitratgehalts im Trinkwasser. Es liegt leider in der Natur der Dinge, dass Ergebnisse mit dem angestrebten Erfolg nicht rasch zu erwarten sind.

- Im Bereich der Bundesgesetzgebung wird gegenwärtig eine Aenderung des Umweltschutzgesetzes geplant, mit welcher der Bundesrat ökonomische Lenkungsinstrumente, d.h. **Lenkungsabgaben** für Mineraldünger sowie Hofdünger**überschüsse**, einführen kann.
- Im Landwirtschaftsrecht sind einkommenswirksame Direktzahlungen eingeführt worden (Art. 31a und b LwG). Diese werden wegen den zwingend einzuhaltenden, teils weitergehenden ökologischen Rahmenbedingungen dazu beitragen, auch den Stofffluss im Stickstoffkreislauf zu senken (Grundsätze des biologischen Landbaus; IP-Richtlinien: z.B. im Talgebiet höchstens 150 kg wirksamen Stickstoff pro ha, usw.).

4 Blick über die Grenze

Im Ausland werden ähnliche Anstrengungen zur Behebung umweltgefährdender Verwendungen des Stickstoffs in der Düngung und Bodenbewirtschaftung unternommen. So hat die EG in Brüssel die **Richtlinie vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen** erlassen. Gestützt darauf müssen die Mitgliedsländer innert vier Jahren sicherstellen, dass mit Hofdüngern nicht mehr als 170 kg Gesamtstickstoff je Hektare (= 1,6 schweizerische DGVE) ausgebracht werden. Ist dies nicht möglich, können zusätzliche Hofdünger nur dann zugelassen werden, wenn das anvisierte Gewässerschutzziel der Richtlinie dennoch erreicht wird. In Frankreich, beispielsweise, werden zum raschen Verwirklichen der EG-Richtlinie gemäss Verordnung vom Februar 1993 ab 1994 Abgaben für Schweine-Grossmäster eingeführt (Betriebe mit 1'000 Mastschweineplätzen und mehr; ab 1995 für solche ab 600 MSP usw.).

Im Rahmen der **Nordsee- und Rheinschutzkonferenzen** hat sich die Schweiz verpflichtet, den Stickstoffeintrag in den Rhein zu halbieren. Deshalb hat die Eidg. Gewässerschutzkommission eine Expertengruppe mit der Abfassung eines Berichts zur **"Stickstoffproblematik in der Schweiz - heutige und künftige Belas-**

tung der Hydrosphäre" beauftragt. Er liefert Beurteilungsgrundlagen darüber, ob und wie das beschlossene Ziel der Halbierung der Stickstofffracht, die aus der Schweiz stammt, erreicht werden kann.

Literaturhinweise

- Bosshart, U., Einfluss der Stickstoffdüngung und der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsweise auf die Nitrat- auswaschung ins Grundwasser am Beispiel des Naturlabors Buechberg SH, Beiträge zur Geologie der Schweiz - Hydrologie, Nr. 32, 107 S., (1985).
- Bundesamt für Gesundheitswesen, Nitrate in Nahrungsmitteln, Bericht der Arbeitsgruppe "Nitrate in Nahrungsmitteln", 17 S., (November 1979).
- Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Nitrat-Untersuchung bei einer Hofquelle (Nitrat-Naturlabor), Schriftenreihe Umweltschutz, Nr. 78, 108 S., (Dezember 1987).
- Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit sowie Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Bonn), Massnahmen der Landwirtschaft zur Verminderung der Nährstoffeinträge in die Gewässer, Bund/Länder Bericht, 46 S., (April 1990).
- Eidg. Departement des Innern, Nitrat im Trinkwasser, Lagebericht, 50 S., (November 1979).
- Fachkommission Nitratbekämpfung "Projektgruppe Nitrat", Programm zur Ursachenbekämpfung der Nitrat- auswaschung im Kanton Bern 1989-1995, 3. Zwischenbericht, 24 S., (1993).
- Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC) Liebefeld: Candinas, T., Kompostanwendung in der Landwirtschaft, 7 S., Referat am 1. Oltner Kompostforum vom 3.-5. Juni 1993.
- Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene Liebefeld (FAC), Stickstoff in der Landwirtschaft, Luft und Umwelt, Oktobertagung 1988, Schriftenreihe Nr. 7 der FAC, 191 S., (Mai 1990).
- Forschungsanstalt für Obst-, Wein- und Gartenbau Wädenswil (FAW), Stickstoffdüngung nach Schnellmethoden im Gartenbau, Flugschrift Nr. 118, 32 S. sowie Anhänge, (Juli 1988).
- Furrer, O.J., Stauffer, W., Stickstoff in der Landwirtschaft, Gas-Wasser-Abwasser, 66, 7, 460-472, (1986).
- Institut Technique des Céréales et des Fourrage (ITCF-Paris), Nitrates: Pour concilier agriculture performante et

- qualité des eaux, Perspectives Agricoles, no. 144/145, 82 p., (février/mars 1990).
- Kantonales Amt für Umweltschutz Luzern, Nitratbelastung im Grundwasservorkommen der Gemeinde Oberkirch, Untersuchungsperiode 1979-1984, 60 S., (November 1985).
 - La France Agricole, L'Europe porcine face à l'environnement, (le point sur les législations et leurs évolutions; les initiatives techniques dans chaque pays pour s'adapter), ISSN 00464899, 21 p., (26 février 1993).
 - Leu, D., Biedermann, R., Dettwiler, J., Hoigné, J., Stadelmann, F.X., Bericht über Nitrate im Trinkwasser - Standortbestimmung 1985, Separatdruck, Mitt.Gebiete Lebensm.Hyg., 77, 227-315, (1986).
 - Ministère de l'Agriculture (Bruxelles), Instructions pratiques sur: La dosage optimale de fumure (no. 6), L'application judicieuse de fumure animale et minérale (no. 7.1 et 7.2), La qualité du lisier (no. 8), Les engrais verts (no.9), 16-20 pages par brochure, (janvier/juin 1992).
 - Ministère de l'agriculture/ministère de l'environnement (Paris), Amélioration des pratiques agricoles pour réduire les pertes de nitrates vers l'eau, 40 p.; Message de base, 45 p., (oct.1986/juillet 1987).
 - Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg, Wasserschutzgebiete - Sauberes Grundwasser, lebenswichtig für alle, 23 S., (Juni 1989).
 - Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg, Nitrate im Grundwasser - Vorschläge und Methoden, die Belastung zu senken, 47 S., (Dezember 1989).
 - National Institute of Public Health and Environmental Hygiene, Vulnerability of soil and groundwater to pollutants, Proceedings and information No. 38, International Conference 30.3.-3.4.1987 in Noordwijk, Netherlands, 1143 p., ISBN 90-6743-109-5, (1987).
 - Neyroud, J.-A., Possibilités de réduction de la teneur en nitrates de la laitue de serre par quelques techniques culturales, Revue suisse Vitic.Arboric.Hortic., 19, no. 5, 317-321, (1987).
 - OECD-Paris, Water Pollution by Fertilizers and Pesticides, Study Report, 144 S., ISBN 92-64-12856-5, (1986).
 - SRVA-Lausanne, Bilan N-min, Campagne automne 1991 - printemps 1992, 44 p. et annexes, (octobre 1992).
 - Umweltbundesamt Wien, Schadstoffbelastung von Wasser und Abwasser in Oesterreich, Monographieband Nr. 24, 116 S., (September 1990).
-

AMMONIAKEMISSIONEN AUS DER LANDWIRTSCHAFT¹⁾

Harald Menzi und Albrecht Nefel

Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC), CH-3097 Liebefeld-Bern

ZUSAMMENFASSUNG

Ammoniakemissionen aus der Hofdüngerwirtschaft sind ein Verlust für die Landwirtschaft und eine Belastung für die Umwelt. Ihre Reduktion ist aus wirtschaftlicher und ökologischer Sicht dringend und lohnend. Da die Emissionen von einer Vielzahl von Faktoren beeinflusst werden, sind differenzierte Aussagen über die Ammoniakverluste und deren Verteilung unter schweizerischen Produktionsbedingungen erst nach Abschluss der laufenden Untersuchungen möglich. Erste Ergebnisse waren mit Werten aus der Literatur vergleichbar und zeigten, dass einfache Massnahmen bereits zu einer deutlichen Verminderung der Verluste führen können.

1. Was geht uns Ammoniak an?

Ammoniak (NH_3), auch bekannt unter dem Namen Salmiakgeist, ist eine weit verbreitete Verbindung, mit der wir fast täglich konfrontiert sind: Beispielsweise in Reinigungsmitteln, in Ställen oder wenn ein Bauer Gülle ausgebracht hat. Die Prozesse, welche zur Ausgasung von NH_3 führen, sind bekannt. Für neue Schlagzeilen hat die Erkenntnis gesorgt, dass NH_3 negative Auswirkungen auf die Umwelt haben kann. Für die Landwirtschaft besonders von Bedeutung ist dies, weil ein grosser Teil des NH_3 in der Luft aus der Landwirtschaft stammt (BUJISMAN et al., 1987; STADELMANN und FUHRER, 1986). Dies ist nicht erstaunlich, da NH_3 überall freigesetzt wird, wo organische Stickstoffverbindungen abgebaut werden, das heisst überall, wo tierische Exkremente anfallen, gelagert oder verwendet werden. NH_3 -Emissionen und ihre ökologischen Folgen sind daher ein Thema, welches aus landwirtschaftlicher und ökologischer Sicht grosse Bedeutung hat und dementsprechend von beiden Seiten gemeinsam untersucht werden sollte.

Da die Höhe der NH_3 -Verluste von vielen Faktoren beeinflusst wird, gibt es auch verschiedene Ansatzpunkte, wie diese Verluste verringert werden können. Solche Massnahmen verursachen dem Landwirt meistens zusätzliche Arbeit oder Kosten. Er muss daher wissen, warum solche Massnahmen nötig sind und verlangt von Forschung und Beratung konkrete Empfehlungen, welche auf wissenschaftlichen Versuchen beruhen.

1.1 Sind Ammoniakverluste ein Problem für die Landwirtschaft?

Jeder Bauer kennt den Wert von Gülle und Mist als Dünger. Mit diesen Hofdüngern wird der Kreislauf der Nährstoffe zwischen Boden und Pflanze geschlossen: ein grosser Teil der dem Boden mit pflanzlichen Produkten entzogenen Nährstoffe wird in den Boden zurückgebracht. Von den in Hofdüngern enthaltenen Nährstoffen hat unter unseren Produktionsbedingungen der Stickstoff (N) den grössten Einfluss auf den Ertrag. Die wichtigste N-Verbindung in den Hofdüngern ist NH_3 bzw. seine gelöste Form Ammonium (NH_4^+). In Gülle wird der NH_4^+ -Gehalt oft gleichgesetzt mit dem Gehalt an "kurzfristig wirksamem Stickstoff".

¹⁾ Dieser Beitrag wurde unter dem Titel "Ammoniak - ein Molekül das Landwirtschaft und Umwelt beschäftigt" bereits in der Schweiz. Landw. Fo. 33 (1), 1992 publiziert.

Viele Landwirte sind von der Düngewirkung der Hofdünger enttäuscht. Auch in Versuchen werden oft nicht jene Erträge erzielt, welche anhand der ausgebrachten Menge an "kurzfristig wirksamem Stickstoff" erwartet werden können. Diese schlechte Wirkung der Hofdünger ist meistens auf eine ungenügende N-Versorgung der Pflanzen zurückzuführen. Verschiedene Untersuchungen (z.B. DÖHLER, 1990; BLESS, 1991) haben gezeigt, dass nach dem Ausbringen von Gülle 5 bis 95 % des in der Gülle enthaltenen NH_4^+ als NH_3 verloren geht. Somit erreichen noch 95-5 % des ausgebrachten kurzfristig wirksamen Stickstoffs den Boden bzw. die Pflanze. Es liegt auf der Hand, dass eine exakte Abschätzung der Düngewirkung unter diesen Voraussetzungen illusorisch ist. Die meisten Landwirte reagieren auf diese Tatsache mit einer erhöhten N-Düngung in mineralischer Form. Die oft resultierende Überdüngung verursacht Kosten und eine unausgewogene N-Bilanz. Die NH_3 -Emissionen stellen somit für den Landwirt einen doppelten Verlust dar: Er verliert einen Teil des N aus seinen Hofdüngern und muss wegen der nicht einschätzbaren Höhe dieser Verluste mehr Dünger zukaufen als eigentlich nötig wäre. Noch grösser wird der Unterschied zwischen theoretisch und praktisch verfügbarem N, wenn die N-Bilanz des Gesamtbetriebes betrachtet wird, da bereits im Stall und während der Hofdüngerlagerung NH_3 verloren geht. Durch eine Verringerung der NH_3 -Verluste und durch bessere Kenntnisse über die tatsächlichen Verluste könnten der Handelsdüngereinsatz und dadurch die Düngerkosten sowie der Energie-Input der Landwirtschaft reduziert werden. Auch wenn NH_3 Emissionen, welche in Ammonsalpete umgerechnet rund 60 Millionen Franken pro Jahr ausmachen, nie ganz vermieden werden können, brächten Massnahmen zur Reduktion der NH_3 -Emissionen der Landwirtschaft Einsparungen bei den Düngerkosten in Millionenhöhe.

Die Forschungsanstalten erarbeiten zur Zeit die Grundlagen für neue Richtwerte über Anfall und Zusammensetzung der Hofdünger. Diese neuen Richtwerte werden von Beratung und Praxis dringend erwartet. Sie sollen so aufgebaut sein, dass auch Besonderheiten des einzelnen Betriebes berücksichtigt werden können (MENZI und FLÜCKIGER, 1991). Auch wenn mit diesen differenzierten Richtwerten die Phosphor- und Kalimenge in den Hofdüngern wesentlich besser erfasst werden als bisher (MENZI et al., 1991), können sie nur dann zu einer deutlich verbesserten Hofdüngerwirtschaft und entsprechenden Einsparungen bei den Handelsdüngern beitragen, wenn auch die N-Wirkung zuverlässig erfasst werden kann. Dies ist nicht möglich ohne eine differenzierte Berücksichtigung der NH_3 -Verluste, welche immerhin bis 50 % des gesamten N in den tierischen Exkrementen ausmachen können. Damit eine Berücksichtigung dieser Verluste möglich wird, müssen möglichst genaue Angaben (± 10 % oder genauer) über den Einfluss wichtiger Faktoren auf die NH_3 -Verflüchtigung vorhanden sein.

1.2 Warum sind die Ammoniakemissionen für die Umwelt von Bedeutung?

NH_3 -Moleküle werden nach ihrer Verflüchtigung vom Wind verfrachtet. Als NH_3 , NH_4^+ oder in Aerosolen kommen sie aber später wieder auf den Boden. Diese Deposition bzw. Immission kann wenige Meter oder bis einige 100 Kilometer vom Ursprungspunkt entfernt auftreten (ASMAN, 1990). Auf landwirtschaftlich intensiv genutzten Grundstücken ist diese Deposition, welche aus anderen N-Emissionen entsteht, als Gratisdüngung kein Problem. In Ökosystemen wie Wäldern, Mooren und Gewässern, deren Entwicklung und Erhaltung seit jeher auf eine geringe N-Versorgung eingestellt ist, kann der N-Eintrag aus der Luft zu ökologisch unerwünschten Bestandesveränderungen bzw. zu einer Artenverarmung führen. Zudem wird die Resistenz der Pflanzen gegenüber Schädlingen, Krankheiten und Frost durch den zu hohen N-Eintrag verringert (FLÜCKIGER, 1988). Im Boden führt der Abbau von NH_4^+ -Ionen zu Nitrat zu einer Freisetzung von H^+ -Ionen (Versauern) und das Nährstoffgleichgewicht wird in eine für viele Pflanzen ungünstige Richtung verschoben. Auch in der Luft ist das NH_3 nicht unproblematisch, da es verschiedene Prozesse beeinflusst (NEFTEL et al., 1990). Erhöhte NH_3 -Konzentrationen in der Luft fördern beispielsweise die Deposition von Sulfat und Nitrat.

Wegen der beschriebenen Auswirkungen muss aus ökologischer Sicht eine Reduktion der Emission

stickstoffhaltiger Verbindungen bzw. von NH_3 angestrebt werden. Zur Sichtbarmachung von kritischen Gebieten und Reduktionspotentialen wird als erster Schritt ein detaillierter Emissionskataster verlangt. Wichtig ist dabei nicht nur die Gesamtemission, sondern auch deren zeitliche Verteilung.

Entsprechend der unterschiedlichen Fragestellung sind die Anforderungen von Landwirtschaft und Umweltschutz an Daten über NH_3 -Emissionen unterschiedlich. In beiden Bereichen werden aber so rasch als möglich exakte Angaben benötigt.

2. In welcher Grössenordnung liegen die Ammoniakverluste in der Schweiz?

Erste Abschätzungen der NH_3 -Verluste in Europa wurden von BUIJSMANN et al. (1985, 1987) auf der Basis holländischer produktionstechnischer Angaben gemacht. Auf den gleichen Grundlagen beruhen auch die Schätzungen für die Schweiz von STADELMANN und FUHRER (1986) und STADELMANN (1990). Diese Berechnungen ergaben Verluste von rund 50 kt NH_3 pro Jahr (Tab. 1). In ähnlicher

Tab. 1. NH_3 -Emissionsfaktoren in der Schweiz für ausgewählte Tierarten nach verschiedenen Autoren sowie daraus berechnete Gesamtemissionen

	Emissionsfaktoren (NH ₃ kg/Tier/Jahr)			
	BUIJSMAN et al. (1987)	STADELMANN (1990)	ASMAN (1990)	KLAASSEN (1991)
Rindvieh	18	21.3	25.1	32.9/13.3 ¹⁾
Schweine	2.8	2.1	4.8	4.2
Hühner	0.26	0.26	0.32	0.32/0.176 ²⁾
Pferde	9.4	11.1	12.5	12.5
Schafe	3.1	2.7	1.9	1.9

Gesamtemissionen Landwirtschaft (kt NH ₃ pro Jahr)				
Bezugsjahr	1983	1987	1987	1987
	53	56	68	60

1) Milchkühe/übriges Rindvieh

2) Legehennen/übrige Hühner

Grössenordnung liegen die Ergebnisse von KLAASSEN (1991). ASMAN (1990) dagegen kam unter Berücksichtigung neuerer holländischer Grundlagen auf etwas höhere Zahlen. Da in verschiedenen Bereichen noch zuwenig oder nicht übereinstimmende Versuchsgrundlagen vorliegen, ist es schwierig zu beurteilen, wie gut die in Tab. 1 gezeigten Schätzungen der NH_3 -Emissionen für die Schweiz stimmen. Die Tatsache, dass ein Grossteil der NH_3 -Emissionen aus der Landwirtschaft stammt, kann nicht angezweifelt werden. Für eine differenzierte Beurteilung des Problems und für konkrete Empfehlungen an die Praxis sollten aber zuverlässige Angaben zur Verfügung stehen, welche auf schweizerischen Produktionsbedingungen basieren.

3. Welche produktionstechnischen Besonderheiten der Schweiz können die Ammoniakemissionen beeinflussen?

Wie sicher die Uebertragung ausländischer Versuchsergebnisse auf die Schweiz ist, muss grundsätzlich überall dort abgeklärt werden, wo die natürlichen Bedingungen oder die technischen und produktionstechnischen Voraussetzungen in der Schweiz mehrheitlich nicht mit den ausländischen Versuchsbedingungen übereinstimmen.

3.1 Natürliche Voraussetzungen

Feldversuche über die NH_3 -Verluste wurden bisher hauptsächlich in Holland, England und Norddeutschland durchgeführt. Diese Regionen unterscheiden sich bezüglich der klimatischen Bedingungen von der Schweiz. Die Windgeschwindigkeit ist im Mittel höher und die Windrichtung konstanter. Diese Faktoren beeinflussen die Emissionen und erschweren die Uebertragung ausländischer Resultate. Die komplexe schweizerische Topographie erschwert zudem präzise Messungen.

Auch die Bodenart, der Boden-pH und die Kationenaustauschkapazität des Bodens beeinflussen die NH_3 -Emissionen (HÄNI et al., 1990). Es kann aber davon ausgegangen werden, dass diese Einflüsse für die NH_3 -Emissionen in den ersten Tagen nach der Hofdüngerausbringung weniger ins Gewicht fallen. Erschwert durch Bodeneigenschaften wird vor allem die Uebertragung ausländischer Empfehlungen zur Emissionsverminderung. So ist beispielsweise das in Holland praktizierte Eindringen von Gülle in der Schweiz wegen der ungünstigen Topographie, der schweren Böden, dem hohen Skelettanteil und dem geringen Ackerflächenanteil kaum in grösserem Massstab denkbar.

3.2 Technische und produktionstechnische Voraussetzungen

Die üblichen Betriebes- und Parzellengrössen in der Schweiz setzen den im Ausland propagierten Ausbringungssystemen mit geringen NH_3 -Verlusten (Eindringen, Schleppschräuche usw.) enge Grenzen. Entsprechend wurden im Ausland Versuche oft mit einer in der Schweiz nicht gebräuchlichen Ausbringungstechnik durchgeführt. Diese Aussage lässt sich auch auf die Lagerungstechnik und die Aufstallungssysteme übertragen. Im Gegensatz zu Holland und Deutschland sind offene Güllesilos in der Schweiz noch relativ wenig vertreten, die Gülle wird auf den meisten Betrieben stark verdünnt und 72 % der Kühe stehen noch in Anbindeställen mit Mist- und Gülleproduktion (KAUFMANN, 1992). Ausländische Versuche dagegen wurden hauptsächlich mit unverdünnter Vollgülle durchgeführt. Gerade die in der Schweiz übliche hohe Verdünnung der Gülle könnte einen wesentlichen Einfluss auf die gesamten NH_3 -Verluste haben, da dadurch die Emissionen sowohl im Stall wie auf dem Feld verringert werden (DÖHLER, 1990). Die Beurteilung, ob die Gesamtverluste von Mist und kotarmer Gülle sich von jenen von Vollgüllesystemen unterscheidet, ist eines der Hauptziele schweizerischer Versuche, da solche Angaben in ausländischen Arbeiten weitgehend fehlen.

Die Schweiz zeichnet sich im Vergleich zu anderen europäischen Ländern durch einen hohen Anteil der Milchproduktion aus dem Grundfutter aus (MENZI und GANTNER, 1987). Wie weit dies auch die NH_3 -Emissionen beeinflusst, ist noch unklar. Sicher einen Einfluss hat dagegen das im Vergleich zu Holland tiefe N-Düngungsniveau. Während in der Schweiz 1985 durchschnittlich 220 kg N pro Hektare (ha) ausgebracht wurden, waren es in Holland 530 kg/ha (van BOHEEMEN, 1987). Das höhere Düngungsniveau führt zu einem Anstieg des N-Gehaltes im Rauhfutter und zu entsprechend höheren tierischen Ausscheidungen. So berechnete beispielsweise KLAASSEN (1991) für die Schweiz einen N-Anfall von 103 kg pro Kuh und Jahr und für Holland 145 kg. Schweizerische Arbeiten ergaben 105 kg pro Kuh und Jahr (MENZI und FLÜCKIGER, 1991). Ebenfalls geringer als in Holland ist in der Schweiz die Weidedauer beim Rindvieh. Unter der vereinfachenden Annahme, dass $\frac{2}{3}$ des Rindviehbestandes in der Schweiz während 150-200 Tagen 10 Stunden geweidet werden, ergibt sich, dass nur rund 15 % des N auf der Weide ausgeschieden werden. In Holland wird mit etwa 60 % gerechnet (KLAASSEN, 1991). Die Gesamtemissionen werden durch diese geringe Weidedauer im Vergleich zu Holland eher erhöht, da die Stall- und Feldverluste im Verhältnis zu ausgeschiedenen N-Menge meist höher sind als die Verluste auf der Weide. Andererseits muss berücksichtigt werden, dass die im Stall gesammelten Nährstoffe gezielt der Düngung zugeführt werden können, während die auf der Weide ausgeschiedenen Exkrememente wegen ihrer ungleichmässigen Verteilung meist eine schlechte Düngewirkung haben.

3.3 Gibt es den Sonderfall Schweiz?

Die grundlegenden Prozesse, welche die NH_3 -Verflüchtigung beeinflussen (Temperaturabhängigkeit, pH, Einfluss der NH_4^+ -Konzentration usw.), sind bekannt (z.B. RANK, 1988; BESSON et al., 1990) und gelten auch für die Schweiz. Was die natürlichen und technischen Voraussetzungen betrifft, ist es angesichts der vielen offenen Fragen zur Zeit noch nicht möglich, zu beurteilen, ob die NH_3 -Emissionen pro Tierereinheit in der Schweiz sich von jenen anderer Länder unterscheiden. Es ist anzunehmen, dass sich ein Teil der diskutierten Besonderheiten gegenseitig aufhebt und dass weniger die Gesamtemissionen als deren räumliche und zeitliche Verteilung in der Schweiz anders sein könnten als im Ausland. Zur Klärung solcher Fragen sind gezielte Versuche notwendig.

4. Laufende Forschungsaktivitäten und erste Ergebnisse

4.1 Organisation der Versuche

Exakte Messungen der NH_3 -Emissionen sind sehr aufwendig. Auf der anderen Seite sollten Ergebnisse und praktische Empfehlungen möglichst rasch vorliegen. Um diesen Vorgaben Rechnung zu tragen, wurde für die Versuche eine möglichst breite Zusammenarbeit angestrebt. Innerhalb der FAC wird die Problematik durch Mitarbeiter der Dienste Hofdünger und Luftüberwachung gemeinsam bearbeitet. Die Versuche werden zum Teil zusammen mit der FAT-Tänikon und zum Teil mit ETH-Instituten (Prof. W. Langhans, J. Oertli) durchgeführt. Unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Art von Problemstellung und Versuchsmethodik wurde das Projekt in die zwei Teile Stall/Hofdüngerlagerung und Feldverluste unterteilt.

Für das Instrumentarium zur Messung von NH_3 -Konzentrationen in der Luft konnte auf die Vorarbeiten von NEFTEL et al. (1990) zurück gegriffen werden. Die drei Messsysteme Passivsammler, Differentielle Optische Absorptionsspektroskopie (DOAS) und Flow Injection Analysis (FIA) wurden in ersten methodischen Versuchen in einem Stall und auf dem Feld verglichen und anhand der gemachten Erfahrungen für den Einsatz in Routineversuchen modifiziert. Sie können heute je nach Fragestellung und Voraussetzungen wahlweise eingesetzt werden.

Die Versuche über NH_3 -Emissionen sind erst in der Anfangsphase. Die ersten Ergebnisse mit landwirtschaftlichen Verfahren ermöglichen erste Aussagen und Folgerungen. Eine differenzierte Beurteilung der wichtigsten Verluste, deren zeitlicher und räumlicher Verteilung sowie detaillierte Praxisempfehlungen werden aber erst nach Abschluss des Projektes möglich sein.

4.2 Verluste im Stallbereich

In einem weitgehend zwangsentlüfteten Milchviehstall mit Schwemmkanal wurde während drei Perioden von je rund 10 Tagen die Abluftmenge gemessen und der NH_3 -Gehalt der Abluft mit verschiedenen Messsystemen bestimmt (KILCHENMANN, 1990; KUPPER, 1992). Die Verluste betragen im Mittel 14 g NH_3 pro Kuh und Tag bzw. etwa 4 % der von den Tieren ausgeschiedenen N-Menge (Tab. 2). Dieser Wert liegt etwas tiefer als in ausländischen Untersuchungen (z.B. OLDENBURG, 1989). Im Sommer waren die Emissionen erwartungsgemäss etwas höher als im Winter. Der Tagesgang der Emissionen wurde durch den produktionstechnischen Tagesablauf (Melk- und Fütterungszeiten, offene Türen usw.) geprägt.

Tab. 2. Gemessene NH_3 -Emissionen aus einem Milchviehstall mit Schwemmenmistung während der Sommer- und Winterfütterung. Ergebnisse von KUPPER (1992) und KILCHENMANN (1990).

		Sommer	Winter	Durchschnitt
Gesamtemissionen	NH_3 g/Tag	258.2	253.2	256.0
Emissionen pro DGVE	NH_3 g/Tag	14.5	12.7	13.7

Für die differenzierte Beurteilung der NH_3 -Verluste im Stall und während der Hofdüngerlagerung muss zuerst der Einfluss einzelner Faktoren auf die Emissionen besser bekannt sein. Dies bedingt Versuche

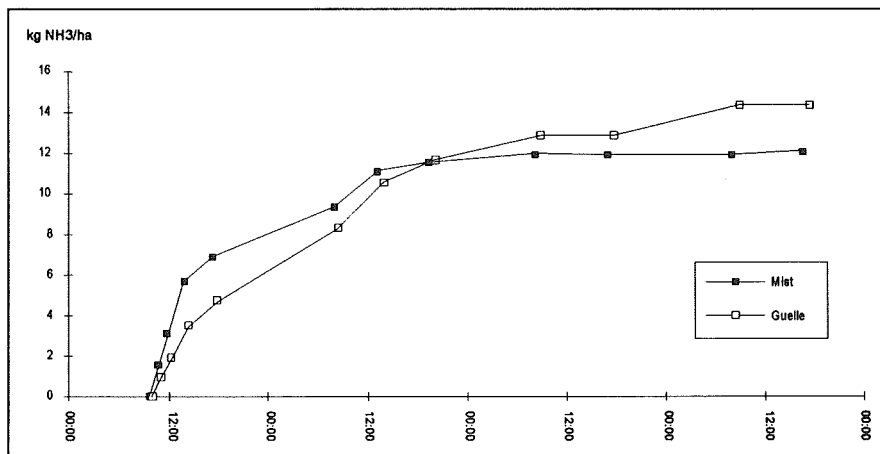
unter kontrollierbaren Bedingungen. Als Möglichkeit für solche Arbeiten stehen zur Zeit Versuche in den Respirationkammern der ETH zur Diskussion. Vorversuche in diesen Kammern verliefen vielversprechend.

4.3 Verluste nach der Hofdüngeranwendung

Um die Uebertragbarkeit der Versuchsergebnisse auf den Praxismasstab zu gewährleisten, wird mit Feldversuchen gearbeitet. Der NH_3 -Verlust wird mit der sog. Massenbilanzmethode bestimmt. Dazu muss die Windgeschwindigkeit und die NH_3 Konzentration auf verschiedenen Höhen im Zentrum einer Kreisfläche, auf der Gülle oder Mist ausgebracht wurde, gemessen werden. Mit der eingesetzten Methode können verfahrensbedingte Emissionsunterschiede in der Grössenordnung von 10-20 % erfasst werden. Vom Herbst 1991 bis Ende 1992 konnten in Tänikon 5 Versuche mit insgesamt 10 Flächen durchgeführt werden. Sie dienen in erster Priorität methodischen Abklärungen. Aehnlich wie in ausländischen Arbeiten wurden NH_3 -Verluste von 20 bis 80 % der ausgebrachten NH_4^+ -Menge gemessen. Der Vergleich der ersten produktionstechnischen Verfahren zeigte, dass mit einfachen Massnahmen wie Hacken eines Stoppelfeldes vor der Gülleausbringung deutliche Emissionsvermindierungen (im Versuch 35-40 %) erzielt werden können.

Ein erster Vergleich von Gülle und Mist zeigte, dass bei Mist wie bei Gülle ein grosser Teil der Emissionen in den ersten Stunden nach der Ausbringung auftrat und dass bei Mist und Gülle etwa der gleiche Anteil des ausgebrachten NH_4^+ verloren ging (Abb. 1). Aehnliche Untersuchungen mit weiteren Misten und bei anderen Bedingungen werden noch benötigt, bevor zuverlässige Aussagen für den Vergleich zwischen Mist und Gülle und den allgemein zu erwartenden Emissionsverlauf möglich sind. In den kommenden routinemässigen Untersuchungen sollen deshalb als Schwerpunkt verschiedene Hofdüngertypen, vor allem auch Mist und kotarme Gülle, verglichen werden. Zusätzlich sind Versuchsreihen geplant, welche den Einfluss einzelner Faktoren (z.B. Konzentration der Gülle und Ausbringmenge) auf die Höhe der Verluste quantifizieren sollen. Die Messdauer wird bewusst auf die ersten 3-5 Tage nach dem Ausbringen von Hofdüngern beschränkt.

Abbildung 1: Kumulative NH_3 -Verluste in den ersten 2 1/2 Tagen nach dem Ausbringen von Mist (26 t/ha) und Gülle (34 m³/ha) im Oktober 1992 (Messungen von KATZ und FRICK; unveröffentlicht)



5. Ausblick

Dass NH_3 -Emissionen auftreten ist kaum umstritten. Das Bewusstsein, dass diese nicht vermieden, sondern nur reduziert werden können und dass deren Verminderung im gemeinsamen Interesse von Landwirtschaft und Umwelt liegt, muss in der Landwirtschaft sowie in der übrigen Bevölkerung noch gefördert werden.

Résumé: Les émissions agricoles d'ammoniac

Les émissions d'ammoniac sont une perte pour l'agriculture et une charge pour l'environnement. Leurs réductions sont urgentes du point de vue économique et écologique. Etant donné que les émissions dépendent d'un grand nombre de facteurs, des énoncés différenciés des pertes d'ammoniac et de leurs distributions sous les conditions de production suisses ne seront possible qu'à la fin des expériences en cours. Les premiers résultats étaient comparables aux valeurs proposées dans la littérature. Ils montraient que les pertes peuvent être réduites considérablement avec des mesures simples.

Verdankung

Wir danken R. Frick von der FAT-Tänikon sowie G. Borka und P. Katz für ihren Einsatz in den Versuchen und für die sorgfältige Durchsicht des Manuskriptes.

LITERATUR

- ASMAN, W.A.H.: Ammonia emission in Europe: updated emission and emission variations. Report 228471108, National Institute for Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, the Netherlands, 1990
- BESSON, J.-M., BONJOUR, R., CANDINAS, T., GWERDER, M., ROULET, M. and SPIESS, E.: Influence de la nature et de la quantité des engrais sur la volatilisation de l'ammoniac. Schriftenreihe der FAC-Liebfeld Nr. 7: 91-111, 1990
- BOHEEMEN, P.J.M., van: Extent, effects and tackling of a regional manure surplus; a case-study for a Dutch region. In: Animal manure on grassland and fodder crops: Fertilizer or waste? H.G. van der Meer, R.J. Unwin, T.A. van Dijk and G.C. Ennik (Eds.) Dordrecht: Martinus Nijhoff Publishers. 1987
- BUJSMAN, E., MAAS, H.F.M. and ASMAN, W.A.H.: Ammonia emission in Europe, Summary report. Report R-85-2, Institute for Meteorology and Oceanography, State University Utrecht, the Netherlands. 1985
- BUJSMAN, E., MAAS, H.F.M. and ASMAN, W.A.H.: Anthropogenic NH_3 emissions in Europe. Atmospheric Environment **21**: 1009-1022, 1987
- BLESS, H.G.: Ammoniak-Emissionen nach dem Ausbringen von Wirtschaftsdüngern. In: Schriftenreihe der Agrarwissenschaftlichen Fakultät der Universität Kiel: Vorträge zur Hochschultagung, 1990
- DÖHLER, H.: Ammoniakverluste nach der Flüssigmistausbringung - Erfassung und Minderungsmöglichkeiten. In: Ammoniak in der Umwelt. H. Döhler und H. Van den Weghe (Eds.). KTBL, Darmstadt, 41. 1- 41.10, 1990
- FLÜCKIGER, W.: Stickstoff und Stickstoffverbindungen in der Luft und ihre ökophysiologische Bedeutung. CHIMIA **42**: 41-56, 1988
- KAUFMANN, A.: Forschung und Praxis der Festmistwirtschaft in der Schweiz, Teil 1: Verfahrenstechnische Aspekte und praktische Erfahrungen. Fachgespräch "Umweltgerechte Verwertung von Festmist", Waltersdorf/Thüringen 26./27. Nov. 1992 (im Druck)
- KLAASSEN, G.: Past and future emissions of ammonia in Europe. Status Report, IASA, Laxenburg, Oestereich, 1991
- KILCHENMANN, U.: Vergleich verschiedener Messmethoden zur Erfassung der Ammoniakverluste in einem Milchviehstall. Diplomarbeit ETH-Zürich (unveröffentlicht), 1990
- KUPPER, T.: Optimierung von Messmethoden zur Erfassung der NH_3 -Verluste aus einem Milchviehstall. Diplomarbeit ETH-Zürich (unveröffentlicht), 1992
- MENZI, H. and GANTNER, U.: Entwicklung der Milchleistung aus dem Grundfutter im schweizerischen Tal- und Berggebiet zwischen 1966 und 1985. Schweiz. Landw. Fo. **28**: 209-221, 1987
- MENZI, H. and FLÜCKIGER, E.: Neue Richtwerte für Hofdünger: Aktueller Stand und Konsequenzen. Kursunterlagen zum SVIAL-Weiterbildungskurs "Tierhaltung und Nährstoffkreisläufe auf dem landwirtschaftlichen Betrieb", Bern 16./17. April 1991, 18 pp.

- MENZI, H., BESSON, J.-M., FLÜCKIGER, E. und JANS, F.: Gülleanfall von Milchkühen auf Praxisbetrieben. Landwirtschaft Schweiz 4, 173-177, 1991
- NEFTEL, A., BLATTER, A. und STADELMANN, F.X.: Ammoniak in der bodennahen Luftschicht von landwirtschaftlichen Produktionsgebieten. Schlussbericht des NFP14+ Projektes 4014-11081. FAC-Liebefeld, 1990
- OLDENBURG, J.: Geruchs- und Ammoniakemissionen aus der Tierhaltung. KTBL-Schrift 333, 1989
- RANK, M.: Untersuchungen zur Ammoniakverflüchtigung nach GÜlledüngung. Diss. Technische Universität München, 1986
- STADELMANN, F.X.: N in der Landwirtschaft: Kreislauf, Probleme, Verluste, Synthese, Schlussfolgerungen. Schriftenreihe der FAC-Liebefeld Nr. 7: 141-191, 1990
- STADELMANN, F.X. und FUHRER, J.: Landwirtschaftsbedingte Ammoniakbelastung der Luft und mögliche Folgen für die Vegetation. Interner Bericht der FAC-Liebefeld. 16 S., 1986

Einfluss von Temperatur, Feuchtigkeit und N_{\min} -Gehalt auf die Stickstoffmineralisierung im Boden

Werner Jäggi und Hansruedi Oberholzer, Eidgenössische Forschungsanstalt für landw. Pflanzenbau, Zürich-Reckenholz

Der in der organischen Bodensubstanz gebundene Stickstoff wird durch Mikroorganismen mineralisiert. Die Kenntnis des potentiellen N-Nachlieferungsvermögens eines Bodens lässt jedoch noch keine präzise Vorraussage für die zu erwartende N-Nachlieferung im Feld zu (OBERHOLZER und WALTHER 1993; WERNER 1991). Dazu wären Koeffizienten für unterschiedliche Temperatur- und Bodenfeuchtigkeitsverhältnisse sowie auch bestimmte Bewirtschaftungsmassnahmen notwendig. Unter den sich ständig verändernden Feldverhältnissen ist es unmöglich, den Einfluss einzelner Standortfaktoren auf die Stickstoffmineralisierung exakt zu ermitteln. Deshalb wurde der Einfluss der Temperatur und Feuchtigkeit sowie des N_{\min} -Gehaltes auf die N-Mineralisierung im Boden unter kontrollierten Bedingungen im Labor untersucht.

Der potentiell mineralisierbare Stickstoff im Boden

Die potentiell mineralisierbare Stickstoffmenge eines Bodens wird durch Inkubation von Bodenproben im Labor bestimmt. Sie gibt Auskunft, wieviel Stickstoff in einem Boden unter optimalen Verhältnissen mineralisiert werden kann. Dazu wird fein gesiebter Boden mit einer maximalen Teilchengrösse von 2 mm bei einer Feuchtigkeit von 55 % der maximalen Wasserhaltekapazität (WHK) bei 25°C inkubiert. Während mehrerer Wochen wird die Veränderung des Gehaltes an Ammonium (NH_4) und Nitrat (NO_3) gemessen. Da für alle Böden die gleichen Bedingungen gelten, sind Vergleiche zwischen verschiedenen Böden möglich.

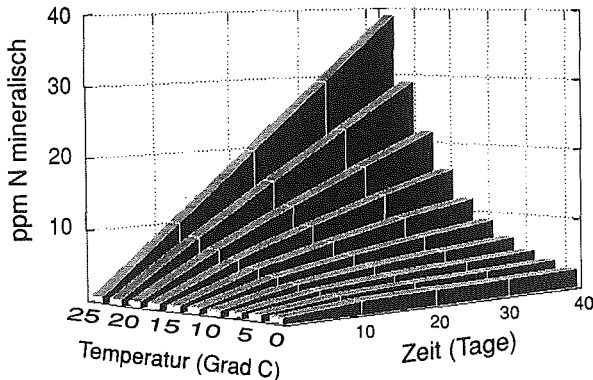


Abb. 1. N-Mineralisierung im Brutversuch in Abhängigkeit von Temperatur und Zeit (multiple Regression, $R^2 = 0.96$)

Einfluss der Bodentemperatur

Bei unterschiedlichen Bodentemperaturen (im Bereich von -2°C bis $+25^{\circ}\text{C}$) und bei konstanter Feuchtigkeit von 55 % der maximalen Wasserhaltekapazität wurde in verschiedenen Böden die N-Mineralisierung bestimmt. In Abb. 1 ist ein aufgrund der gefundenen Resultate berechnetes Modell dargestellt. Die N-Mineralisierung zeigte eine exponentielle Abhängigkeit von der Temperatur. Pro 5°C ergab sich beinahe eine Verdoppelung der N-Mineralisierung. Zeitlich verlief sie hingegen bei allen Temperaturen nahezu linear. Eine ähnliche Abhängigkeit wurde auch für die Bodenatmung und den Zelluloseabbau festgestellt.

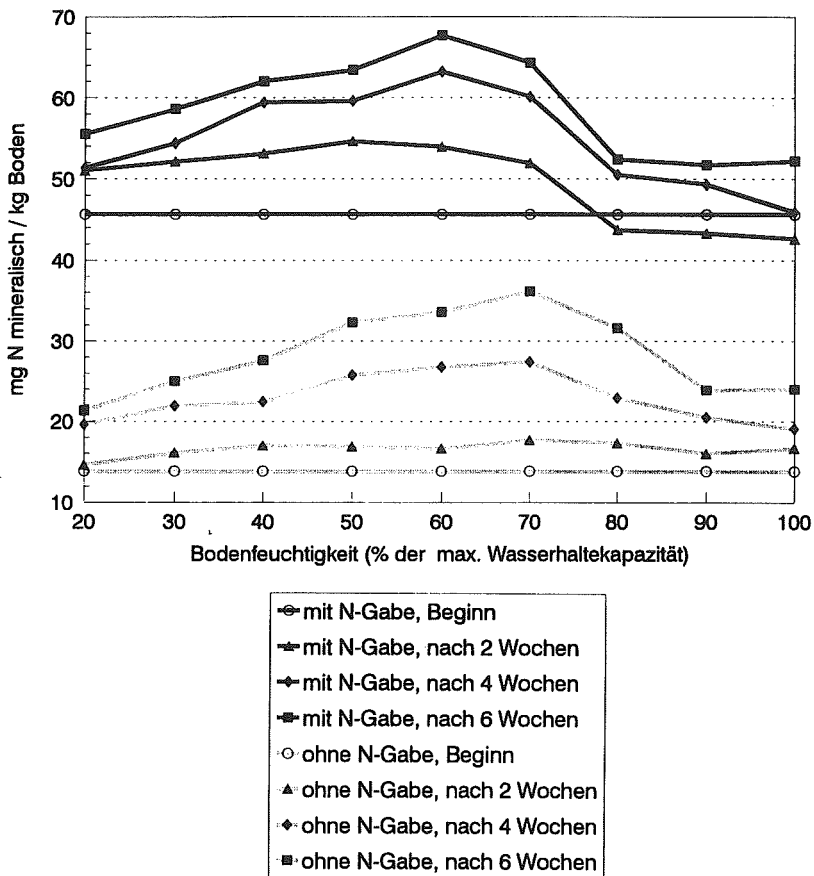


Abb. 2. Gehalt des Bodens an mineralischem Stickstoff bei Beginn sowie nach 2, 4 und 6 Wochen ohne bzw. mit N-Gabe (26 mg N/kg Boden, entsprechend 100 kg N/ha) in Abhängigkeit von der Bodenfeuchtigkeit.

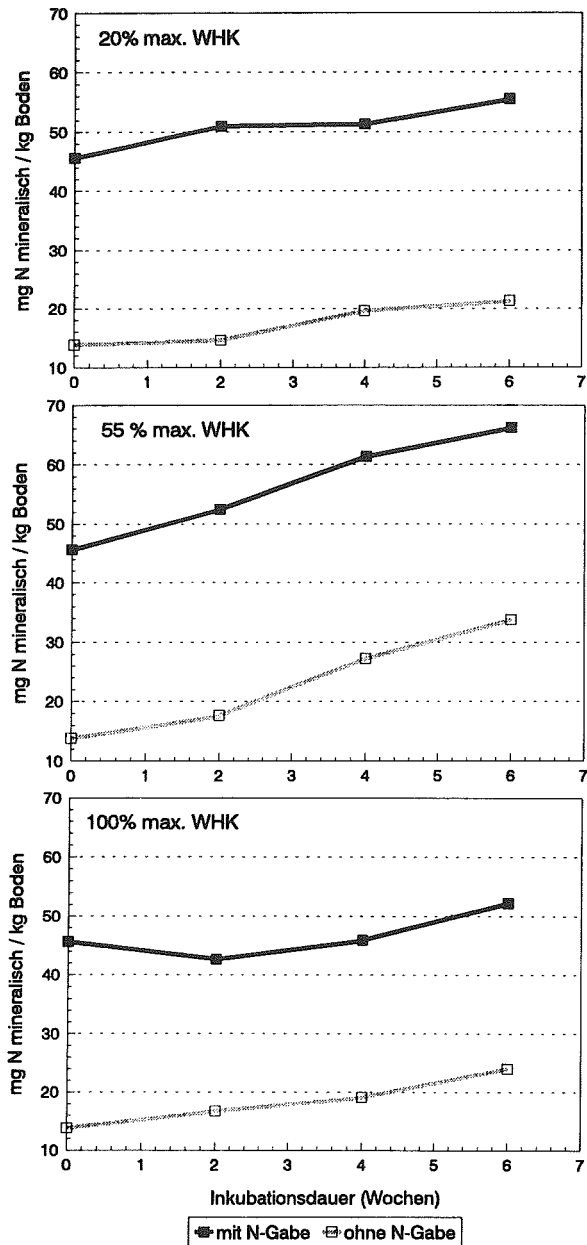


Abb. 3. Veränderung des Gehaltes des Bodens an mineralischem Stickstoff ohne und mit N-Gabe (26 mg N/kg Boden, entsprechend 100 kg N/ha) während 6 Wochen bei 20°C und unterschiedlicher Bodenfeuchtigkeit (% der maximalen Wasserhaltekapazität).

Einfluss der Bodenfeuchtigkeit und des N_{\min} -Gehaltes

Die Bodenfeuchtigkeit wirkte sich stark auf die N-Mineralisierung aus (Abb. 2). Der Optimalbereich lag zwischen 50 und 70 % der maximalen Wasserhaltekapazität. Je trockener der Boden, umso geringer war die N-Mineralisierung infolge Wassermangels. Bei einer Bodenfeuchtigkeit von 80% der maximalen Wasserhaltekapazität und höher wurde die N-Mineralisierung ebenfalls geringer infolge Sauerstoffmangels durch Behinderung der Bodendurchlüftung.

Der N_{\min} -Gehalt des Bodens zeigte keinen Einfluss auf die Intensität der N-Mineralisierung im Brutversuch (Abb. 3, 20 und 55% max. WHK). Bei hohen Wasser- und N_{\min} -gehalten verminderte sich während der ersten 2 Wochen der Gehalt an mineralischem Stickstoff (Abb. 2 und Abb. 3, 100% max. WHK). Gemäss ähnlichen Versuchen von DORAN et. al. (1988) dürfte dies auf Denitrifikation zurückzuführen sein.

Folgerungen

Zur Bestimmung des Stickstoffmineralisierungspotentials von Bodenproben unter Laborbedingungen stehen heute geeignete Methoden zur Verfügung. Die Uebertragung der Laborergebnisse auf Feldbedingungen ist zur Zeit aber noch nicht zufriedenstellend möglich.

Witterungsverlauf und Bodenverhältnisse wirken sich sehr stark auf die mikrobiellen Aktivitäten am Standort aus. Die Untersuchungsergebnisse über den Einfluss der Temperatur und der Feuchtigkeit zeigen, dass es schwierig ist, einen einzigen zutreffenden Faktor für das Ausmass der Ausschöpfung dieses Potentials zu finden. Dazu müssen die Standortbedingungen, die Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Faktoren sowie deren Einfluss auf die mikrobiellen Aktivitäten wie N-Mineralisierung und Denitrifikation in die Berechnung einbezogen werden.

Literatur

- DORAN D.W., MIELKE L.N. und STAMATIADIS S., 1988. Microbial activity and N cycling as regulated by soil water-filled pore space. ISTRO Proceedings 1, 49-54.
- OBERHOLZER H.R. und WALTHER U., 1993. N-Fractionen des Bodens - ihre agronomische und ökologische Bedeutung. Bulletin BGS 17.
- WERNER W., 1991. Forschungsbedarf im Zusammenhang mit den Zielvorstellungen der Mess- und Voraussagbarkeit von Elementen und Prozessen der Bodenfruchtbarkeit. In: Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Band 1. Bodenfruchtbarkeit (Berichte über Landwirtschaft: Sonderheft 203). Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin, 110-133.

ÜBER DEN EINFLUSS VON UNTERSAAATEN IM MAISANBAU AUF DIE STICKSTOFFMINERALISATION UND DIE BODENATMUNG

B. Spycher und Ch. Wüthrich

Geographisches Institut der Universität, Forschungsgruppe Landschaftsökologie, 4055 Basel

Wird Mais mit traditioneller Bodenbewirtschaftung angepflanzt, so entsteht eine sieben- bis achtmonatige Bracheperiode zwischen der Herbstfurche und dem Reihenschluss des Maisbestandes. Während dieser Zeit ist die Bodenoberfläche den Witterungseinflüssen ausgesetzt, was zu Bodenverdichtung, -verschlammung, -verkrustung und -erosion sowie Nähr- und Hilfsstoffauswaschung führen kann (Sturny, W., Meerstetter, A., 1990). Durch Untersaaten versucht man diese Nachteile des Maisanbaus zu reduzieren (Mulchsaatverfahren). Wichtig im Zusammenhang mit solchen Verfahren ist die Frage wie stark sich Untersaaten auf den Nährstoffhaushalt auswirken. In dieser Arbeit soll speziell der Einfluss von Untersaaten auf die Stickstoffmineralisation und die Bodenatmung angegangen werden. Dazu wurden auf einem Versuchsacker Bodenproben genommen und eine konventionelle Maisanbauform gegen zwei Verfahren mit Untersaat verglichen.

UNTERSUCHUNGSGEBIET UND VERSUCHSACKER:

Der Versuchsacker liegt im schweizerischen Mittelland, ca. sieben Kilometer südlich der Stadt Aarau auf 351 m.ü.M.. Er ist südwestexponiert und hat eine Neigung von 16%. Der gesamte Versuchsacker ist ca. 108 Meter breit und hat in Gefällsrichtung eine Ausdehnung von 75 Metern. Jeder Anbaustreifen ist 75 Meter lang und 6 Meter breit. Die Bodenform ist ein Pseudogleykolluvium aus Hangsand, das im Oberboden wie folgt charakterisiert wird:

- Körnung: sandiger Lehm
- pH (H₂O) 5
- Organischer Kohlenstoff 0.8 - 1.3 %
- Basensättigung zwischen 26 und 30 %.

Untersuchte Bearbeitungsvarianten:

Pflugrototillerverfahren:

Beim Pflugrototillerverfahren (abgekürzt proto) wird der Boden im Herbst gepflügt und bleibt brach liegen. Im Frühling werden die Pflugfurchen mit einem Hackstriegel eingeebnet und anschliessend mit dem Rototiller bearbeitet. Bei dieser konventionellen Maisanbauform liegt der Boden über Winter ungeschützt.

Roggenrototillerverfahren:

Beim Roggenrototillerverfahren (abgekürzt rroto) wird im Herbst Grünschnittroggen angesät. Im Frühling wird der Grünschnittroggen gemäht und abgeführt. Die Roggenstoppeln werden mit dem Rototiller in die obersten 10-15 cm Boden eingearbeitet.

RoggenfräsSaatverfahren:

Beim RoggenfräsSaatverfahren (abgekürzt rfräs) wird im Herbst Grünschnittroggen angesät. Im Frühling wird der Grünschnittroggen gemäht und abgeführt. Für die Maissaat wird ein schmaler Streifen in die Roggenstoppeln gefräst.

METHODEN:

Inkubationsexperimente:

Bodenproben wurden in feldfeuchtem Zustand homogenisiert und gesiebt (Maschenweite 2mm). Ein Teil einer homogenisierten Bodenprobe wurde sofort auf mineralischen Stickstoff analysiert, dies ergab den Startwert. Ein Teil wurde in einer Klimakammer bei Feldfeuchte und normierten Temperatur- und Durchlüftungsbedingungen gelagert. Nach einer bestimmten Inkubationszeit wurde die Bodenprobe aus der Klimakammer genommen und auf mineralischen Stickstoff analysiert. Die Differenz der beiden Werte (vor und nach der Inkubation) ergab die Nettonachlieferung an mineralischem Stickstoff (Zöttl, H., 1960). Nitrat wurde mit 1N NaCl-Lösung extrahiert und im Photometer bei 210 nm bestimmt. Ammonium wurde im gleichen Extrakt mit einer Ammoniakelktrode gemessen.

Bestimmung der Bodenatmung:

Ungestörte Bodenwürfel von ca. 1l Volumen der verschiedenen Anbauverfahren wurden feldfeucht bei 20° C im Labor mittels Infrarot-Gasanalysator (IRGA) gemessen. Die zentrale Messanalytik wird von einem LICOR 6252 übernommen, der mittels Differenzmessung zwischen Messkanal und Referenzkanal das von der Probe produzierte CO₂ in einer Probenkammer misst. Die Messkammer wird sanft von Aussenluft durchströmt (200 ml min⁻¹), wobei der Gasstrom von einer elektronisch geregelten Pumpe (WALZ/TYLAN) konstant gehalten wird. Eine zusätzliche Kontrolle der Durch-

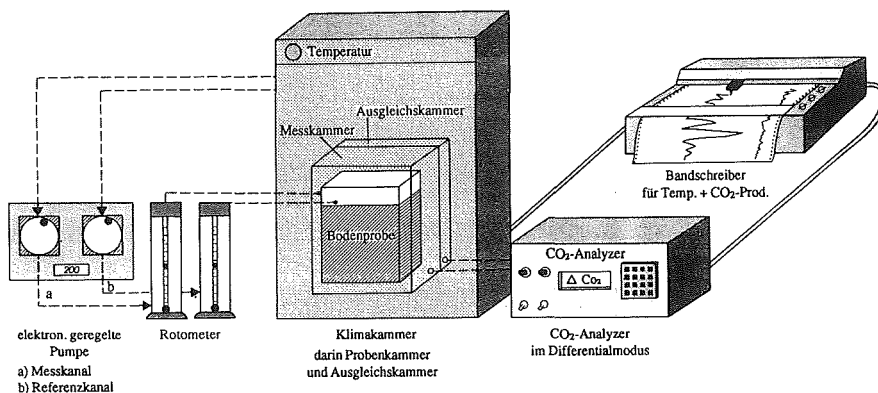


Abb. 1: Messsystem zur Untersuchung der Bodenatmung

flussmenge erfolgt durch je ein Rotameter pro Kanal (Abb.1). Ein Bandschreiber zeichnet den CO_2 -Anstieg bis zum Erreichen des momentanen Produktionsniveaus auf. Vor jeder Probenreihe wird das System mittels Eichgas (310 und 350 ppm CO_2 in reinem Stickstoff) kalibriert. Weitere Details zur Methodik und Spezifikationen der Geräte siehe Ch.Wüthrich (im Druck).

ERGEBNISSE:

Zeitliche Entwicklung der Stickstoffmineralisation:

Die Stickstoffmineralisation wurde nach 3, 6 und 9 Wochen Inkubationszeit betrachtet. Nach drei Wochen zeigen alle Proben eine deutliche Stickstoffzunahme, die drei Verfahren lassen sich zu diesem Zeitpunkt nicht signifikant unterscheiden. Nach sechs Wochen hat der Stickstoffgehalt in den Roggenverfahren deutlich zugenommen, während im Pflugverfahren ein Rückgang feststellbar ist. Das Pflugverfahren lässt sich signifikant von der Roggenfrässaat unterscheiden ($\alpha = 0.025$). Nach neun Wochen ist der mineralische Stickstoff in den Roggenverfahren deutlich, in der Pflugvariante wenig zurückgegangen (vgl. Abb. 2). Die dargestellten Ergebnisse wurden an Bodenproben aus den obersten 5 cm Bodentiefe gewonnen. Dieselben Unterschiede konnten etwas abgeschwächt bis in 15 cm Bodentiefe nachgewiesen werden. In tieferen Bodenschichten waren keine anbaubedingten Unterschiede mehr zu finden.

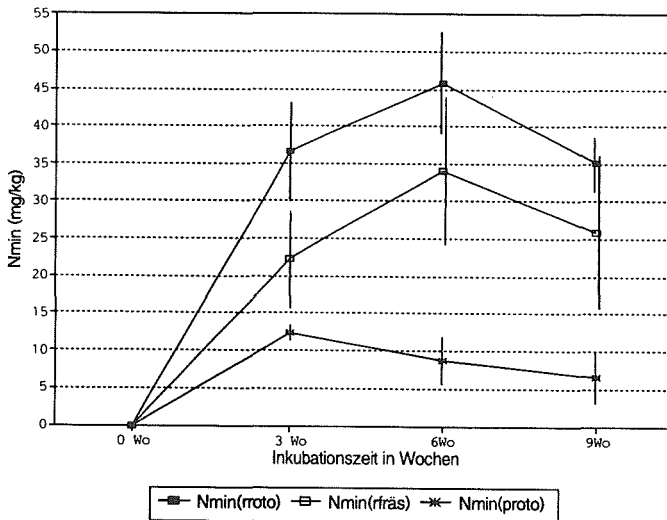


Abb. 2: Zeitliche Entwicklung der Stickstoffmineralisation. Stickstoffanhäufung nach 3, 6 und 9 Wochen Inkubationszeit bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung. Sommerproben (27/28.6.91), feldfeucht, bei 20°C inkubiert. Dargestellt sind die Mittelwerte über drei Feldwiederholungen und die Standardabweichungen.

Bodenatmung:

Die Bodenatmung wurde an feldfeuchten Proben bestimmt (vgl. Abb. 3). Im RoggenfräsSaatverfahren wird am meisten CO_2 produziert, es lässt sich jedoch nicht signifikant vom Roggenrototillerverfahren unterscheiden ($\alpha = 0.13$). Deutlich lässt sich das Pflugrototillerverfahren vom Roggenrototillerverfahren unterscheiden ($\alpha = 0.037$).

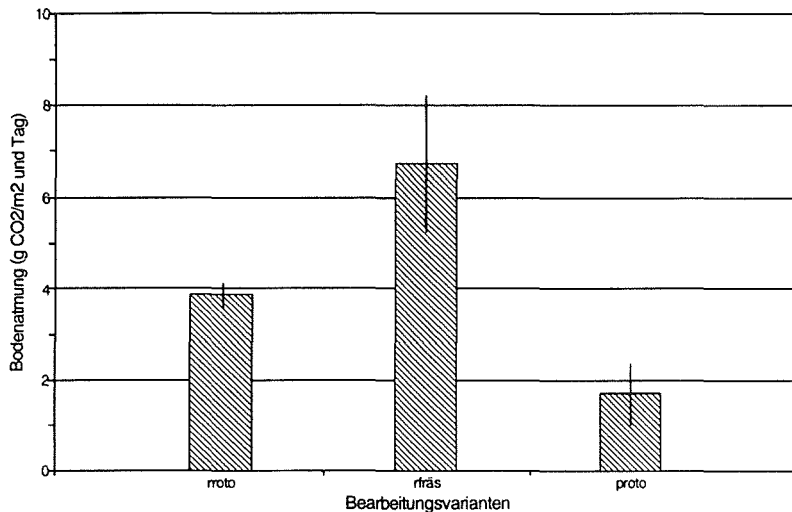


Abb. 3: Bodenatmung bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung. Gemessen an natürlich gelagerten und feldfeuchten Bodenproben aus 0-10 cm Tiefe.

Gegenseitige Abhängigkeit von N-Mineralisation und Bodenatmung:

Nach der Bestimmung der Bodenatmung wurden die Bodenproben homogenisiert und für einen Inkubationsversuch weiterverwendet. Der direkte Vergleich von N-Mineralisation und Bodenatmung ergab eine deutliche Korrelation bei geringer Irrtumswahrscheinlichkeit, $r^2 = 0.67$ und $\alpha = 0.01$.

DISKUSSION:

Der bei der Betrachtung der zeitlichen Entwicklung der Stickstoffmineralisation beobachtete Rückgang an mineralischem Stickstoff deutet auf eine Ressourcenerschöpfung hin. Diese wird im Pflugverfahren schneller erreicht als in den Roggenverfahren. Bei der Ressourcenerschöpfung ist die leicht mineralisierbare organische Substanz aufgebraucht, und es werden schwer abbaubare kohlenstoffreiche Verbindungen angegriffen. Da die C-mineralisierenden Bakterien für ihren eigenen Stoffhaushalt Stickstoff benötigen, kommt es zu einer N-Immobilisierung. Da Roggenstoppeln ein sehr weites C/N Verhältnis haben, wirkt sich hier die N-Immobilisierung nach Abbau der rasch mineralisierbaren Stickstoffverbindungen (eventuell Feinwurzelanteil) stärker aus. Dies erklärt den stärkeren

Nmin-Rückgang in den Roggenverfahren gegenüber der Pflugvariante zwischen der sechsten und der neunten Woche.

Ein Hauptnachteil der gewählten Inkubationsexperimente liegt darin, dass mit aufbereiteten Proben gearbeitet wird und daher andere Mineralisationsraten als in natürlichen Böden resultieren. Aus diesem Grund lassen sich die Ergebnisse aus den Inkubationsexperimenten schwer über den experimentellen Rahmen hinaus interpretieren.

Im Gegensatz zur Stickstoffmineralisation wurde die mikrobielle Bodenaktivität an natürlich gelagerten Proben gemessen und ist daher besser auf Feldbedingungen übertragbar. Da diese beiden Größen einerseits in einem kausalen Zusammenhang stehen und andererseits deutlich miteinander korrelieren ($r^2 = 0.67$), lassen sich die Ergebnisse aus den Inkubationsexperimenten über den experimentellen Rahmen hinaus bestätigen.

DANKSAGUNG:

Die Autoren bedanken sich dafür, dass sie auf dem Versuchsacker von Dipl.-Ing. agr. W. Rüegg (Institut für Pflanzenwissenschaften ETH Zürich) und Dipl.-Geogr. M. Rüttimann (Geographisches Institut der Universität Basel) Bodenproben nehmen durften.

RÉSUMÉ:

L'effet d'un semis sous litière sur la minéralisation de l'azote et la respiration du sol est analysé. Pour cette raison deux procédés de culture du maïs avec semis sous litière sont comparés avec un procédé conventionnel. La minéralisation est plus forte dans le semis sous litière, probablement à cause d'un épuisement de ressources dans le sol, qui est atteint plus rapidement dans le procédé conventionnel. Une respiration plus intense est observée dans le semis sous litière. La respiration du sol et la minéralisation de l'azote montrent une bonne corrélation.

LITERATUR:

- Ammon, H.U., Leser, H., Rüegg, W., Rüttimann, M., Stamp, P., 1991: Einfluss ausgewählter Anbautechniken für Silomais auf die Maisentwicklung, den Bodenabtrag und den Oberflächenabfluss. Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss. 4, 305-309.
- Spycher, B. 1992: Inkubationsversuche zur Stickstoffmineralisation im Boden, in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung, der Feuchte, der Temperatur, der Probenlagerung. Untersuchungen an unterschiedlich bewirtschafteten Maisanbauparzellen. Diplomarbeit, Geographisches Institut Universität Basel, 79 S. (unveröffentlicht).
- Sturny, W., Meerstetter, A. 1990: Mulchsaat von Mais in Gründüngungsbestände. FAT-Berichte, 376, 1-11.
- Wüthrich, Ch. (im Druck): Methoden und erste Ergebnisse zum Kompartiment "Humus".- In: Leser, H. (Hrsg.): SPE'90 und SPE'91-Daten. Methoden- und Datenübersicht der Forschungsgruppen der Liefdefjord-Expeditionen, Materialien zur Physiogeographie, 15, Basel.

Zöttl, H. 1960: Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoffnachlieferung des Waldbodens. Forstw. Cbl. 79/34: 72-90.

Auswirkungen von verschiedenen Hofdüngern und von Grünabfallkompost auf N-Dynamik und Ertrag von Weizen in einer Löss-Parabraunerde.

A. Berner, D. Scherrer

Forschungsinstitut für biologischen Landbau, Bernhardsberg, 4104 Oberwil

Problemstellung

Im Boden ist N zu über 95% an die organische Substanz gebunden und muss von den Mikroorganismen zuerst mineralisiert werden, bevor er von den Pflanzen als Ammonium und Nitrat aufgenommen werden kann. Die Mineralisierung ist temperaturabhängig und läuft langsamer ab als die Nitrifizierung. Deshalb treten im Frühjahr bei nasskaltem Wetter mit tiefen Bodentemperaturen bei organischer Düngung oft Stickstoffmangelsymptome auf.

Organische Düngemittel, wie die verschiedenen Hofdünger oder Grünabfallkomposte, weisen unterschiedliche Anteile an organisch gebundenem N auf. (Tab. 1) Dadurch wird die Wirkungsart der organischen Dünger bestimmt. In Gülle beispielsweise liegt N nur zu 30-50% organisch gebunden vor, der restliche N ist bereits pflanzenverfügbar. In Komposten ist N zu über 90% organisch gebunden, die Wirkung ist deshalb langsam aber lange anhaltend.

Tab. 1: Anteil organisch gebundener Stickstoff am Gesamtstickstoff in den Hofdüngern und im Grünabfallkompost

	Anteil N _{org} an N _{tot}
Gülle	30% - 50%
Stapelmist	70% - 80%
Rottemist	80% - 90%
Mistkompost	> 90%
Grünabfallkompost	> 90%

Stapelmist = anaerob gestapelter Mist; Rottemist = aerob gelagerter und 1x umgesetzter Mist; Mistkompost = aerob kompostierter und 4x umgesetzter Mist; Grünkompost = Kompost aus Gartenabraum der Grünabfallabfuhr.

Versuchsziel

Durch eine Kombination verschiedener organischer Düngemittel sollen die unterschiedlichen Wirkungsweisen den Bedürfnissen der Pflanzen in bezug auf die N-Versorgung optimal angepasst werden. Einerseits wird die Verfügbarkeit im Wurzelraum während der ganzen Vegetationsperiode gemessen um so einen Einblick in die Ertragsbildung zu erhalten. Andererseits wird der Nitratgehalt unter dem Wurzelbereich erhoben um die Gefahr von Nitrat- auswaschungen abzuschätzen.

Material und Methoden

Klima und Boden

Das Klima am Versuchsstandort ist mit durchschnittlich 785mm Niederschlag pro Jahr und einer durchschnittlichen Jahrestemperatur von 9,5° Celsius relativ trocken und mild. Beim Boden handelt es sich um eine auf Löss ent-

wickelte, schwach pseudovergleyte Parabraunerde mit einer physiologischen Grundtiefe von 1m. Der Boden weist im Mittel 16% Ton, 70% Schluff und 14% Sand auf.

Versuchsaufbau

Tab. 2: Varianten und Stickstoffinput in kg/ha für Winterweizen, Therwil 1992

	nur Grunddüngung		Grdü + Kopfdüngung *	
	N _{tot}	N _{min}	N _{tot}	N _{min}
ohne Grunddüngung (oG)	-	-	66	43
Stapelmist (S)	115	26	182	70
Rottemist (R)	105	13	171	56
Mistkompost (MK)	143	10	209	53
Grünabfallkompost (GAK)	214	18	280	61
Gülle (G)	97	67	137	96
NPK mineralisch (NPK)	80	80	120	120

(oK) ohne Kopfdüngung, (mK) mit Kopfdüngung

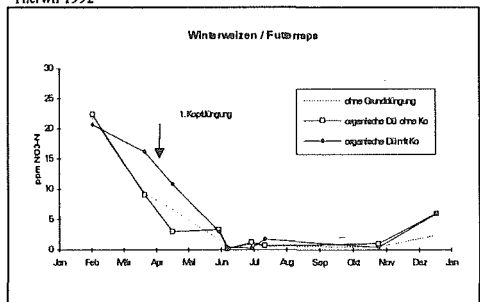
* Kopfdüngung mit Gülle bei organisch gedüngten Varianten

In diesem Parzellenversuch werden verschiedene Hofdünger je mit und ohne Güllekopfdüngung geprüft. Stapelmist, Rottemist und Mistkompost werden ausgangsmengenäquivalent ausgebracht. Zum Vergleich sind noch Varianten ohne Grunddüngung und mit rein mineralischer Düngung angelegt. Die Grunddüngung erfolgte für den Winterweizen im Herbst vor der Saat. Die Fruchtfolge ist Mais - Winterweizen - Zwischenfrucht Futtermisp - Sommergerste - Kleegras. Das Bodenwasser zur N-Dynamiküberwachung wird mit Saugkerzen gewonnen. Die Anordnung der Parzellen ist ein lateinisches Rechteck.

Resultate und Diskussion

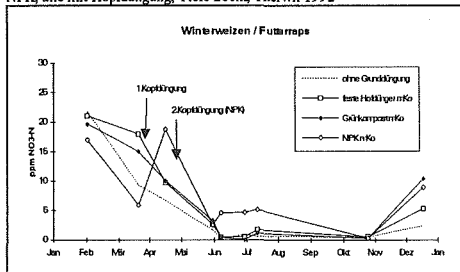
N-Dynamik

Abb. 1: Nitratverlauf im Bodenwasser unter Winterweizen / Futtermisp, Mittelwert aller organischen Düngemittel (S,R,MK,GAK,G), mit und ohne Güllekopfdüngung (Ko) und Kontrolle ohne Grunddüngung, Tiefe 20cm, Therwil 1992



Die hohen Nitratgehalte im Februar sind bedingt durch die geringe Entwicklung und Bodenbedeckung des Winterweizens in der kalten Jahreszeit, sowie durch den aktiven Lössboden, mit seiner grossen Mineralisierungsleistung im vorangehenden Herbst. Durch die Kopfdüngung wird das Stickstoffangebot im Frühjahr entscheidend erhöht. Die tiefen Nitratgehalte im Juni sind durch die nasskalte Witterung bedingt. Im Sommer ist nur sehr wenig löslicher Stickstoff im Boden, da ihn die Pflanzen fortlaufend aufnehmen. Nach dem Schnitt der Zwischenfrucht mineralisiert nur noch wenig.

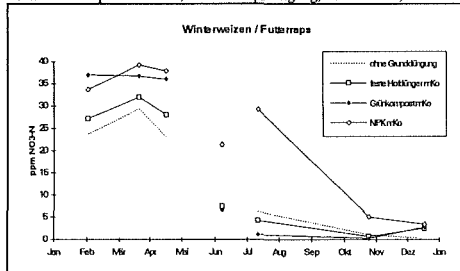
Abb. 2: Nitratverlauf im Bodenwasser unter Winterweizen / Futterraps, Varianten feste Hofdünger (Mittelwert von S,R,MK), Grünabfallkompost und NPK, alle mit Kopfdüngung, Tiefe 20cm, Therwil 1992



Die Nitratgehalte der Variante NPK mit Kopfdüngung (Abb. 2) steigen nach den Gaben im Frühjahr stark an. Diese Variante zeigt auch bis zur Ernte höhere Nitratgehalte im Bodenwasser. Die Variante mit Grünabfallkompost zeigt meist tiefere Nitratgehalte als diejenigen mit den festen Hofdüngern.

Im Unterboden, bei einer Tiefe von 110cm, wurden von Februar bis April hohe Nitratwerte gemessen. Dies als Folge der geringen Nährstoffaufnahme durch den Winterweizen im Winter. Die hohen Nitratgehalte im Oberboden im Frühjahr bei der Variante NPK mit Kopfdüngung zeigten sich im Juni und Juli als hohe Werte in der Tiefe. Dieses Nitrat wurde durch die Frühjahrsniederschläge in diese Tiefe verlagert. Bei den festen

Abb. 3: Nitratverlauf im Bodenwasser unter Winterweizen / Futterraps, Varianten ohne Grunddüngung, feste Hofdünger(Mittelwert von S,R,MK), Grünabfallkompost und NPK, alle mit Kopfdüngung, Tiefe 110cm, Therwil



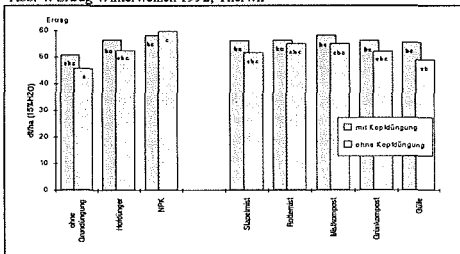
Hofdüngern die im Frühjahr nur geringere Nitratmengen freisetzen, wird auch weniger Nitrat in die Tiefe verlagert. Im trockenen August und September wurde es nicht mehr

weiter perkoliert und im Herbst durch die Zwischenfrucht Futterraps aufgenommen. Die Grundwassergefährdung ist im Sommer auf diesen tiefgründigen Böden nicht sehr stark, da die Wasserspeicherfähigkeit gross und die Evapotranspiration hoch ist.

Ertrag

Entscheidend für den Pflanzenertrag ist, ob im Frühjahr zur Zeit der Festlegung der ertragsbildenden Komponenten genügend Stickstoff zur Verfügung steht. Organische Dünger mit hohem Anteil an organisch gebundenem Stickstoff, wie vor allem Komposte, liefern bei tiefen Bodentemperaturen nicht genügend Stickstoff für die Pflanzen nach. Kombiniert mit Gülle kann dieser Mangel ausgeglichen werden. Wie Abb. 4 zeigt, sind die Ertragsunterschiede auf diesem fruchtbaren Lössboden nicht gross. Die Pflanzen konnten mindestens einen Teil in der Kornfüllungsphase kompensieren.

Abb. 4: Ertrag Winterweizen 1992, Therwil



Schlussfolgerung

Auf dem fruchtbaren Lösslehm sind nach zwei Versuchsjahren keine grossen Ertragsunterschiede zu erwarten. Der Versuch ist auch so angelegt, dass überall ähnliche Nährstoffmengen (ausser GÄK) werden und keine Dosisseffekte auftreten sollten.

Durch die Kopfdüngung mit Gülle konnte das unterschiedliche Mineralisierungsverhalten der verschiedenen Hofdünger ausgeglichen werden. Dies zeigt sich darin, dass tendenzielle Ertragsunterschiede zwischen den Varianten ohne Kopfdüngung, bei den Varianten mit Kopfdüngung weitgehend ausgeglichen wurden.

Bei den Hofdüngern (vernünftige Mengen vorausgesetzt!) sind nur kleinere Nitratmengen im Bodenwasser verlagert. Dadurch treten auch kleinere Nitratauswaschungen in tiefere Bodenschichten auf. Kulturen die Restmineralisierung im Herbst aufnehmen sind dazu aber Voraussetzung.

Diese Resultate müssen noch in weiteren Versuchsjahren verifiziert werden.

VALEUR FERTILISANTE AZOTEE DU FUMIER

J-A. NEYROUD, A. MAILLARD, V. PONT

Station fédérale de recherches agronomiques de Changins, 1260 NYON

Zusammenfassung

Es wird auf einem Langzeitversuch gezeigt, dass sich die Stickstoff-Wirkung des Mistes auf mehrere Jahre erstreckt. Bei den üblichen Empfehlungen wird diese Wirkung nur auf das Jahr der Zufuhr berechnet : da die direkte Düngerwirkung des Mistes oft enttäuscht, wird in der Regel zuviel N gedüngt.

Die Stickstoff-Nachwirkung erzeugt einen deutlichen Mehrertrag im Vergleich mit der Kontrolle, jedoch in Abwesenheit von N-Handelsdünger. Bei einer kombinierten Düngung ist der Mehrertrag etwas kleiner.

Bezogen auf einer 6-jährigen Fruchtfolge wurde ein grosser Teil des sog. "wirksamen Stickstoff" in Pflanzenmaterial überführt.

1. INTRODUCTION

Les fumiers contiennent des quantités appréciables d'azote, dont seuls environ 40 % sont considérés comme "rapidement disponibles". Dans l'application pratique, un apport de fumier devrait donc se traduire par une réduction correspondante d'engrais du commerce; or de nombreux essais annuels contredisent ces principes.

2. HYPOTHESE

Nous supposons que l'azote dit "disponible" du fumier est utilisé par la plante dans les 2-3 années suivant l'apport. Divers travaux étrangers appuient cette hypothèse.

3. PREMIERS RESULTATS

Un essai a été mis en place à Changins en 1975 : rotation de 6 ans à dominance céréalière, 6 procédés de fumure organique (nous ne parlons ici que du témoin et du fumier) combinés à 4 niveaux de fumure azotée minérale. Nous présentons ici quelques résultats préliminaires.

L'effet direct du fumier se traduit par une augmentation des rendements par rapport au témoin sans fumier. Cette augmentation est d'autant plus forte qu'on apporte moins d'engrais minéral de complément. L'augmentation de rendement, donc d'exportation d'azote, ne permet de retrouver que moins de la moitié de l'azote rapidement disponible apporté par le fumier.

L'arrière-effet du fumier est visible dans les deux années qui suivent l'apport. L'exportation supplémentaire d'azote permet de retrouver une partie de l'azote précédemment apporté avec le fumier.

L'effet global du fumier s'étale par conséquent sur plusieurs années. Pour que la récupération de l'azote disponible soit totale, des conditions idéales d'incorporation du produit sont probablement indispensables. Il est en effet important de noter que la plupart des essais rigoureux publiés à ce jour sur la valeur fertilisante des engrais de ferme concluent à un taux d'utilisation inférieur de l'azote, de l'ordre de 20 à 40 % de l'azote total.

4. CONCLUSION PRATIQUE

Un agriculteur éprouve aujourd'hui de grosses difficultés à respecter les directives de fumure lorsqu'il utilise du fumier. Par exemple une culture de maïs a un besoin total de 130 kg N; si elle reçoit 40 t/ha de fumier, 80 kg d'azote sont censés provenir du fumier (200 kg N total, 80 kg N "disponible"). Le solde à couvrir est de 50 kg N sous forme d'engrais du commerce. Notre agriculteur hésitera longuement avant d'appliquer si peu de fertilisant. De telles situations sont probablement à l'origine des bilans excédentaires cités plus haut.

Sur la base des résultats obtenus dans notre essai, nous proposons de comptabiliser l'azote "rapidement disponible" du fumier dans le plan de fumure des 2-3 années suivant l'apport. Ceci permet de réduire légèrement la fertilisation minérale chaque année, sans prendre de risque majeur de baisse de rendement. Dans notre exemple, la réduction se ferait sur trois ans : -40, -20, -20 kg N.

Les chiffres relevés dans notre essai témoignent encore d'une mise en valeur insuffisante de l'azote du fumier. Des améliorations sont possibles, notamment dans le mode d'incorporation du produit au sol et dans le précompostage.

FUMURES, RENDEMENTS ET AZOTE ORGANIQUE MOBILISABLE

PONT Vincent et NEYROUD Jean-Auguste

Station fédérale de recherches agronomiques de Changins, CH - 1260 Nyon

1. INTRODUCTION

Au cours de multiples réactions chimiques et enzymatiques, toutes les formes azotées présentes dans le sol ou apportées par les fumures donnent sans cesse naissance à d'autres molécules azotées minérales et organiques. Les premières peuvent être absorbées par les plantes et produire des rendements. Les secondes peuvent connaître des destins différents selon certaines caractéristiques chimiques, leur taille et leur degré de complexité.

Ainsi, les associations moléculaires contenues dans les extraits à l'eau bouillante peuvent se montrer particulièrement réactives, chimiquement et biologiquement (Pont et Neyroud, 1991; Pont, 1992). Nandasena (1990) confirme le caractère biodégradable du contenu des extraits de sol à l'eau bouillante. De plus, les molécules auxquelles nous nous sommes intéressés présentent un caractère fortement aliphatique caractéristique, selon Jocteur-Monrozier et Duchaufour (1986) et Chassin (1979) de substances néoformées situées à la surface du complexe argilo-humique et peu stables. Ces extraits contiennent de l'azote organique mobilisable disponible pour les plantes. Nous avons déjà montré le lien entre la teneur en azote de ces extraits et les rendements agronomiques (Pont et Neyroud, 1989).

Au cours de ce travail, nous comparons les rendements d'avoine de printemps obtenus sur 24 variantes de fumure mixte d'une parcelle expérimentale, avec le contenu azoté, après la récolte, des extraits à l'eau bouillante d'échantillons de sol correspondant.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

Les caractéristiques physico-chimiques de la parcelle ont été décrites de même que le schéma des cultures (Pont et Neyroud, 1989). Elle comporte les variantes suivantes : un témoin sans apport organique (1), un apport bisannuel d'engrais vert (2), un enfouissement systématique des pailles et déchets de récolte (3), un apport de 35 t/ha de fumier tous les trois ans (4), de 70 t/ha de fumier à la même fréquence (5) et 60 m³/ha de lisier tous les ans (6). L'apport d'azote minéral sous forme de nitrate d'ammonium comprend les quantités suivantes: zéro N (a), réduite (b), selon la norme (c) et renforcée (d). Les cultures ont été conduites par notre collègue A. Maillard.

Les prélèvements de sol ainsi que le conditionnement puis l'extraction des échantillons ont été décrits (Pont et Neyroud, 1989). Les extraits correspondent à la moyenne des quatre répétitions de chaque variante. Les extractions ont été répétées. Elles sont bien reproductibles. Pour les 24 variantes de fumure mixte, la moyenne des écarts entre les poids de deux extraits provenant de la même variante de sol se monte à 1,45 %. Les analyses C, H et N des échantillons finement divisés ont été confiées au laboratoire de microchimie de l'Université de Genève (H. Eder).

* Collaboration technique de J.P. de Joffrey et J.F. Parisod

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

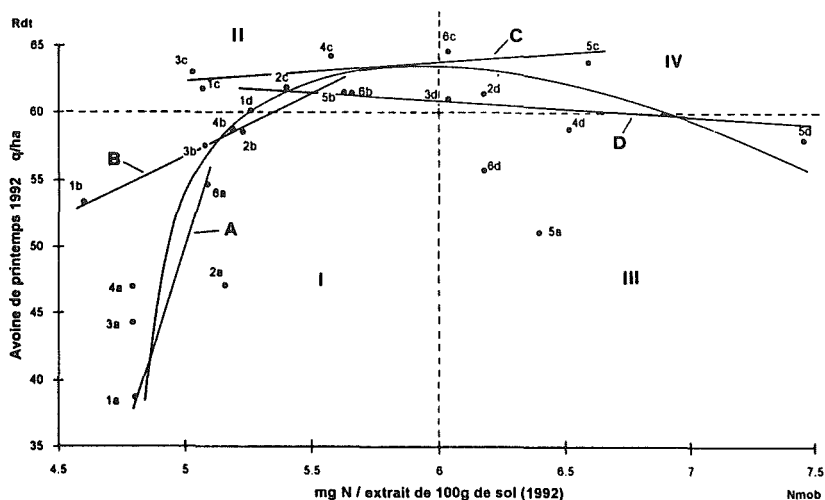
3.1. Aspects analytiques

Pour les 24 variantes de fumures mixtes, les valeurs de C/N s'échelonnent de 8,53 à 9,95. Selon Schnitzer (1978) et, auparavant, Iritani et Arnold (1960), de tels rapports - largement inférieurs à 20-25 correspondant au point d'équivalence entre la minéralisation et l'immobilisation - révèlent des substances en voie de minéralisation. Le rapport moyen H/C s'élève à 1,73 (écart type 0,02). Largement supérieur à 1, il se rapporte à des composés très aliphatiques, facilement hydrolysables (Jocteur-Monrozier, 1986) et par conséquent labiles.

3.2. Relation générale

Nous avons porté les rendements (Rdt) d'avoine de printemps en fonction des quantités d'azote organique mobilisable (Nmob) contenues dans les extraits de sol à l'eau bouillante après la récolte (figure).

Ainsi qu'on le voit, les 24 variantes de fumures minérales et organiques se rassemblent sommairement dans une fonction courante en biologie. Elle indique simplement, dans notre cas, que les rendements n'ont plus augmenté au-delà d'une limite de 64,60 q/ha d'avoine de printemps pour décroître même ensuite tandis que la réserve de Nmob continuait de s'accumuler dans le sol au profit des cultures suivantes (figure ci-dessous).



Distribution des points représentatifs des rendements d'avoine de printemps (q/ha) obtenus sur les diverses variantes de fumure en fonction des quantités d'azote (mg) retrouvées après la récolte dans l'extrait aqueux de 100 g de sol. Les droites A, B, C, D correspondent aux niveaux de fumure minérale a, b, c et d.

3.3. Apport des fumures aux rendements

Moins évident, en revanche, est le fait que les niveaux de fumure minérale a à d se traduisent par des droites (A, B, C, D). Elles sont décalées vers le haut de A à C montrant par là l'influence de ces fumures sur les rendements. Leur pente diminue dans le même sens. L'apport croissant d'azote minéral efface donc progressivement les effets visibles des amendements organiques sur les rendements. Sur la droite C, la fumure minérale assure pratiquement la totalité des rendements fournis par les fumures mixtes. La droite D est placée sous la droite C et présente même une pente inverse. Elle démontre l'effet négatif (connu) sur les rendements d'une trop forte fumure minérale, surtout associée aux engrais de ferme déjà riches en azote.

L'effet négatif le plus marqué est occasionné par la fumure 6d. Le rendement obtenu est largement inférieur à celui de 6c avec un bénéfice insignifiant pour la réserve d'azote mobilisable du sol. Dans le cas de 6d, on peut invoquer des pertes d'azote par volatilisation ou lessivage ainsi que des réactions d'immobilisation sur des substrats organiques. La verse explique également le rendement relativement faible de la variante 6d.

Quant à l'apport aux rendements des fumures organiques seules, il ne dépasse pas 55 q/ha avec l'apport du lisier 6a. On constate toutefois, en considérant les écarts 1a → 1b et 1a → 6a, que l'apport de lisier est aussi important que celui de la fumure minérale b. Mais le bénéfice pour le sol et la culture suivante est bien différent. En effet, l'apport b tend à appauvrir le sol en azote mobilisable alors que celui de lisier l'enrichit.

3.4. Apport des fumures à la réserve d'azote mobilisable

Les droites A, B, C et D de la figure s'étirent progressivement sur l'abscisse. L'effet des fumures organiques est ainsi le plus souvent amplifié par l'accroissement des niveaux de fumure minérale : on voit que les apports azotés d'origine minérale et organique exercent un effet cumulatif sur le Nmob.

Toutes droites A, B, C et D confondues, les points représentatifs des amendements organiques sont alignés dans l'ordre moyen $1 < 3 < 2 \sim 4 < 6 < 5$ qui permet de comparer leur apport respectif à la réserve d'azote mobilisable. Parmi les apports organiques, celui du fumier seul à raison de 70 t/ha est très important (voir la figure). Ce fait est d'autant plus remarquable qu'il s'agit en réalité d'un arrière effet, le dernier amendement de fumier 4 et 5 ayant été fourni avant la récolte de colza de 1991.

3.5. Rendements et réserve d'azote mobilisable

La division du graphique de la figure en quatre quadrans résume les apports des fumures. Celles qui sont représentées dans le quadran I sont peu favorables à l'obtention de bons rendements et à la constitution d'une réserve importante d'azote mobilisable. Le quadran II contient les variantes favorables aux rendements et le quadran III celles qui, au contraire, permettent la meilleure mise en réserve d'azote mobilisable. Quant aux fumures mixtes du quadran IV, elles favorisent à la fois les rendements et l'accumulation de Nmob pour la culture suivante. Les variantes contenues dans les quadrans III et IV produisent les réserves d'azote mobilisable les plus importantes. Toutes les fumures organiques y sont représentées, additionnées - sauf en ce qui concerne le fumier

5a - des fumures minérales c ou d. Seules des doses importantes d'azote minéral contribuent donc de façon importante à la constitution de la réserve d'azote mobilisable. L'engrais vert et la paille exigent l'apport maximal d. La réserve d'azote mobilisable se forme donc, le plus souvent, à partir des apports conjoints d'azote provenant des fumures organiques et minérales.

4. CONCLUSION

Le graphique présenté renseigne sur l'état de fertilité des sols après la récolte d'avoine de printemps, c'est-à-dire sur leur capacité à fournir de l'azote minéralisable pour la culture suivante. Cette capacité est importante dans les variantes des quadrans III et IV; ces dernières devraient progressivement devenir moins dépendantes des engrais du commerce.

L'accroissement de telles connaissances pourrait conduire à formuler des conseils de fumure mieux raisonnés.

ZUSAMMENFASSUNG

Die Versuchsparzelle umfasst 24 organische Düngerbehandlungen mit einer Zugabe von steigenden Dosen von Stickstoff in mineralischer Form. Die Menge Stickstoff vorab in organischer Form wurde in den Extrakten, welche mit kochendem Wasser aus den Bodenproben der verschiedenen Behandlungen gewonnen wurden, bestimmt. Diese Stickstofffraktion entspricht dem mineralisierbaren (mobilisierbaren) Stickstoff, welcher der Frühlingshafer nicht aufgenommen hat und stellt eine Nährstoffreserve für die Folgekultur dar. Die mineralischen Dünger erhöhen den Beitrag an diese Reserve der organischen Dünger, welche aus Stroh, Gründünger, Gülle und Mist in einer Menge von 35 oder 70 t/ha bestehen. Die Menge mobilisierbaren Stickstoffs, welche im Boden bei einer einmaligen Gabe von 70 t/ha Mist als Reserve angelegt wird, ist beachtlich. Es handelt sich um einen Verzögerungseffekt, da die letzte Mistgabe vor der Vorkultur Raps erfolgte. Die vorliegende Arbeit gibt demnach Auskunft über den Fruchtbarkeitszustand des Bodens nach der Ernte. Ein Anreichern solcher Kenntnisse dürfte es erlauben, Düngungsratschläge besser zu gestalten.

BIBLIOGRAPHIE

- CAMPBELL C.A., 1978: Soil organic carbon, nitrogen and fertility. In: Soil organic matter. Schnitzer M. and Khan S.U. ed. Elsevier, 173-265.
- CHASSIN P., 1979: Hypothèse sur la structure du complexe argilo-humique. Conséquences sur les processus d'humidification. Science du sol 4, 323-332.
- IRITANI W.M. and ARNOLD C.Y., 1960: Nitrogen release of vegetable crop residues during incubation as related to their chemical composition. Soil Science 89, 74-82.
- JOCTEUR-MONROZIER L. et DUCHAUFOR Ph., 1986: Données récentes sur l'humification. Science du sol 25, 377-388.
- NANDASENA K.A., 1990: Fractionation and decomposition of soil organic matter. Dissertationes de Agricultura. Université catholique de Louvain.
- PONT V., 1992: Matière organique du sol extractible à l'eau bouillante. Analyse et réactivité de deux extraits. Revue suisse Agric. 24 (4), 256-260.
- PONT V. et NEYROUD J.A., 1989: Azote du sol extractible à l'eau bouillante et fertilité. Revue suisse Agric. 21 (1), 13-17.
- PONT V. et NEYROUD J.A., 1991: L'azote organique mobilisable du sol. Groupe d'étude méthodologique pour l'analyse des sols (GEMAS). L'azote et le soufre dans le sol. Blois. France. Pierre Duc éd., 125-131.

Gülldüngung - Stickstoffverluste vermeiden durch angepasste Verdünnung und Wahl der Tageszeit des Ausbringens?

Ulrich Walther und René Flisch

Eidgenössische Forschungsanstalt für landwirtschaftlichen Pflanzenbau (FAP),
Zürich-Reckenholz, CH-8046 Zürich

Problemstellung

In der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts wurde eine grosse Anzahl von Versuchen mit Harngülle im Futterbau durchgeführt. Die Ergebnisse zeigten praktisch ausnahmslos, dass vor allem der Grad der Verdünnung der Gülle die pflanzenbauliche Wirkung bzw. die N-Verluste durch Ammoniakverflüchtigung wesentlich beeinflusste. Es wurde oft eine Verdünnung von 1 Teil Harngülle (5-8 g $\text{NH}_4\text{-N/Liter}$) und 3-4 Teile Wasser empfohlen.

Mit der Einführung strohloser Aufstallungssysteme und dem Anfall entsprechender Vollgülle (2-4 g $\text{NH}_4\text{-N/Liter}$) sowie dem vermehrten Einsatz grosser Güllefässer wurden die bekannten Regeln der verlustarmen Gülleausbringung immer stärker vernachlässigt. Gleichzeitig häuften sich die Klagen vieler Landwirte über eine schlechte Stickstoffwirkung der Vollgülle.

Versuchsdurchführung

Während 3 Jahren wurde in einem Feldversuch der Einfluss der Verdünnung der Vollgülle, der Tageszeit der Gülleausbringung und verschiedener Handelsdünger auf die Ertragswirkung bei reinen Grasbeständen wie folgt untersucht:

- Versuchsanlage: Split-plot mit 4 Wiederholungen
- Fläche der Einzelparzelle: 9 m²
- Grasarten: Knautgras (*Dactylis glomerata*) und Englisches Raigras (*Lolium perenne*)
- Verdünnung der Vollgülle (Teile Gülle : Teile Wasser): 1:1, 1:2, 1:3
- Tageszeit der Gülleausbringung: Morgen (6-8 Uhr); Mittag (12-14 Uhr); Abend (18-20 Uhr)
- Handelsdünger: Kalksalpeter, Ammonsalpeter, Harnstoff
- Stickstoffgabe pro Aufwuchs: 25 kg N/ha (bei Gülle wurde nur der $\text{NH}_4\text{-N}$ berücksichtigt)
- Anzahl Schnitte: 4-5 pro Jahr
- Bestimmungen: Ertrag, Stickstoff- und Mineralstoffgehalt des Futters

Ergebnisse

Die Ertragswirkung der Gülle wurde stark durch deren Verdünnung beeinflusst. Im

Frühjahr (1. und 2. Aufwuchs) ist bei einer Verdünnung von 1:3 die N-Wirkung annähernd identisch mit derjenigen des Nitratdüngers (Abb. 1). Bei einer geringeren Verdünnung der Gülle, aber auch beim Ammonium-Nitratdünger und beim Harnstoff, ist die Ertragswirkung infolge wahrscheinlicher N-Verluste durch NH_3 -Verflüchtigung um 10-35 % geringer. Während den Sommermonaten (Juni bis August, 3. und 4. Aufwuchs) ist die Wirkung der Gülle, auch bei einer 1:3-Verdünnung, mindestens 30 % geringer als bei der N-Düngung mit Kalksalpeter.

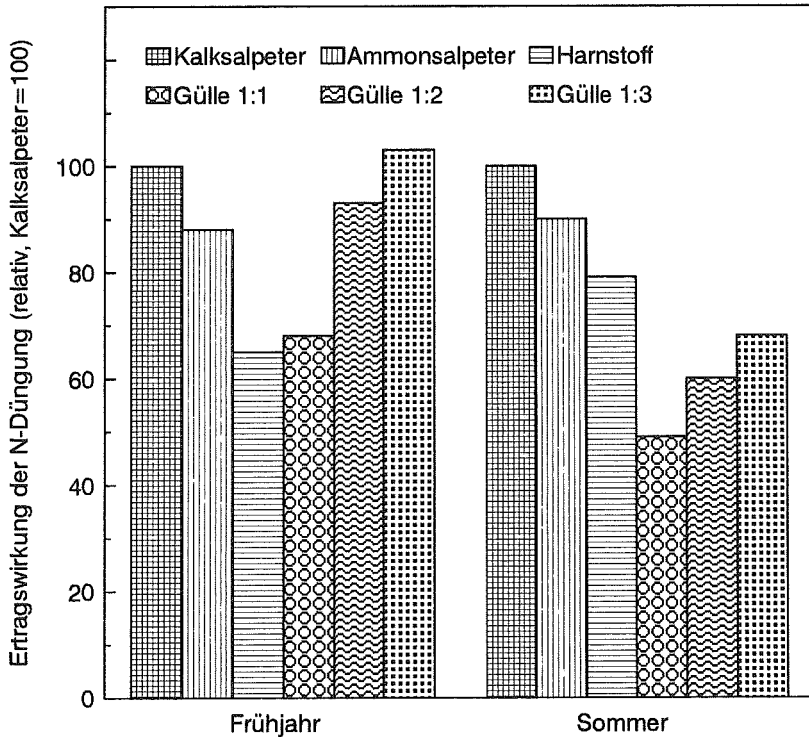


Abbildung 1. Ertragswirkung unterschiedlich verdünnter Gülle sowie von Handelsdüngern. Durchschnitt von je 6 Aufwüchsen bei 2 Grasarten. Mehrertrag durch Kalksalpeterdüngung (25 kg N pro Aufwuchs) im Frühjahr (1. und 2. Aufwuchs): 37,1 kg Trockensubstanz pro kg Dünger-N (= 100); im Sommer (3. und 4. Aufwuchs): 25,4 kg Trockensubstanz pro kg Dünger-N (= 100).

Der Einfluss der Tageszeit der Gülleausbringung auf die Ertragswirkung der Gülle ist aus Tabelle 1 ersichtlich. Sowohl im Frühjahr als auch im Sommer ist die Ertragswirkung der mittags oder abends ausgebrachten Gülle deutlich höher als diejenige der morgens ausgebrachten.

Tabelle 1. Einfluss der Tageszeit der Gülleausbringung im Frühjahr (März - Mai) und Sommer (Juni - August) auf die Ertragswirkung (Durchschnitt von 6 Aufwüchsen bei 2 Grasarten) des $\text{NH}_4\text{-N}$ der Gülle (Durchschnitt aller Gülleverfahren) im Vergleich zu Kalksalpeter. Mehrerträge durch Kalksalpeterdüngung: siehe Abbildung 1.

Tageszeit der Gülleausbringung	Relative Ertragswirkung der Gülle (Kalksalpeter=100)	
	Frühjahr	Sommer
Morgen (6 bis 8 Uhr)	68	46
Mittag (12 bis 14 Uhr)	106	70
Abend (18 bis 20 Uhr)	90	68

Die Ausnutzung des Stickstoffs durch die 2 Gräser ist relativ gering. Sie beträgt, gemessen am Stickstoff-Mehrentzug durch die N-Düngung pro kg gedüngtem Stickstoff, maximal 54 % beim Kalksalpeter. Die Unterschiede zwischen Frühjahr- und Sommerdüngung sind bei den Handelsdüngern nur gering, bei der Gülle

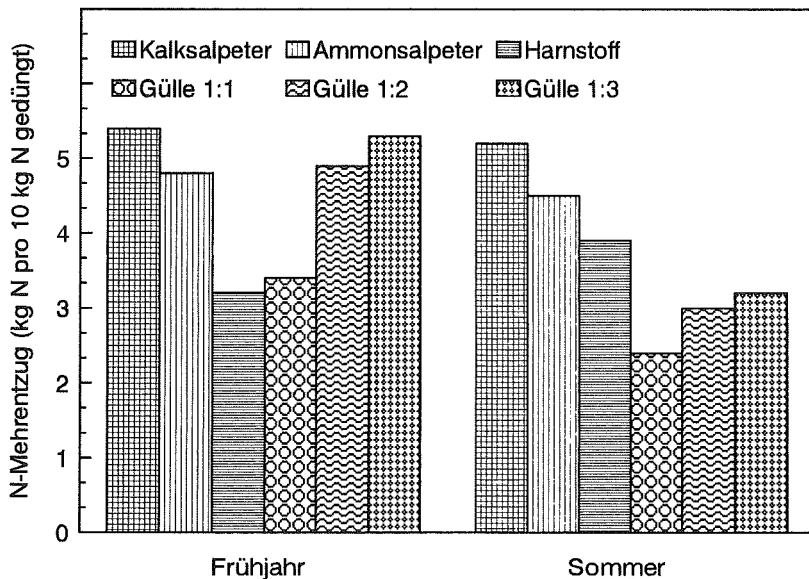


Abbildung 2. Einfluss der Verdünnung der Gülle im Vergleich zu verschiedenen Handelsdüngern auf die Stickstoffausnutzung (kg N Mehrentzug pro 10 kg N gedüngt) im Frühjahr und Sommer. Durchschnitt von je 6 Aufwüchsen bei 2 Grasarten.

jedoch beträchtlich. Dabei fällt vor allem die schlechte Ausnutzung des Gülle-N während den Sommermonaten auf (Abb. 2). Der Einfluss der Tageszeit der Gülleausbringung auf die N-Ausnutzung ist ähnlich wie bei der Ertragswirkung des Ammoniumstickstoffs der Gülle (Tab. 2).

Tabelle 2. Einfluss der Tageszeit der Gülleausbringung (Durchschnitt aller Gülleverfahren) im Frühjahr und Sommer auf die N-Ausnutzung (kg N Mehrentzug pro 10 kg N gedüngt). Durchschnitt von je 6 Aufwüchsen bei 2 Grasarten.

Tageszeit der Gülleausbringung	N-Ausnutzung (kg N Mehrentzug pro 10 kg N gedüngt)	
	Frühjahr	Sommer
Morgen (6 bis 8 Uhr)	4,0	2,2
Mittag (12 bis 14 Uhr)	5,1	3,5
Abend (18 bis 20 Uhr)	4,4	2,9

Folgerungen und Ausblick

Die Verdünnung der Rindervollgülle (mindestens 2 Teile Wasser auf 1 Teil Gülle) erhöht deren Stickstoffwirkung im Futterbau sehr stark aufgrund reduzierter N-Verluste durch Ammoniakverflüchtigung. Stickstoffverluste treten aber auch beim Einsatz von NH_4 -haltigen Mineraldüngern auf. Insbesondere Harnstoff sollte im Futterbau nicht eingesetzt werden. Die verminderte N-Wirkung der morgens ausgebrachten Gülle kann in einer vertieften Auswertung eventuell mit detaillierten Wetterdaten in Verbindung gebracht werden.

Oekologische Beurteilung der Stickstoffdüngung - nachträglich möglich?

Ulrich Walther

Eidgenössische Forschungsanstalt für landwirtschaftlichen Pflanzenbau (FAP),
Zürich - Reckenholz, CH-8046 Zürich

Problemstellung

Mit der Einführung der schlagspezifischen N_{\min} -Untersuchung in der Praxis vor etwa 15 Jahren und einer sehr intensiven kulturspezifischen Eichungsarbeit gelang es, die zeitliche und mengenmässige Optimierung der N-Düngung im Ackerbau im Sinne von "Messen ist besser als schätzen" sehr stark zu verbessern. Seit einiger Zeit wird nun auch im ökologischen Bereich des Ackerbaus versucht, die N_{\min} -Methode als nachträgliches Kontrollinstrument einzusetzen. Aufgrund des bekannten Sickerverhaltens von Nitratstickstoff im Boden liegt der Schluss nahe, dass im Boden vorhandenes Nitrat bei ausreichender Sickerwassermenge jederzeit, vor allem aber nach Vegetationsabschluss, sehr stark auswaschungsgefährdet ist. Im Sinne einer effizienten und naturwissenschaftlich begründeten Beratungs- und Kontrolltätigkeit stellt sich jedoch die entscheidende Frage, welche Faktoren den N_{\min} -Gehalt des Bodens im Herbst beeinflussen. Die Vermutung, dass die während des Wachstums der geernteten Kultur verabreichte Stickstoffdüngung einen entscheidenden Einfluss haben könnte, steht dabei oft sehr stark im Vordergrund. Ein weiterer Ansatz, die zur Kultur verabreichte N-Düngung nachträglich zu überprüfen, besteht darin, die N-Düngung und den Ertrag miteinander in Beziehung zu bringen. Diesem Vorgehen liegt folgender Gedanke zugrunde: Für geringe Erträge muss wenig, für hohe Erträge muss viel Stickstoff gedüngt werden.

Untersuchungen

Bei einer grösseren Anzahl von Versuchen wurde bei der Ernte der N_{\min} -Gehalt des Bodens bei verschiedenen Stickstoffdüngungsverfahren bestimmt. In denselben Versuchen wurde die N-Düngung auch mit dem erreichten Ertragsniveau in Beziehung gesetzt. Als Kenngrösse wurde dabei der Quotient aus N-Düngung und Ertrag berechnet.

Ergebnisse

Die N_{\min} -Gehalte des Bodens bei der Ernte von Körnermais (Abb. 1) und Zuckerrüben (Abb. 2) stehen in keiner Beziehung zur verabreichten N-Düngung. N_{\min} -Analysen im Herbst sind kein geeignetes Instrument für eine pflanzenbauliche oder ökologische Beurteilung der verabreichten N-Düngung.

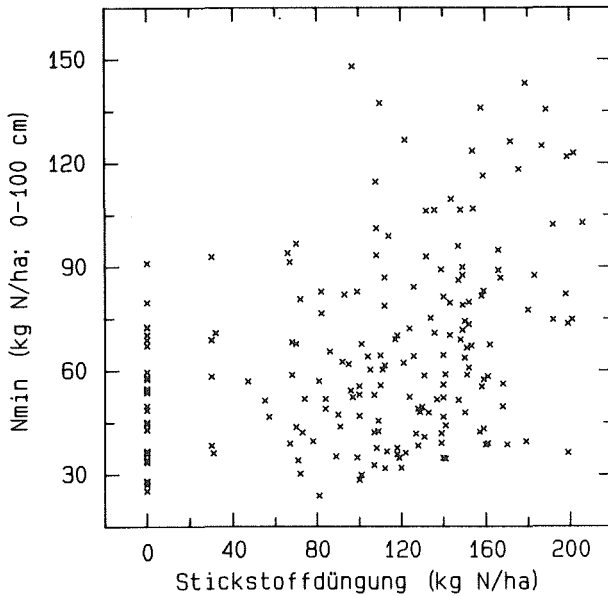


Abbildung 1. Einfluss der Stickstoffdüngung auf den N_{min} -Gehalt des Bodens bei der Ernte von Körnermais.

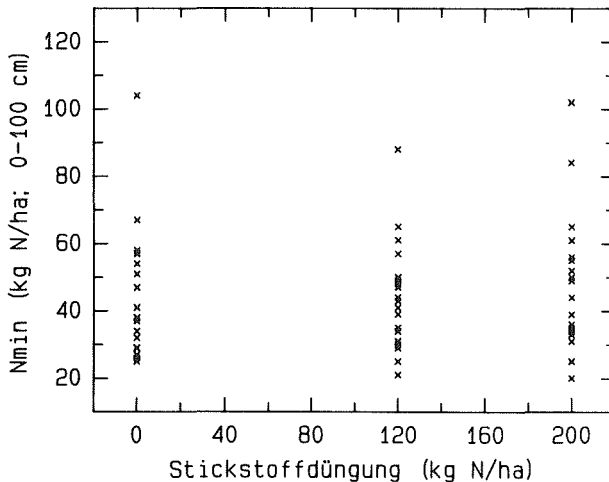


Abbildung 2. Einfluss der Stickstoffdüngung auf den N_{min} -Gehalt bei der Ernte von Zuckerrüben.

In einer Serie von 34 Maisversuchen an 8 verschiedenen Standorten (1985-89) wurde die N-Düngung in Beziehung zum jeweiligen Ertrag gesetzt. Die Ergebnisse in Tabelle 1 zeigen jedoch sehr deutlich, dass die N-Düngung sowohl bei zu geringen, optimalen und auch bei zu hohen N-Gaben in keiner konstanten Beziehung zum jeweils erreichten Ertrag steht. Die Durchschnittswerte entsprechen

annähernd bekannten Werten, die Streuung ist jedoch sehr gross. Bei optimaler N-Düngung schwankt die notwendige N-Gabe pro dt Körnerertrag zwischen 0,5 und 3,6 kg N/ha. Die Festlegung eines Grenzwertes für eine ökologische vertretbare N-Gabe pro Ertragseinheit (z.B. 2 kg Dünger-N/dt Ertrag) wäre absolute Willkür und weder pflanzenbaulich noch ökologisch oder agrarpolitisch vertretbar.

Tabelle 1. Stickstoffdüngung pro Ertragseinheit in Abhängigkeit des Düngezeitpunktes und der Düngermenge bei Körnermais.

N-Düngung (kg N/ha)	Düngungs- zeitpunkt *	Anzahl Be- obachtungen	N-Düngung	N-Düngung (kg N/ha) pro Er- tragseinheit (dt Körner/ha)		
				Min.	Durchschnitt	Max.
0	-	34	zu gering	-	-	-
15-120	früh	49	zu gering	0,6	1,5	7,2
32-160	früh	34	optimal	0,5	1,0	3,4
72-200	früh	30	zu hoch	0,4	0,7	1,5
30-143	spät	25	zu gering	0,6	1,5	3,5
30-183	spät	34	optimal	0,5	1,2	3,6
66-241	spät	54	zu hoch	0,3	0,7	1,6
15-143	früh/spät	74	zu gering	0,6	1,5	7,2
30-183	früh/spät	68	optimal	0,5	1,1	3,6
66-241	früh/spät	84	zu hoch	0,3	0,7	1,6

* früh: Zur Saat; spät: 6- bis 8-Blatt-Stadium

Fazit

Die N_{\min} -Methode ist in erster Linie als Beratungsinstrument für die Optimierung der N-Düngung einzusetzen. Faktoren wie Standorteigenschaften, Fruchtfolge, Bodenbearbeitung, Witterung vor der Probenahme beeinflussen entscheidend den ökologisch bedeutsamen N_{\min} -Gehalt des Bodens im Spätherbst. Ein Einfluss der N-Düngung ist kaum vorhanden.

Sowohl der N_{\min} -Gehalt als auch die verabreichte N-Düngung pro Ertragseinheit sind nicht geeignet, die N-Düngung nachträglich zu beurteilen. Deshalb dürften die beschränkt vorhandenen Mittel wesentlich effizienter und sicherer in der einzelbetrieblichen Beratung eingesetzt sein als in aufwendigen, naturwissenschaftlich nicht haltbaren Kontrollsystemen.

Die ökologisch bedeutsamen Schwachstellen im landwirtschaftlichen Pflanzenbau sind weitgehend bekannt. Die Umsetzung des vorhandenen Wissens in der Praxis ist zum Teil äusserst schwierig. Die anstehenden Probleme können jedoch in erster Linie durch intensive Beratungstätigkeit und verbesserte Anbausysteme und nicht mit einem aufgeblähten Kontrollapparat gelöst werden.

N-Fractionen des Bodens - ihre agronomische und ökologische Bedeutung

Hansruedi Oberholzer und Ulrich Walther

Eidgenössische Forschungsanstalt für landw. Pflanzenbau, Zürich-Reckenholz

Einleitung

Für eine präzise Bemessung der Stickstoffdüngung ist es notwendig, neben dem Bodenvorrat an mineralischem Stickstoff (N_{\min}) zu einem bestimmten Zeitpunkt, auch das N-Nachlieferungsvermögen des betreffenden Bodens zu kennen. Das Ziel der vorliegenden Arbeit bestand darin, verschiedene Methoden auf ihre Eignung als Kurzzeit-Test zur Erfassung des N-Nachlieferungsvermögens während der Vegetationsperiode zu prüfen.

Die Menge und Zusammensetzung der organischen Substanz im Boden ist massgebend für die biologischen Umsetzungen. Dabei sind die Bodenorganismen einerseits selbst ein wichtiger Bestandteil der organischen Substanz, andererseits bestimmen sie durch ihre Aktivität den Umsatz organisch gebundener Nährstoffe im Boden.

Eine Charakterisierung der organischen Substanz ist u.a. möglich durch Bestimmung von:

- Anteilen bestimmter Stoffe und Stoffgruppen (chemische Analytik)
- Anteilen, die unter definierten Bedingungen umgesetzt werden (mikrobiologische Aktivitätsmessungen)
- Anteilen, die bei definierter Behandlung des Bodens extrahierbar werden (N-Fractionen)

Methoden

- Bodenproben: N_{\min} -Proben (0-30 cm Tiefe)
- Probenvorbehandlung:
 - Trocknung bei 40°C während 16 Std.
 - Trocknung bei 105°C während 6 Std.
 - Fumigation: Feldfeuchter Boden wird mit Chloroform während 24 Stunden begast. Dabei werden die Bodenorganismen abgetötet und die Zellen zerstört, die im Boden vorhandenen org. Substanzen jedoch kaum verändert. Aus der anschliessend extrahierbaren Menge an organischer Substanz kann die mikrobielle Biomasse berechnet werden (Fumigations-Extraktionsmethode nach BROOKES et. al. 1985; Biomassestickstoff = [Extrakt nach Fumigation minus Extrakt vor Fumigation] dividiert durch 0,54).
- Extraktionsmittel und -verfahren:
 - 0,01 m $CaCl_2$ -Lösung (nach HOUBA 1986)
 - 1% K_2SO_4 -Lösung
 - 0,5 m K_2SO_4 -Lösung

- Heisswasserextrakt nach BRONNER (1979)

Neben diesen Methoden, deren Resultate hier dargestellt sind, wurden auch die Kaliumpermanganat-Extraktion und die EUF-Methode geprüft (OBERHOLZER 1990, WALTHER et.al. 1991).

Ergebnisse

Die Menge und Herkunft der extrahierten N-Verbindungen werden hauptsächlich durch die Probenvorbehandlung und das verwendete Extraktionsmittel bzw. Extraktionsverfahren bestimmt (Abb. 1).

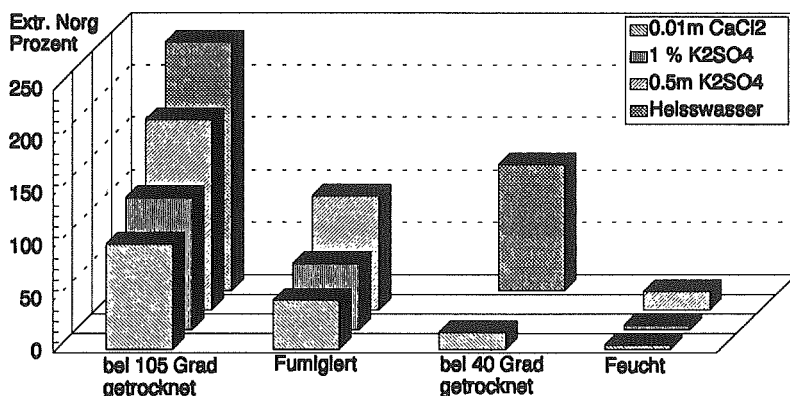


Abb. 1. Extrahierte Mengen an organischem Stickstoff bei unterschiedlicher Probenvorbehandlung und mit verschiedenen Extraktionsmitteln bzw. -verfahren. Angaben in Prozent des Verfahrens: Böden bei 105 °C getrocknet, 0.01 m CaCl₂ Extrakt, wobei erfahrungsgemäss 30-45 ppm org. Stickstoff extrahiert werden.

Aus feuchten Bodenproben lassen sich lediglich geringe Mengen an organischen Stickstoffverbindungen extrahieren. Durch *Trocknung des Bodens* werden Bodenorganismen abgetötet, aber auch höhermolekulare Verbindungen zerstört. Die dadurch freigesetzten bzw. entstandenen Substanzen können nun extrahiert werden. Je höher die Temperatur, desto stärker ist dieser Effekt. Die extrahierbare N-Menge nimmt mit steigender *Stärke des Extraktionsmittels* zu (0,01 m CaCl₂ < 1% K₂SO₄ < 0,5 m K₂SO₄) und ist deutlich höher, wenn anstelle der kalten Extraktion während 1 Stunde bei 100°C extrahiert wird (Heisswasser-Extrakt).

Verglichen mit der Stickstoffmenge in der mikrobiellen Biomasse (Fumigationsmethode), lässt sich aus feuchten und bei 40°C getrockneten Böden deutlich weniger Stickstoff extrahieren. Bei Anwendung von höheren Temperaturen (Trocknung oder Heisswasserextrakt) wird jedoch deutlich mehr als nur Biomasse-Stickstoff erfasst.

Die verschiedenen N-Fractionen weisen im allgemeinen eine enge Beziehung sowohl zur N-Mineralisierung (Brutversuch), wie auch zur mikrobiellen Biomasse (Substrat-Induzierte

Respiration, SIR-Methode) auf. In der Abbildung 2 sind als Beispiele die entsprechenden Zusammenhänge für das CaCl_2 -Extrakt (Böden bei 40 Grad getrocknet) dargestellt. Der Korrelationskoeffizient zwischen dem CaCl_2 -Extrakt und der N-Mobilisierung im Brutversuch beträgt 0.91 (ohne die 2 Proben mit den höchsten Werten 0.87) und zwischen dem CaCl_2 -Extrakt und der Biomasse 0.92 (bzw. 0.91).

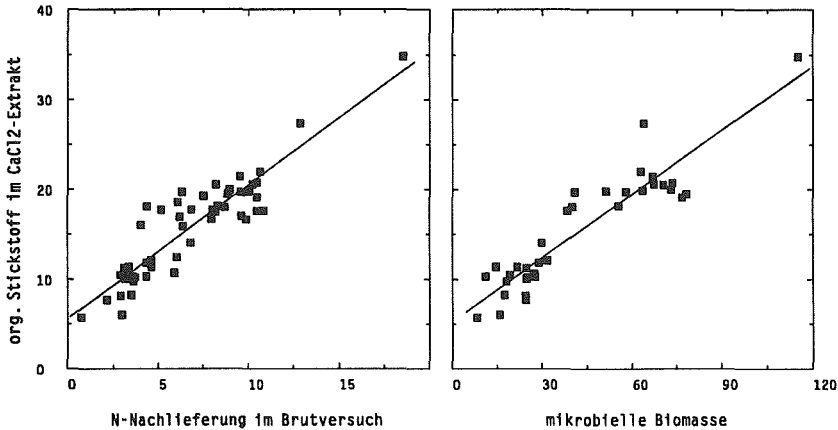


Abb. 2. Beziehung zwischen dem CaCl_2 -Extrakt (Böden bei 40 °C getrocknet; ppm N) und der N-Nachlieferung im Brutversuch (mg min. N/ kg Boden) bzw. der mikrobiellen Biomasse (mg N/kg Boden).

Aus diesen Resultaten kann gefolgert werden, dass extrahierbare N-Fractionen grundsätzlich geeignet sind, das N-Nachlieferungspotential von Böden zu bestimmen. Dieses Ergebnis steht in Übereinstimmung mit denjenigen verschiedener Forschergruppen (Überblick in OLFS 1992).

Einsatz der Methoden für die Düngeberatung?

Die Ergebnisse der verschiedenen Methoden wurden in vielen N-Düngungsversuchen (mehrere Kulturen, Standorte und Jahre) auf ihre Brauchbarkeit zur Vorhersage des aus dem Boden nachgelieferten Stickstoffs geprüft. Als Zielgröße wurden aus Bilanzen errechnete Netto-N-Nachlieferungen (z.B. vom Frühjahr bis Mai: $N_{\min}(\text{Mai})$ minus $N_{\min}(\text{März})$; von der Saat bis zur Ernte: [$N_{\min}(\text{Ernte})$ + N-Entzug der Pflanzen] minus [$N_{\min}(\text{Saat})$ + N-Düngung] etc.), N_{\min} -Mengen zu verschiedenen Zeitpunkten und optimale N-Gaben in N-Steigerungsversuchen verwendet.

Zwischen dem mit den verschiedenen Methoden bestimmten N-Nachlieferungspotential und den berechneten Netto-N-Nachlieferungen im Feld in den verschiedenen Zeiträumen konnte kein Zusammenhang festgestellt werden. Es war ebenfalls nicht möglich, tatsächlich gemessene N_{\min} -Mengen (im Frühjahr bzw. im Mai) unter Verwendung der Resultate von Bestimmungen von N-Fractionen mit ausreichender Genauigkeit zu berechnen. Dies zeigt, dass die tatsächlich nachgelieferte und pflanzenverfügbare N-Menge hauptsächlich von Standortfaktoren (Temperatur, Feuchtigkeit, Bodeneigenschaften etc.) abhängt, welche

sowohl eine unterschiedliche Ausschöpfung des Nachlieferungspotentials wie auch unterschiedliche N-Verluste bewirken.

Zwischen der optimalen N-Gabe in einzelnen Versuchen und den Resultaten der geprüften Methoden besteht ebenfalls nur ein geringer Zusammenhang. Die optimale N-Gabe zu Mais liess sich mittels einer multiplen Regression bei Verwendung von zusätzlichen Parametern (Zwischenkulturen, Temperatur im März, N_{\min} (März) usw.) berechnen (WALTHER et. al. 1991). Die Genauigkeit der mit dieser Methode berechneten N-Gaben ist etwa vergleichbar mit derjenigen der N_{\min} -Methode (200 kg N - N_{\min} (Mai)).

Folgerungen

- Die Methoden zur Bestimmung von N-Fractionen erfassen die leicht mineralisierbaren N-Mengen im Boden und sind deshalb geeignet, das N-Nachlieferungspotential von Böden zu bestimmen.
- Die im Feld nachgelieferte und pflanzenverfügbare N-Menge ist jedoch hauptsächlich von Standortfaktoren und nur in einem geringen Ausmass vom N-Mineralisierungspotential abhängig.
- Bei Verwendung von zusätzlichen Angaben liess sich zwar die optimale N-Gabe zu Mais mit ausreichender Genauigkeit berechnen, aber keine wesentliche Verbesserung gegenüber der N_{\min} -Methode erzielen.
- Die Methoden werden deshalb vorläufig nicht in der Düngeberatung eingesetzt, stellen aber in Modellversuchen und zur Untersuchung der N-Dynamik im Boden ein wertvolles Hilfsmittel dar.

Literatur

- BRONNER, H. u. W. BACHLER (1979). Der hydrolysierbare Stickstoff als Hilfsmittel für die Schätzung des Stickstoffnachlieferungsvermögens von Zuckerrübenböden. Landwirsch. Forschung 32, 255-261.
- BROOKES, P.C., A. LANDMAN, G. PRUDEN und D.S. JENKINSON (1985). Chloroform fumigation and the release of nitrogen a rapid direct method to measure microbial biomass nitrogen in soil. Soil Biol. Biochem. 17, 837-842.
- HOUBA, V.J.G., I. NOVOZAMSKY, A.W.M. HUYBREGTS und J.J. VAN DER LEE (1986). Comparison of soil extractions by 0,01 M CaCl_2 , by EUF and by some conventional extraction procedures. Plant and Soil 96, 433.437.
- OBERHOLZER, H.R. (1990). Beurteilung des Mobilisierungspotentials des Bodens mit Hilfe verschiedener Extraktionsverfahren. "Die Grüne" 4/26.1.1990.
- OLFS, H.-W. (1992). Charakterisierung des N-Umsatzes im Boden durch mikrobiologische und chemische Parameter und bedeutung dieser Kenngrössen für die Ableitung von N-Düngebedarfsprognosen. Dissertation Universität Bonn.
- WALTHER, U., H.R. OBERHOLZER und W. JÄGGI (1991). Le fractionnement de l'azote du sol comme moyen d'optimiser la fumure azotée des pommes de terre, des betteraves sucrières et du maïs. Colloque FAO/CEE sur les méthodes et principes d'utilisation des engrais (Genève, 14-18 janvier 1991)

BESTIMMUNG DES MINERALISCHEN STICKSTOFF-GEHALTES VON BÖDEN; CHARAKTERISIERUNG VON DREI BEPROBUNGSMETHODEN

Jakob Nievergelt und Peter Weisskopf,
Eidg. Forschungsanstalt für Landw. Pflanzenbau, Reckenholzstr. 191, CH-8046 Zürich

Hauptziele einer nachhaltigen Bewirtschaftungsweise im Hinblick auf den Stickstoff-Kreislauf sind die optimale Ausnützung des verfügbaren Stickstoffes durch die Kulturpflanze und die Minimierung von Stickstoff-Verlusten in Grundwasser oder Luft. Dies bedingt eine den Standort- und Witterungsverhältnissen angepasste Bewirtschaftungsweise, v.a. was Kulturwahl, Anbautechnik und Düngung anbelangt. Die Beurteilung und gezielte Verbesserung der Bewirtschaftungsweise, insbesondere die Düngungsplanung, erfordern Kenntnisse über Verlauf und aktuellen Stand des mineralischen Stickstoff-Angebotes im Boden. Weil der mineralische Stickstoff im Boden überwiegend in gelöster Form vorliegt, stehen dabei Methoden zur Gewinnung von Bodenlösungsproben im Vordergrund. Im folgenden werden drei Methoden vorgestellt.

- "N_{min}": Im Feld wird eine Bodenprobe entnommen; anschliessend Gewinnung einer Extraktionslösung im Labor.
- Saugkerzen: Bodenlösung wird durch einen künstlich erzeugten Unterdruck in einen porösen Hohlkörper gesogen.
- Lysimeter: Sickerwasser aus mit Erde gefüllten Gefässen wird aufgefangen.

In den Lösungen bzw. im Sickerwasser wird die Konzentration von NH₄ und von NO₃ bestimmt. Aus der Sicht des Anwenders wichtige Unterschiede zwischen den drei Methoden sind in der folgenden Tabelle zusammengestellt.

Die "N_{min}"-Methode erlaubt keine wiederholte Beprobung des gleichen Bodenvolumens, da sie zerstörend wirkt. Ihr wesentlicher Vorteil ist die Möglichkeit, den gesamten mineralischen Stickstoff (inklusive adsorbierte Ammonium- und Nitrationen) zu erfassen. Sie ist deshalb von der Forschungstätigkeit bis hin zur Düngungsberatung ein wichtiges Hilfsmittel. **Saugkerzen** geben Einblick in das aktuelle leicht pflanzenverfügbare Angebot an mineralischem Stickstoff, je nach Bedarf mit hoher räumlicher oder zeitlicher Auflösung. **Lysimeter** wiederum geben Auskunft über die Verlagerung von mineralischem Stickstoff in grössere Bodentiefen. Die drei Methoden sind demnach als sich ergänzende Verfahren für die Beurteilung des mineralischen N-Gehaltes von Böden zu betrachten.

Literatur

KLAGHOFER E., 1991: Bodenphysikalische Aspekte bei der Erfassung von gelösten Stoffen mit Hilfe von Lysimetern. Bericht über die Lysimetertagung 1991, BAL Gumpenstein A, 19-23.

MERKEL B., 1991: Sickerwassergewinnung und Interpretation der Ergebnisse. Bericht über die Lysimetertagung 1991, BAL Gumpenstein A, 1-11.

NIEVERGELT J., 1989: Nährstoffauswaschung in Grosslysimetern. Vergleich zweier Fruchtfolgen auf zwei Bodenformen. Bull. Bodenkundl. Ges. Schweiz 13: 123-128.

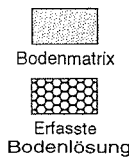
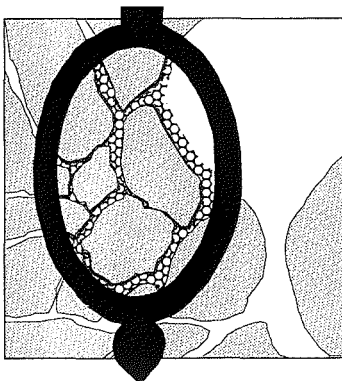
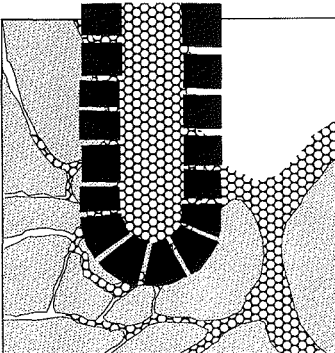
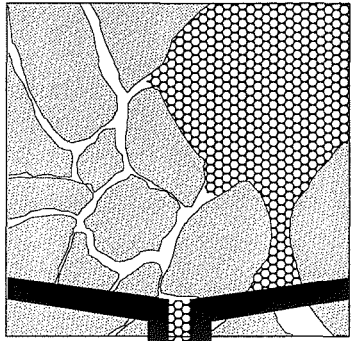
REHDING C., 1992: Tracertransport in einem ungestörten Ackerboden - Ein Methoden-Vergleich verschiedener Probenahmetechniken. Bericht über die 2. Lysimetertagung 1992, BAL Gumpenstein A, 63-68.

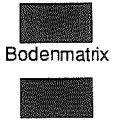
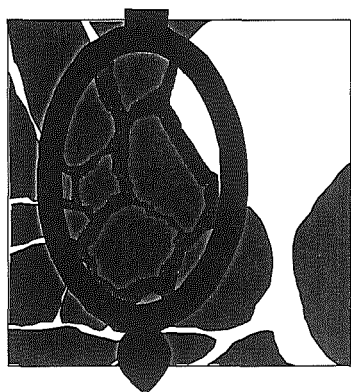
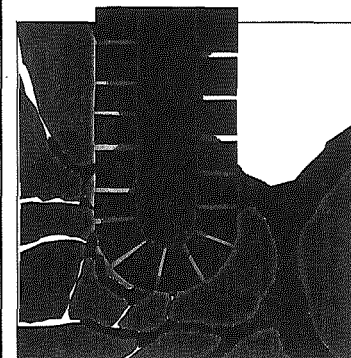
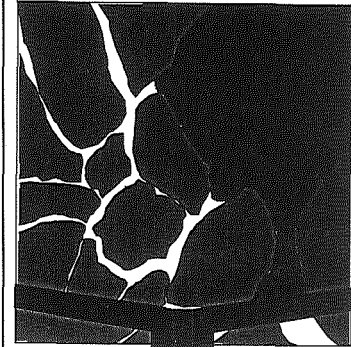
WALTHER U. und JÄGGLI F., 1992: Stickstoffdüngung von Mais: N_{min}-Gehalte des Bodens vor, während und nach dem Anbau. Landw. Schweiz 5 (3): 79-85.

WEISSKOPF P., OBERHOLZER H.R., ZIHLMANN U. 1992: Erfassung des Ammonium- und Nitratgehaltes in der Bodenlösung mit Hilfe von Saugkerzen. Landw. Schweiz, 5 (3): 117-122.

Charakterisierung von drei Beprobungsmethoden

	Entnahme von Bodenproben <i>("N_{min}-Methode")</i>	Entnahme von Bodenlösungsproben <i>(Saugkerzen)</i>	Entnahme von Sickerwasserproben <i>(Lysimeter)</i>
Prinzip der Beprobungsmethode	1. Entnahme einer Bodenprobe 2. Gewinnung von Bodenlösung bzw. Extraktion der Bodenprobe mittels Extraktionslösung	Absaugen von Bodenlösung mittels poröser Kerzen	Sickerwasser auffangen bzw. absaugen
Wichtige Varianten der Beprobungsmethode	<p><i>Entnahme einer Bodenprobe:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • volumetrische Probenahme = Entnahme eines definierten Bodenvolumens (Probenstecher, Zylinderprobe, etc.) • gravimetrische Probenahme = Entnahme einer volumenmäßig nicht definierten Bodenmenge (Probenbohrer, etc.) <p><i>Gewinnung von Bodenlösung:</i> Zentrifuge oder Drucktopf</p>	<ul style="list-style-type: none"> • poröse Kerzen (div. Materialien) • poröse Platten 	<p><i>Sickerwassergewinnung:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • passives Auffangen von Sickerwasser (Schwerkraftlysimeter) • aktives Absaugen von Sickerwasser (Unterdrucklysimeter) <p><i>beprobtes Bodenvolumen:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • abgegrenzte Bodensäule (Gefässlysimeter) • nicht abgegrenztes Bodenvolumen ("Feldlysimeter": Auffangtrichter, Absaugfläche)
Herkunft des mineralischen Stickstoffes	Bodenlösung aus dem gesamten Porenvolumen ; bei Extraktionsmethode auch an der Bodenmatrix adsorbierter mineralischer Stickstoff	Bodenlösung aus Grobporen und groben Mittelporen (bis ca. 800 hPa Unterdruck)	Bodenlösung aus Makro- und Grobporen , evtl. auch aus größten Mittelporen (bis ca. 300 hPa Unterdruck)

	Entnahme von Bodenproben (<i>'N_{min}-Methode'</i>)	Entnahme von Bodenlösungsproben (<i>Saugkerzen</i>)	Entnahme von Sickerwasserproben (<i>Lysimeter</i>)
Schema: • Prinzip der Beprobungsmethode • Herkunft des Probenstickstoffes 			
Beprobtes Bodenvolumen	rel. klein (1 dm ³); je nach Beprobungsvariante definiert oder variabel	klein bis mittel (1 bis 10 dm ³); je nach Kerzengrösse, Wassergehalt und Gefüge variabel	gross (100 bis 10'000 dm ³); je nach Lysimeter-Typ definiert oder variabel
Möglichkeit von Zeitreihen-Beprobungen	keine wiederholte Beprobung desselben Bodenvolumens möglich	wiederholte Beprobung des ± gleichen Bodenvolumens im Minuten- bis Tagesintervall	wiederholte Beprobung des gleichen Bodenvolumens im Minuten- bis Tagesintervall

	Entnahme von Bodenproben ("N _{min} -Methode")	Entnahme von Bodenlösungsproben (Saugkerzen)	Entnahme von Sickerwasserproben (Lysimeter)
Schema: • Prinzip der Beprobungsmethode • Herkunft des Probenstickstoffes  Bodenmatrix Erfasste Bodenlösung			
Beprobtes Bodenvolumen	rel. klein (1 dm ³); je nach Beprobungsvariante definiert oder variabel	klein bis mittel (1 bis 10 dm ³); je nach Kerzengrösse, Wassergehalt und Gefüge variabel	gross (100 bis 10'000 dm ³); je nach Lysimeter-Typ definiert oder variabel
Möglichkeit von Zeitreihen-Beprobungen	keine wiederholte Beprobung desselben Bodenvolumens möglich	wiederholte Beprobung des ± gleichen Bodenvolumens im Minuten- bis Tagesintervall	wiederholte Beprobung des gleichen Bodenvolumens im Minuten- bis Tagesintervall

	Entnahme von Bodenproben (<i>"N_{min}-Methode"</i>)	Entnahme von Bodenlösungsproben (<i>Saugkerzen</i>)	Entnahme von Sickerwasserproben (<i>Lysimeter</i>)
Bestimmungsgrößen	N-Menge pro Volumeneinheit Boden, falls bodenphysikalische Zusatzinformationen (zu Steingehalt, Lagerungsdichte, Wassergehalt) vorhanden; (bei <i>"N_{min}-Methode"</i> : Schätzungen bzw. Annahmen)	<ul style="list-style-type: none"> • N-Konzentration in der Bodenlösung • N-Menge pro Volumeneinheit Boden, falls bodenphysikalische Zusatzinformationen (volumetr. Wassergehalt) vorhanden 	<ul style="list-style-type: none"> • N-Konzentration im Sickerwasser • N-Menge, falls Sickerwassermenge definiert (Gefässlysimeter)
Wichtige Vorteile der Beprobungsmethode	+ kein vorgängiger Installationsaufwand im Feld + erlaubt Angaben zum momentanen Gesamtangebot an mineralischem Stickstoff	+ Wiederholte Beprobung des ± gleichen Bodenvolumens möglich + erlaubt Angaben zum leicht pflanzenverfügbaren mineralischen Stickstoff	+ wiederholte Beprobung des gleichen Bodenvolumens möglich + rasche Makroporen-Flüsse erfassbar
Wichtige Nachteile der Beprobungsmethode	- Gewinnung der Bodenlösung im Labor relativ aufwendig - für exakte N-Mengenbestimmung Zusatzaufwand nötig - destruktiv	- rasche Makroporen-Flüsse nur teilweise erfassbar - Gewinnung der Bodenlösung im Feld relativ zeitaufwendig - für exakte Resultate Zusatzaufwand nötig	- grosser Installationsaufwand
Typische Einsatzgebiete	<ul style="list-style-type: none"> • Düngungsberatung • anbautechnische Beratung • Forschung / Entwicklung <p>→ Gesamtangebot des Bodens an mineralischem Stickstoff</p>	<ul style="list-style-type: none"> • anbautechnische Beratung • Forschung / Entwicklung <p>→ leicht pflanzenverfügbarer mineralischer Stickstoff</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Forschung / Entwicklung <p>→ Auswaschverluste, rasche Stoffverlagerungen</p>

N_{\min} - vom Laborergebnis zum praxistauglichen Wert

Ulrich Walther und Friedrich Jäggi

Eidgenössische Forschungsanstalt für landwirtschaftlichen Pflanzenbau (FAP),
Zürich - Reckenholz, CH-8046 Zürich

Problemstellung

Bei der Aufarbeitung von Bodenproben für die Analyse im Labor werden die Steine (Bodenskelett) stets eliminiert. Bei der Untersuchung von feldfeuchten Proben (z.B. N_{\min}) muss zusätzlich der Wassergehalt des Bodens bestimmt werden. Das Analysergebnis wird meistens in g oder mg des untersuchten Stoffes pro kg skelett- und wasserfreien Bodens angegeben.

Bei der Bestimmung des mineralischen Stickstoffgehaltes des Bodens ($NO_3 + NH_4$) ist es üblich, das Laborergebnis (mg N_{\min} pro kg trockene Feinerde) in kg N_{\min} pro ha umzurechnen. Dabei müssen in der Regel einige Schätzungen gemacht werden (Raumgewicht des Bodens, Bodenskelett-Anteil), welche das Endergebnis wesentlich beeinflussen können. Bei der Einführung der N_{\min} -Methode an der FAP Reckenholz wurden verschiedene sog. " N_{\min} -Faktoren" eingeführt, mit welchen das Laborergebnis (ppm N_{\min}) multipliziert wird (Tab. 1).

N_{\min} -Faktor = Raumgewicht des Bodens (kg/dm^3) multipliziert mit der Schichtdicke (dm) der untersuchten Bodenschicht, korrigiert entsprechend dem Bodenskelett-Anteil.

Beispiel: N_{\min} -Faktor = $1,25 \text{ kg/dm}^3 \times 3 \text{ dm} \times 0,7$ (70 Vol.-% Feinerde bei 30 Vol.-% Bodenskelett) = 2,6.

Tabelle 1. N_{\min} -Faktoren für mineralische Böden (Humusgehalt < 10 %)

Schicht- tiefe (cm)	Raumgewicht Feinerde (kg/dm^3)	N_{\min} -Faktoren bei unterschiedlichem Skelettgehalt (Vol.-%)		
		0 - 5 %	6 - 30 %	31 - 50 %
0 - 30	1,25	3,8	2,6	1,9
30 - 60	1,30	3,9	2,7	2,0
60 - 100	1,35	5,4	3,8	2,7

Mit diesem Vorgehen wurde erstmals in der Bodenuntersuchung der Nährstoffgehalt pro Flächeneinheit unter grober Berücksichtigung des Skelettgehaltes eingeführt. Die bisher gemachten Erfahrungen haben die grundsätzliche Richtigkeit dieses Verfahrens bestätigt. Im Verlaufe der letzten Jahre wurden die bisher benutzten N_{\min} -Faktoren in mehreren Kartoffelversuchen überprüft.

Umfang der Untersuchungen, Material und Methoden

- Anzahl untersuchte Standorte: 13
- Anzahl Wiederholungen pro Standort und Schichttiefe: 3-4
- Bestimmung des Raumgewichtes des Bodens mittels 2,5 Liter fassendem Stechzylinder
- Bestimmungen an den 2,5 Litern Boden: Gewicht, Wassergehalt, Anteil grosser Steine (> 11 mm Durchmesser), Anteil kleiner Steine (2-11 mm Durchmesser), Körnung und Humusgehalt (org. C x 1,72) der Feinerde (< 2 mm)
- Berechnung des N_{min} -Faktors:

$$N_{min}\text{-Faktor} = (GB - GS) : (VB - VS) \times SD$$
 - GB = Trockengewicht von 2,5 Liter Boden
 - GS = Gewicht Skelett (in 2,5 Liter Boden)
 - VB = Volumen gewachsener Boden (= 2,5 Liter)
 - VS = Volumen Skelett (= GS : 3,2)
 - SD = Dicke der untersuchten Bodenschicht (dm)
- Streuung der bestimmten Grössen: Skelettanteil: 0 - 19 %; Tongehalt der Feinerde: 7 - 39 %; Humusgehalt der Feinerde: 0,2 - 4,8 %.

Ergebnisse

Der Vergleich der N_{min} -Faktoren aufgrund grober Schätzungen mit denjenigen, welche mit Hilfe der beschriebenen Messgrössen berechnet wurden, ist in Abb. 1 enthalten. Er zeigt, dass der Durchschnitt der geschätzten Werte annähernd richtig ist. Der grob geschätzte N_{min} -Faktor 5,4 der Proben aus der Schicht 60-100 cm scheint etwas tief zu sein.

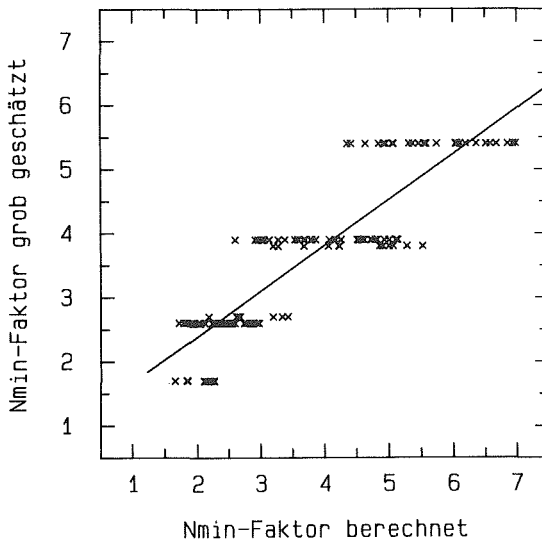


Abbildung 1. Beziehung zwischen geschätzten und berechneten N_{min} -Faktoren. Lineare Regressionsgleichung: N_{min} -Faktor geschätzt = $0,97 + (0,71 \times N_{min}$ -Faktor berechnet). $r^2 = 0,79$.

Die Streuung der berechneten Werte bei identischen Schätzwerten ist beträchtlich. Diese Ungenauigkeiten der grob geschätzten N_{\min} -Faktoren hatte in 40 % der Fälle keinen wesentlichen Einfluss auf den N_{\min} -Gehalt des Bodens in 0-100 cm Tiefe (Differenz zwischen den N_{\min} -Gehalten berechnet mit Hilfe der geschätzten bzw. berechneten N_{\min} -Faktoren kleiner als 10 kg N_{\min} /ha), in 37 % der Fälle betrug die Differenz 10-20 kg N_{\min} /ha und in 23 % der Fälle war die Differenz grösser als 20 kg N_{\min} /ha (vor allem bei N_{\min} -Gehalten über 150 kg N/ha).

In der Annahme, dass der Skelett-, Ton- und Humusgehalt des Bodens mit ausreichender Genauigkeit geschätzt werden können, könnten durch den in Abbildung 2 dargestellten Zusammenhang zwischen den erwähnten Parametern und den berechneten N_{\min} -Faktoren in etlichen Fällen grössere Abweichungen im N_{\min} -Gehalt des Bodens als Folge der Benützung der grob geschätzten N_{\min} -Faktoren vermieden werden. Dabei ist zu beachten, dass die in Abbildung 2 enthaltene Regressionsgleichung nur für Böden mit einem Humusgehalt von maximal 5 % und einem Skelettanteil von höchstens 20 % gilt. Weitere Untersuchungen in Böden mit einem höheren Humusgehalt sind notwendig.

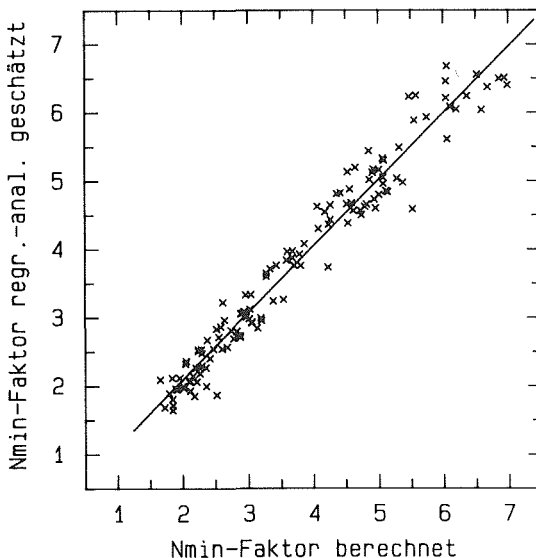


Abbildung 2. Beziehung zwischen berechneten und regressionsanalytisch geschätzten (N_{\min} -Faktor = Schichtdicke (dm) \times [1,80 - (0,035 \times Skelettgehalt (Vol. %)) - (0,10 \times Humusgehalt (%)) - (0,014 Tongehalt (%))]) N_{\min} -Faktoren. Anzahl Beobachtungen (N) = 130; Bestimmtheitsmass B (r^2) = 0,96.

Folgerungen

Die analytisch bestimmten Parameter Skelettgehalt, Humusgehalt und Tongehalt des Bodens sind geeignet, den N_{\min} -Faktor mit ausreichender Genauigkeit zu schätzen. Die Robustheit der gefundenen Beziehung ist in weiteren Untersuchungen zu überprüfen. Dabei ist vor allem die erforderliche Schätzgenauigkeit für den Skelett-, Humus- und Tongehalt zu bestimmen.

N-min et la fertilisation azotée des céréales

Thème du poster présenté le 18 mars 1993 à la séance scientifique de la Société suisse de pédologie à Zoug

Bernard Chauvin et Jacques-Henri Bichsel

Service romand de vulgarisation agricole, Jordils 1, 1000 Lausanne 6

En Suisse, 2/3 des terres ouvertes sont emblavées en céréales. Tout au long de leur développement, ces céréales vont prélever dans le sol une quantité importante d'azote minéral.

Analyse N-min

Le but premier de l'analyse N-min (prélèvements du printemps) est de permettre, au niveau de l'azote, une fertilisation raisonnée et calculée des cultures de céréales à partir des résultats du laboratoire d'agropédologie de la Station de recherches agronomiques de Changins (méthode des bilans).

Le but second d'une telle analyse (prélèvements de l'automne) est d'estimer la quantité d'azote minéral soumise aux risques de lessivage hivernal, de la lixiviation de l'azote en profondeur dans les aquifères. Par exemple, les résultats de l'automne 1992, comparés à ceux du printemps 1993, donnent des indications très utiles permettant dans la pratique de mieux gérer la fumure azotée et de contribuer, dans la mesure du possible, à la protection des eaux.

Actuellement, sur l'espace de la Suisse romande, le réseau d'étude N-min comprend :

171 parcelles réparties comme suit :

réseau fumure des céréales	81 parcelles
PI (productions intégrées céréales)	52 parcelles
sources (réseau d'observation sur les zones de sources)	28 parcelles
tabac (virginie = azote minimum)	10 parcelles.

Les prélèvements des échantillons de terre s'effectuent à l'aide d'une sonde d'acier enfoncée jusqu'à la profondeur de 90 cm.

Trois épaisseurs d'horizons, respectivement 0-30 cm, 30-60 cm, 60-90 cm sont analysées séparément. Cette façon de pratiquer permet de voir dans lequel des trois horizons se trouve le reliquat N-min le plus important au moment du prélèvement. Le total de toute l'épaisseur des 90 cm (zone de développement en profondeur des racines de céréales) donne la valeur du reliquat N-min/ha.

Les résultats du laboratoire d'agropédologie sont communiqués aux conseillers agricoles (vulgarisateurs) qui les utilisent pour établir, avec les agriculteurs des régions concernées, les besoins en fumure azotée des céréales.

Méthode des bilans

Les seules fournitures par le sol ne suffisent généralement pas pour obtenir des rendements économiquement acceptables dans le contexte actuel et en dehors de toute valorisation par label. Il est nécessaire de compléter ces fournitures par des engrais azotés ou des engrais de ferme. La réponse des cultures à la fraction azotée des engrais de ferme est souvent aléatoire et la répartition de ceux-ci selon les besoins des cultures très problématique. Aussi les engrais du commerce ont-ils grandement facilité la tâche des agriculteurs (manutention simple, répartition facile, efficacité rapide).

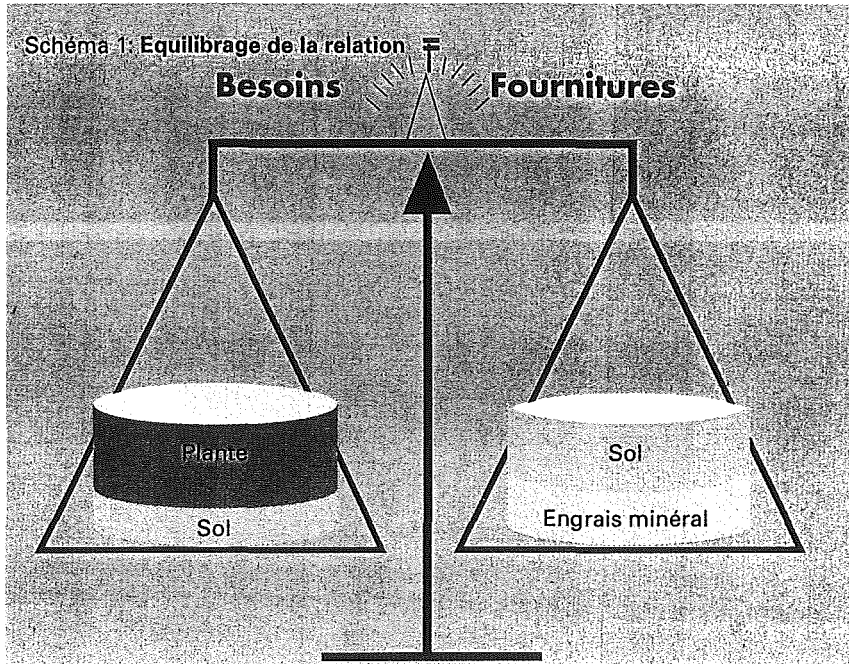
Alors, entre la faim d'azote conduisant à de faibles rendements et l'excès d'azote entraînant des risques de maladies, de verse et de pollution, comment trouver la juste dose ? Même s'il met tout en oeuvre de façon optimale à l'implantation de sa culture (préparation du sol, date et densité de semis, protection phytosanitaire, etc.), l'agriculteur ignore quel sera le climat de l'année. Aussi a-t-il tendance à majorer les doses d'azote apportées afin que celles-ci soient suffisantes au cas où, par chance, l'année climatique serait favorable à des rendements élevés. Or, plus on vise un rendement élevé, plus on prend le risque de ne pas atteindre son objectif et - sécurité oblige - plus on assure ce risque par des surcoûts d'intrants.

La fertilisation azotée des céréales peut se raisonner grâce à la méthode des bilans. Celle-ci consiste à satisfaire les besoins en azote de la céréale en fonction d'un objectif de rendement raisonnable (par exemple : moyenne des 5 dernières années de céréales sur la parcelle, desquelles on enlève la meilleure et la plus faible) qu'on se fixe au niveau de chaque parcelle. Il s'agit ensuite d'équilibrer la relation "besoins = fournitures" (schéma 1).

Les **besoins** des céréales sont assez bien connus. Ils sont constitués de l'azote absorbé par la céréale et de l'azote restant dans le sol après la récolte, car les racines de la céréale ne peuvent extraire tout l'azote minéral du sol.

Les **fournitures** sont plus difficiles à évaluer. La prévision de fourniture d'azote minéral par un sol en vue de la nutrition d'une culture est encore du domaine de la recherche. Des essais "zéro azote" montrent des variations importantes de rendement selon les lieux et les années. Cependant, en décortiquant le problème, on peut décomposer les fournitures en différents postes :

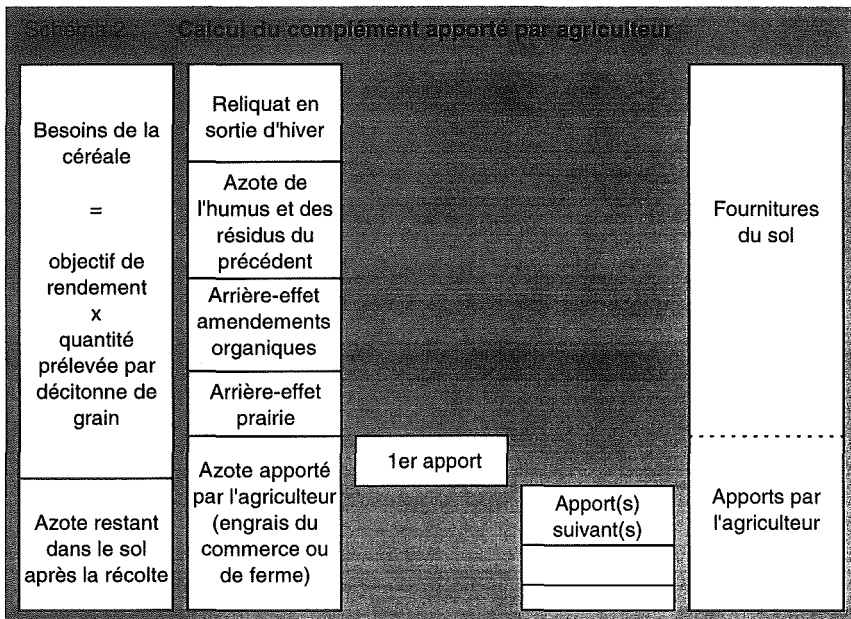
- a) azote minéral présent dans le sol lors de l'établissement du bilan (en sortie d'hiver, à une période de relative stabilité des quantités d'azote minéral dans le sol);
- b) minéralisation nette de l'humus du sol;
- c) minéralisation nette des résidus de récolte du précédent;
- d) arrière-effets d'amendements organiques,
- e) arrière-effets d'anciens retournements de prairies;
- f) azote de l'engrais ou effet direct des amendements organiques apportés par l'agriculteur.



(Les apports par les pluies et la fixation non symbiotique sont par hypothèse compensés par les pertes par voie gazeuse). Le poste a) se détermine par prélèvements de sol et analyse. A l'avenir, il serait souhaitable de disposer d'une grille permettant d'estimer ce reliquat d'azote en sortie d'hiver. Plusieurs paramètres (type de sol, précédent, travail du sol, pluviosité hivernale) encore à définir pourraient avoir une influence. C'est tout le travail d'équipe entre la recherche et la vulgarisation qui permettra à ce projet d'aboutir. Les postes b), c), d) et e) sont des estimations de fournitures établies par la recherche qui s'appuient sur de nombreux essais. Selon les situations, elles peuvent atteindre parfois plus de 200 unités.

Des tableaux non représentés ici détaillent ces fournitures par type de sols et de cultures, type d'amendements organiques, dose et périodicité d'apports, âge de la prairie et temps écoulé depuis son retournement. L'ensemble des fournitures du sol étant estimé, il est facile de calculer le complément que l'agriculteur devra apporter pour équilibrer son bilan (schéma 2). La méthode indique ensuite les périodes d'apport en relation avec l'absorption d'azote par la céréale. Pourquoi une méthode seulement pour les céréales ? Parce que la prévision de minéralisation de l'humus du sol est plus facile à prévoir sur des cultures qui prélèvent l'azote au printemps, où les conditions sont soit plus homogènes

(humidité, température) soit d'amplitude limitée, alors que pour les cultures d'été les variations dues en partie au climat peuvent créer de grands écarts.



Evaluation

Cette méthode est assez bien vulgarisée en Suisse romande, parce qu'elle est très didactique : recherche, enseignement et vulgarisation travaillent de concert. La campagne de prélèvements au printemps, - avec analyse et restitution des résultats par région et précédent - la rend vivante et animée. En revanche, cela demande de gros efforts humains et financiers pour la mener à bien et il est encore difficile de mesurer son impact sur l'environnement. Mais la prise de conscience est réelle et l'information circule (presse, bulletins, etc.).

Chaque parcelle doit être conduite différemment et cette méthode contribue à animer la discussion et la réflexion sur :

- le potentiel réel de la parcelle,
- le choix d'un objectif qui définira les interventions ultérieures permettant de **maintenir cet objectif, mais jamais de l'accroître.**

L'azote n'est qu'un élément du problème, mais il interagit avec tant d'autres facteurs qu'il est nécessaire de le gérer au mieux pour assurer de bons rendements tout en préservant l'environnement.

AGRICULTURE ET PROTECTION DES EAUX

C. FANKHAUSER

Service Vaudois de Vulgarisation Agricole (SVVA), Av. des Jordils 3, 1000 Lausanne 6

ZUSAMMENFASSUNG

Im Kanton Waadt werden 65 % des Trinkwasserbedarfs durch Grund- und Quellwasser gedeckt. Leider haben immer mehr Gemeinden Wasserverteilungsnetze mit Nitratkonzentrationen die den Grenzwert von 40 mg/l übersteigen.

Der landwirtschaftlichen Beratungsdienst des Kantons Waadt (SVVA) setzt sich seit 1986 für den Schutz des Grund- und Quellwassers ein. In 1992 wurde er von verschiedenen kantonalen Ämtern beauftragt ein Konzept für die Verminderung der Nitratauswaschung zu entwerfen.

Ein Beobachtungsnetz von vier Quellen ermöglichte es, die entscheidende Rolle der Fruchtfolge, der Bodenbearbeitung und der Düngung auf die Nitratauswaschung zu unterstreichen.

In Einzugsgebieten ohne Düngungsprobleme, brachte ein steigender Flächenanteil an Hackfrüchten eine starke Erhöhung der Nitratwerte. Ergebnisse verschiedener Forschungsarbeiten zeigen, dass die Auswaschungsgefahr von der Bodennutzung abhängig ist.

Die Fruchtfolge wird aber hauptsächlich von der Agrarpolitik und von den verschiedenen klimatischen Bedingungen beeinflusst. Somit stellt sich die Frage, ob man nicht Massnahmen einführen sollte um eine nachhaltige Bodennutzung dieser sensiblen Gebiete zu fördern.

1. QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES DU CANTON DE VAUD

Dans le Canton de Vaud, les eaux souterraines couvrent le 65 % des besoins en eau potable de la population. Leur protection est donc vitale !

Malheureusement leur qualité s'est fortement dégradée au cours des dix dernières années. Le nombre de communes dont les teneurs en nitrates des eaux de distribution dépassent les 40 mg/l est passé de 29 en 1991 à 45 en 1992. Cette évolution a été observée presque exclusivement sur le Plateau. Le phénomène est particulièrement prononcé dans le Gros de Vaud, la Plaine de l'Orbe, la Vallée de la Broye et le Vully.

Conscient des multiples enjeux, le Service Vaudois de Vulgarisation Agricole (SVVA) est depuis plusieurs années actif dans le domaine de la protection des eaux souterraines.

2. TRAVAUX EFFECTUES PAR LE SVVA

- Depuis 1986, membre du groupe "nitrates Vaud" (administration cantonale, recherche et vulgarisation). Dans ce cadre, suivi de 4 sources (enquêtes sur les pratiques culturales).
- Depuis février 1992, mandat "Agriculture et protection des eaux", mandaté par le Service des Eaux et de la Protection de l'Environnement et le Laboratoire Cantonal du Canton de Vaud.

Objectifs: - Mettre au point un concept d'exploitation permettant de réduire le lessivage des nitrates dans les bassins d'alimentation des eaux souterraines.
 - Formation des conseillers et diffusion du concept auprès des agriculteurs à l'aide de cours et de conseils individuels.

Dans ce cadre, pour chacune des sources du réseau:

Conseil adapté à la situation particulière de chaque bassin (analyses de sol, bilan et plan de fumure, suivi mensuel des teneurs en azote minéral (Nmin) de différents essais, etc.).

3. OBSERVATIONS REALISEES DANS LE RESEAU

- Les pratiques culturales influençant le lessivage des nitrates sont: l'assolement, le travail du sol et la fumure.
- Fumure:
 Dans certaines sources, l'augmentation des teneurs en nitrates peut être en partie expliquée par une mauvaise fumure. Celle-ci est souvent due à une mauvaise gestion des engrais de ferme (besoin de formation et de motivation, capacités de stockage insuffisantes, etc.). Dans le contexte économique actuel, la suppression des subventions pour la construction de fosses freine l'adaptation.
- Assolement et travail du sol:
 Là où la fumure est maîtrisée, un accroissement des surfaces en sarclées a entraîné une forte augmentation des teneurs en nitrates dans l'eau (reliquats Nmin élevés après pommes de terre et maïs, mauvaise couverture du sol en hiver, important travail du sol favorisant la minéralisation, etc.).

De plus, différents travaux réalisés dans des stations de recherche suisses et étrangères, montrent l'influence déterminante du mode d'utilisation du sol sur le lessivage des nitrates (Braun *et al.*, 1991; Nievergelt, 1993; Wohlrab *et al.*, 1992).

Risques de lessivage selon l'utilisation du sol:

Prairies < céréales < sarclées avec dérobées, engrais verts ou sous-semis < sarclées sans couverture du sol en hiver << retournement de prairies permanentes.

4. MESURES PERMETTANT DE LUTTER CONTRE LE LESSIVAGE DES NITRATES

- **Bonnes pratiques culturales:**

- Fumure adaptée (plan de fumure, fractionnement et apport N uniquement quand la culture en a besoin, bonne gestion des engrais de ferme, capacité de stockage suffisante).
- Bonne couverture du sol en hiver (engrais verts et dérobées).
- Travail du sol tardif, si possible labour à la fin de l'hiver (sols lourds exceptés).

Les bonnes pratiques culturales en évitant les excès de fumure ou une mauvaise couverture du sol, permettent de maintenir la fertilité des sols et de diminuer le lessivage. Toutefois, elles ne permettent pas d'éliminer le lessivage lié à certaines cultures ou à un type d'assolement.

Question:

Le type d'assolement joue un rôle essentiel dans la lutte contre le lessivage des nitrates. Cependant, il est principalement le fruit de la politique agricole et des conditions climatiques de chaque région. Ne devrait-on pas, par conséquent, inciter les agriculteurs à extensifier en priorité ces zones vulnérables en instaurant des indemnisations pouvant être utilisées de manière ciblées ?

Si nous voulons assurer un développement durable, il est essentiel d'effectuer une analyse économique des prestations écologiques et d'élaborer conjointement avec les pouvoirs publics, une démarche permettant de protéger notre environnement.

5. BESOINS EN RECHERCHE INTERDISCIPLINAIRE

Parallèlement aux études économiques, de plus amples travaux devraient être réalisés dans les domaines suivants:

1. Afin d'assurer une protection chimique des eaux souterraines, il est nécessaire de travailler sur l'ensemble du bassin d'alimentation. Une autre possibilité serait de prendre exemple sur les "zones vulnérables" des Directives européennes de protection des eaux. Malheureusement ces bassins sont souvent mal connus et des études hydrogéologiques et pédologiques seraient nécessaires.
2. Il est essentiel de favoriser la recherche interdisciplinaire afin de mieux connaître le devenir des apports d'azote (minéral ou organique) dans le sol ainsi que les facteurs influençant le lessivage des nitrates.

Ces recherches sont indispensables afin de permettre aux différents services de vulgarisation agricole d'apporter aux agriculteurs une formation et un conseil adapté.

6. BIBLIOGRAPHIE

BRAUN M., FREY M., HURNI P. und SIEBER U., 1991:

Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffuse Quellen in die Gewässer im Rheineinzugsgebiet der Schweiz unterhalb der Seen (Stand 1986). Bericht 1. Teil. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC) und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), 30-31.

NIEVERGELT J., 1993:

Wasserverbrauch, Ertrag, Sickerwasser und Nährstoffauswaschung von 1. April 1990 bis 31. März 1991. Kunstwiesen und Kartoffeln / Winterweizen auf zwei Bodenformen im Lysimeterversuch an der FAP Zürich-Reckenholz. Landwirtschaft Schweiz Band 6 (2): 121-122.

WOHLRAB B., ERNSTBERGER H., MEUSER A. und SOKOLLEK V., 1992:

Landschaftswasserhaushalt. Wasserkreislauf und Gewässer im ländlichen Raum. Veränderungen durch Bodennutzung, Wasserbau und Kulturtechnik. Verlag Paul Parey, 289-298.

STICKSTOFFFLÜSSE IN DIE GEWÄSSER VIERER REGIONEN DER SCHWEIZ UND DIE ROLLE DER LANDWIRTSCHAFT

Markus Braun, Dagmar Kopše, Peter Hurni

Bodenphysik und Gewässerschutz

Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC)

3097 Liebefeld-Bern

ZUSAMMENFASSUNG/RESUME

Für verschiedene Regionen der Schweiz wurde die Rolle der Landwirtschaft als Verursacherin von Stickstoffflüssen in die Gewässer untersucht. In der Ackerbau-Region Büren a.A. werden 61% der Stickstoffflüsse in die Gewässer durch die Landwirtschaft verursacht, in der Wald-Wiesen-Region Signau 52% und in der Alpen-Region Oberhasli 28%. In Büren a.A. sind die landwirtschaftsbedingten Stickstoffflüsse in die Gewässer fünf Mal höher als die natürliche Hintergrundlast, in Signau zwei Mal, in Oberhasli ein halbes Mal. Die Reduktionspotentiale bezogen auf die landwirtschaftsbedingten Stickstoffflüsse in die Gewässer sind in den drei Regionen 41, 26 und 1 Prozent.

Pour différentes régions de la Suisse, le rôle de l'agriculture en tant que source des flux d'azote dans les eaux a été étudié. Dans la région à grandes cultures de Büren a.A., 61% des flux d'azote dans les eaux sont provoqués par l'agriculture. Cette part est de 52% pour la région de prairies et de forêts de Signau ainsi que de 28% pour la région alpine de Oberhasli. A Büren a.A. les flux d'azote causés par l'agriculture sont 5 fois plus importants que la charge naturelle; 2 fois plus à Signau et la moitié à Oberhasli. Les potentiels de réduction des flux d'azote dans les eaux provoqués par l'agriculture dans les trois régions sont de 41% respectivement 26% et 1%.

1. EINLEITUNG

Stickstoffflüsse sind Spiegelbilder unserer Lebensweise. Ist in einer Region die Stickoxid-Belastung der Luft ein Problem, so ist es anderswo die Nitrat-Belastung des Grundwassers. Durch Luft- und Wasserbewegungen wird Stickstoff über lokale Grenzen verfrachtet. Aus regionalen werden (inter)nationale Probleme.

Für vier Regionen wurden die Stickstoffflüsse in der Anthroposphäre, Pedosphäre, Hydrosphäre und Atmosphäre abgeschätzt. Die Stickstoffflüsse in die Gewässer wurden auf die Verursacher Landwirtschaft, Abwasser, Verkehr/Verbrennung und Hintergrundlast aufgeteilt (Björwal, 1993a und 1993b). Unter der natürlichen Hintergrundlast werden jene Stickstoffflüsse verstanden, welche auch in die Gewässer gelangen würden, wenn eine Region vom Menschen nicht beeinflusst worden und von einer natürlichen Vegetation bedeckt wäre.

Durch die Landwirtschaft wird Stickstoff als Folge der Bodenbearbeitung und Düngung ausgewaschen oder er gelangt über den Umweg der Verflüchtigung und Deposition mit anschliessender Auswaschung in die Gewässer.

2. DIE ACKERBAU-REGION BÜREN AN DER AARE

Büren a.A. liegt im Mittelland und ist durch intensiven Ackerbau geprägt. Die Kulturlandschaft ist ausgeräumt, die Ebenen sind weitgehend drainiert. Die landwirtschaftliche Nutzfläche nimmt 53% der Bezirksfläche von 8746 ha ein, wovon 62% offenes Ackerland sind. Die Bevölkerungsdichte beträgt 205 Personen pro Quadratkilometer.

In Büren a.A. verursacht die Landwirtschaft 61% der gesamten Stickstoffflüsse in die Gewässer. Die landwirtschaftsbedingten Verluste geschehen zu 87% unter Ackerland als Folge der Bodenbearbeitung und Düngung und sind ca. 5 Mal höher als die natürliche Hintergrundlast. Durch Massnahmen im Ackerbau könnten die Verluste um jährlich ca. 85 tN reduziert werden, was 41% der landwirtschaftsbedingten Stickstoffflüsse in die Gewässer ausmacht.

3. DIE WALD-WIESEN-REGION SIGNAU

Signau als voralpine Region ist durch Vieh- und Graswirtschaft gekennzeichnet. Die landwirtschaftliche Nutzfläche deckt 40% der Bezirksfläche von 32007 ha ab, 86% davon sind Wiesland. Signau hat mit 42% der Bezirksfläche viel Wald. Im Bezirk Signau leben 76 Personen pro Quadratkilometer.

In Signau verursacht die Landwirtschaft 52% der gesamten Stickstoffflüsse in die Gewässer. Davon sind 67% auf die Bodenbearbeitung und Düngung zurückzuführen. Die restlichen 33% sind die Folge der Verflüchtigung und Deposition mit nachfolgender Auswaschung. Die landwirtschaftsbedingten Stickstoffverluste in die Gewässer sind 2 Mal so hoch wie die natürliche Hintergrundlast. Durch Massnahmen in der Landwirtschaft könnten die Verluste in die Gewässer jährlich um ca. 81 tN eingeschränkt werden, was 26% der landwirtschaftsbedingten Stickstoffflüsse in die Gewässer entspricht.

4. DIE ALPEN-REGION OBERHASLI

In Oberhasli bedeckt unproduktives Land 63% der Bezirksfläche von 55041 ha. Die alpwirtschaftliche Nutzfläche beträgt 12% und ist dreimal grösser als die landwirtschaftliche Nutzfläche. In den höheren Lagen fallen jährlich über 2500mm Niederschlag, mehr als doppelt soviel als in Büren a.A.. Die Bevölkerungsdichte beträgt 17 Personen pro Quadratkilometer.

Ungefähr 51% der gesamten Stickstoffflüsse in die Gewässer sind natürliche Hintergrundlast. Der Anteil der Landwirtschaft beträgt 28%. Davon gelangt der grössere Teil über die Verflüchtigung und Deposition mit nachfolgender Auswaschung in die Gewässer. Die hohen Stickstoffdepositionen und die Bilanz für die Region lassen vermuten, dass Stickstoff über die Atmosphäre aus anderen Regionen importiert wird. Massnahmen in der Landwirtschaft in

Oberhasli zur Reduktion der Stickstoffverluste in die Gewässer sind praktisch wirkungslos.

5. DIE GROSSTADT-REGION ZÜRICH

Zürich ist eine stark überbaute und industrialisierte Region. Die Siedlungsfläche nimmt 47% der Bezirksfläche von 14783 ha ein. Im Bezirk Zürich leben 2893 Personen pro Quadratkilometer. Entsprechend zahlreich sind die Motorfahrzeuge und Industrieanlagen.

In Zürich werden 90% der gesamten Stickstoffflüsse in die Gewässer durch das Abwasser verursacht ($1774 \text{ tN}\cdot\text{J}^{-1}$). Die übrigen Verursacher sind kaum von Bedeutung. Die Stickstoffflüsse in die Gewässer durch das Abwasser sind 24 Mal höher als die natürliche Hintergrundlast ($74 \text{ tN}\cdot\text{J}^{-1}$). Zürich dürfte eine der stärksten belasteten Regionen der Schweiz sein. Hier sind Massnahmen im Abwasserbereich notwendig.

Tabelle 1. Stickstoffflüsse in die Gewässer und Reduktionspotentiale in der Landwirtschaft in drei Regionen.

	Büren a.A.	Signau	Oberhasli
a) Gesamte Stickstoffflüsse in die Gewässer [$\text{tN}\cdot\text{J}^{-1}$]	348	608	535
b) Landwirtschaftsbedingte Stickstoffflüsse in die Gewässer [$\text{tN}\cdot\text{J}^{-1}$]	209	315	149
c) Reduktionspotential durch Massnahmen in der Landwirtschaft [$\text{tN}\cdot\text{J}^{-1}$]	85	81	1
bezogen auf a) [%]	24	13	<1
bezogen auf b) [%]	41	26	1
d) Natürliche Hintergrundlast [$\text{tN}\cdot\text{J}^{-1}$]	44	160	275
e) Belastungsfaktor Landwirtschaft (Verhältnis zwischen b) und d))	4.8	2.0	0.5

6. SCHLUSSBEMERKUNGEN

Je nach Region ist der Stellenwert der Landwirtschaft als Verursacherin problematischer Stickstoffflüsse anders. Das verlangt ein differenziertes Vorgehen zur Reduktion der Stickstoffflüsse in die Gewässer. Um die Sanierungsbedürftigkeit einer Region zu beurteilen, hilft der Vergleich mit der natürlichen Hintergrundlast: Wäre diese im Sinne eines Toleranzwertes zum Beispiel um mehr als das Doppelte überschritten, wären Reduktionsmassnahmen durchzuführen. Gewässerschutzanstrengungen in der Landwirtschaft sind vor allem auf emissionsstarke Regionen auszurichten.

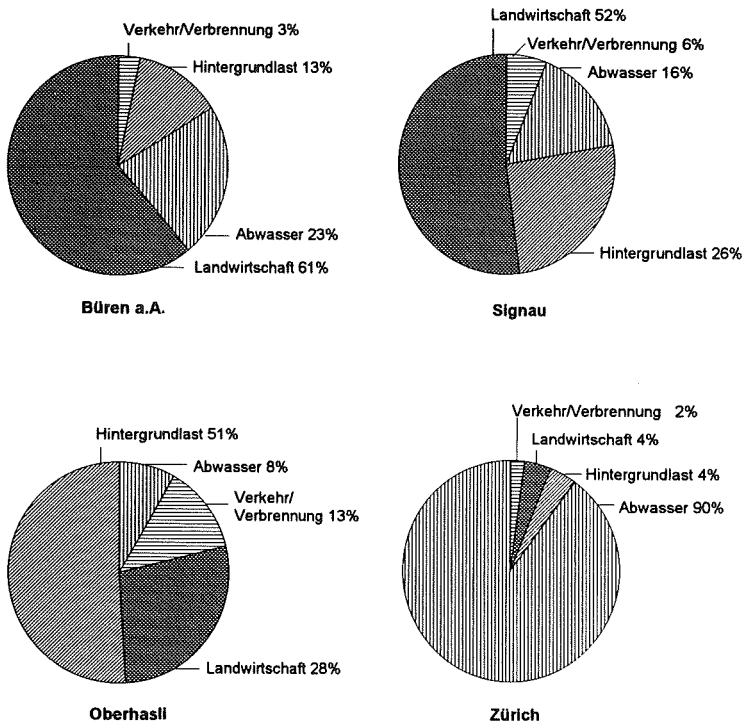


Abbildung 1. Gesamte Stickstoffflüsse in die Gewässer vierer Regionen der Schweiz.

Literaturverzeichnis:

- BUNAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern), 1993a: Stickstoffproblematik in der Schweiz - Heutige und künftige Belastung der Hydrosphäre. Schriftenreihe Umwelt, in Vorbereitung.
- BUNAL 1993b: Anhang zum Bericht 'Stickstoffproblematik in der Schweiz - Heutige und künftige Belastung der Hydrosphäre'. Interner Bericht, in Vorbereitung.

Untersuchungen über die Nitratbelastung im Trinkwasser von Reinach BL

P. Schudel

F.-J. Kern, Ch. Leibundgut, J. H. Schmidt

SYMBO (Systemanalytik Mensch-Boden), Liestal

Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Freiburg i. Br.

Zusammenfassung

Der Grundwasserstrom des unteren Birstales wird zu Trinkwasserzwecken intensiv für etwa 80'000 Einwohner genutzt. Die Grundwasserneubildung erfolgt einerseits natürlich durch Birsinfiltration, aus der Schotterebene im unteren Birstal und dem angrenzende Lösshügelland, und andererseits künstlich durch eine Grundwasseranreicherungsanlage in Aesch BL. In einem Pumpwerk wurden seit seiner Inbetriebnahme Nitratkonzentrationen gemessen, die häufig über dem gesetzlichen Grenzwert von 40 mg pro Liter lagen. Zur Abklärung der Herkunft der Belastungsquellen wurde während zwei Jahren im Einzugsgebiet des unteren Birstales der Wasserhaushalt (Grundwassermodell), die Nitratkonzentrationen in den Oberflächengewässern und im Grundwasser erfasst, sowie Tracerversuche und Bodenuntersuchungen durchgeführt. Gleichzeitig wurden die Böden durch die Bodenkartierungsstelle beider Basel kartiert.

Die wichtigsten Ergebnisse aus den umfangreichen Untersuchungen sind:

- *Der Hauptgrundwasserstrom wird in der Mitte stark von der Qualität des in der Grundwasseranreicherungsanlage Aesch infiltrierten Birswassers beeinflusst. In diesem Bereich des künstlich angereicherten Grundwassers sind die Nitratkonzentrationen relativ niedrig (<25 mg pro Liter).*
- *Aus Westen zufließendes Grundwasser weist z.T. sehr hohe Nitratkonzentrationen auf, es beeinflusst aber die Wasserqualität im Hauptgrundwasserstrom nur randlich. Der belastete Grundwasserbrunnen liegt in dieser Zone (Markerversuch).*
- *Die hohe Nitratbelastung des von Westen dem Hauptstrom zufließende Grundwasser stammt hauptsächlich aus intensiv landwirtschaftlich genutzten Schotterböden mit einer geringen Speicherkapazität für pflanzenverfügbares Wasser.*
- *Diese Schotterböden in der Birstalebene sind im Gegensatz zu den angrenzenden Löss- und Lehmböden sehr flachgründig und weisen häufig eine Gründigkeit von nur 30 - 45 cm auf. Ihr hoher Skelettgehalt vermindert zudem die Speicherkapazität für Wasser und Stoffe. Bei anhaltenden intensiven Niederschlägen können sie sogar im Sommer durchwaschen werden.*

Einleitung

Seit 1965 sind im Grundwasser des oberen Birstales z.T. hohe Nitratkonzentrationen gemessen worden. In einem der sechs Pumpwerke der Wasserversorgung von Reinach wurde der gesetzliche Grenzwert von 40 mg Nitrat pro Liter Trinkwasser immer wieder überschritten. Mit diesen Untersuchungen, in Auftrag des Amtes für Umweltschutz und Energie BL, wurde die Herkunft der hohen Nitratkonzentrationen im Grundwasser am westlichen Rand des Birstalgrundwasserstroms ermittelt. Konkret wurden folgende Fragen untersucht:

- Weshalb sind die Nitratgehalte in zwei von vier Brunnen des Pumpwerks 6 höher als in den übrigen Pumpwerken von Reinach und wie kann dort das Fließverhalten des Grundwasserstroms interpretiert werden?
- Welchen Einfluss hat die landwirtschaftliche Nutzung auf die Nitratbelastung des Grundwassers?

Grundwasserströme und Einzugsgebiet der westlichen Zuflüsse

Das Untere Birstal und das untersuchte, angrenzende Hügelland gehört geologisch zum Oberrheintalgraben. Der vorzeitliche Untergrund besteht aus weichen Molassefelsen, der vielfältig aufgebauten Elsässer Molasse. Er ist stark geschichtet und besteht z.T. aus tonigen Mergellagen, die als

Wasserstauer wirken. Von Aesch in Richtung Basel fliesst im unteren Birstal der Hauptgrundwasserstrom in einer tiefen und breiten Erosionsrinne ab, die während des Riss- und Würminterglazials entstanden ist, und heute mit voreiszzeitlichen und eiszeitlichen Kalkschottern überdeckt ist.

Seit 1976 wird der Hauptgrundwasserstrom durch eine Infiltrationsanlage in Aesch zusätzlich angereichert. Das hier versickerter Birstwasser liefert heute etwa die Hälfte der Grundwasserneubildung im untersuchten Talabschnitt. Des weiteren infiltriert natürlicherweise Wasser aus dem Flussbett der Birs, und aus dem Raum zwischen Reinach und Aesch fliesst hauptsächlich von Westen hangseitiges Grundwasser zu.

Das Untersuchungsgebiet liegt etwa 8 km südlich von Basel und umfasst eine Fläche von rund 14 km². Abbildung 1 gibt eine Uebersicht über die Bodenverhältnisse. Die landwirtschaftlich genutzten Böden von Aesch und Reinach sind von der Bodenkartierungsstelle des Kt. Basel-Landschaft kartiert worden. Im folgenden werden die Gebiete der drei wichtigsten Bodentypen und die entsprechenden Grundwasserverhältnisse kurz beschrieben:

1. Schotterböden im unteren Birstal zwischen Aesch und Reinach

Diese Böden sind meist als Karbonat-Regosole ausgebildet und gehen z.T. in flachgründige Kalkbraunerden über. Sie liegen auf der Schotterterrasse des unteren Birstales. Das Gebiet von etwa 6.4 km² überdeckt einerseits den Hauptgrundwasserstrom und andererseits die westlichen Talböden, die über dem flachgründigen, in nordwestlicher Richtung dem Hauptstrom zufließenden Birstalgrundwasser liegen. Das Gebiet ist stark überbaut. Das Siedlungsgebiet umfasst rund zwei Drittel der Fläche. Etwa 160 Hektaren zwischen Aesch und Reinach werden landwirtschaftlich und gartenbaulich intensiv genutzt.

Die Böden sind ausserordentlich flachgründig, mit hohem Skelettgehalt von durchschnittlich 30 Volumenprozent (%_v) und einer pflanzennutzbare Gründigkeit von 30 und 40 cm. Die Lagerungsdichte der Oberböden liegt hier bei 1.4 t m⁻³. Darunter nimmt der Skelettgehalt stark zu und beträgt weit mehr als 50%. Entsprechend nimmt auch die Lagerungsdichte auf 2.2 t m⁻³ zu. Tabellen 1 und 2 enthalten Angaben über die wichtigsten bodenphysikalischen Kennwerte. Letztere sind räumlich verschieden. Für die Gründigkeit wird ein mittlerer Wert eingesetzt. Als Vergleich werden Ergebnisse von Vogelsanger, 1986 über Schotterböden im Rheintal in der Nähe von Laufenburg (AG) hinzugefügt. Die Rheintalerböden sind tiefgründiger und sandiger und enthalten im Oberboden weniger Steine. Diese sandigen Böden haben nur ein geringes Porenvolumen für pflanzenverfügbares Wasser. Trotz feinerer Körnung weisen auch die Schotterböden im Birstal infolge des hohen Skelettgehaltes nur ein geringes Porenvolumen für leicht pflanzenverfügbares Wasser auf. Rechnet man letzteres, auf die mittlere Gründigkeit des Oberbodens um, so ergibt sich, ein Speichervermögen dieser Böden von nur 30 mm. Je nach Gründigkeit schwankt dieser Wert zwischen 20 und 35 mm. Dies bedeutet, dass auch im Sommer aus diesen Böden bei grösseren Niederschlägen Tiefensickerung erfolgt und dann je nach Düngung Nitratauswaschung in grossen Mengen erfolgen kann.

Tabelle 1: Skelettanteil und Korngrössenverteilung der Feinerde der flachgründigen Schotterböden in der Birstalebene und im Rheintal (%_v: Volumenprozent, %_G: Gewichtszent)

Tiefen	Skelettanteil		Korngrössen der Feinerde		
	Skelett >0.2cm	Feinerde<2m m	Sand	Staub	Ton
cm	% _v	% _v	% _G	% _G	% _G
0-30	30-35	65-70	45	22	33
30-45	70-80	20-50	55	20	25
0-40*	3-4	96-97	70	19	10
> 90*	50	50	99	1	0

* Messungen in Schotterböden im Rheintal bei Laufenburg (nach Vogelsanger (1986))

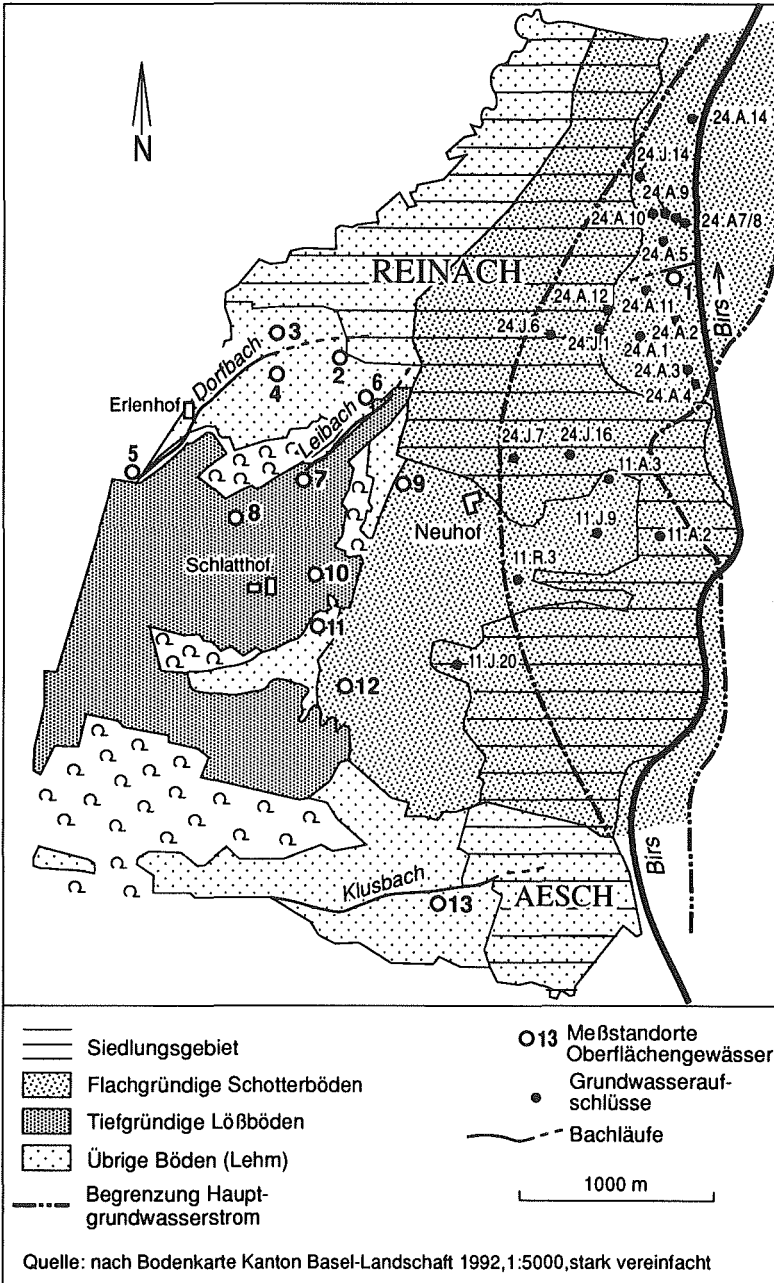


Abbildung 1: Bodenverhältnisse und Hauptgrundwasserstrom im Untersuchungsgebiet

Tabelle 2: **Porengrössenverteilung** in den Schotterböden (in Volumenprozent)

Tiefe	gesamtes Porenvolumen	meist luftführende Poren	leicht pflanzenverfügbares Wasser ¹	schwer bis nicht verfügbares Wasser
cm	% _v			
0-30	45	13	5-7	25-27
30-40	15	9	1-2	4
0-40*	47-57	18	2 (5-8 ²)	21-34
> 90*	26	19	1-2	5-6

* Rheintalebene

¹ aus Felddaten abgeleitet

² Laborwerte

2. Lössböden im angrenzenden Hügelland

Dieses Gebiet von 3.6 km² wird landwirtschaftlich intensiv genutzt: 190 Hektaren sind offenes Ackerland, die übrigen landwirtschaftlichen Nutzflächen betragen 120 Hektaren und rund 50 Hektaren sind Wald. Der Maisanteil am offen Ackerland beträgt hier rund ein Drittel. Die Böden, tiefgründige Parabraunerden bis Braunerden, sind hier im Löss oder den umgelagerten Verwitterungsdecken entstanden. Sie sind steinfrei aber meist pseudogleyig. Stark vernässte Flächen sind deshalb heute drainiert. Diese Böden sind nährstoffreich und haben eine sehr gute Wasserspeicherfähigkeit (über 200 mm leicht pflanzenverfügbares Wasser) und gehören zu den fruchtbarsten Böden im Kt. Basel-Landschaft. Bezüglich Nitratwaschung sind sie meist unproblematisch.

Es wird angenommen, dass die ober- und unterirdischen Abflüsse mit den Wasserscheiden zusammenfallen. Neugebildetes Grundwasser muss somit über dem als dicht anzunehmendem Untergrund (Tone der Eisässer-Molasse) dem Birstalgrundwasserstrom zufließen, oder in den Dorfbach exfiltrieren (vergl. Abb. 1). Die Grundwasserverhältnisse sind hier, soweit nachweisbar, analog der geographischen Trennung in einen südlichen (Klusbach) und in einen nordwestlichen Bereich geteilt. Im Erlenhofgebiet kann auf ein gespanntes Grundwasser geschlossen werden, und sehr wahrscheinlich exfiltriert dieses hier seitlich in den Dorfbach.

3. Uebrige Böden

Bei der dritten Gruppe von Böden (Abbildung 1) handelt es sich meist um Lehm Böden, staunasse Hanglehne und grundwasserbeeinflusste Braunerde-Pseudogleye. Die Lehm Böden finden sich einerseits im Einzugsgebiet des Klusbaches und andererseits zwischen Erlenhof und Reinach-West. Letztere wurden angeschwemmt (toniges Alluvium) und bildeten früher Sümpfe, die später drainiert wurden. Hier gibt es auch heute noch ein kleines Halbmoor. In diesem Gebiet wird der Grundwasserspiegel heute künstlich mittels Drainagen in einer Tiefe von 1 - 1.5 Meter gehalten. Am westlichen Rand, des Baugebietes von Reinach existieren zwei Grundwasserstockwerke. In 1.5 m Tiefe liegt ein erster Stauer, in rund 5 m ein zweiter.

Wasserhaushalt und Modellierung des Grundwasserstroms

Der tägliche Niederschlag wird im Birstal vom Lufthygieneamt beider Basel in Aesch und in Arlesheim erhoben. Hinzu kommen tägliche Messungen in Therwil, auf dem Bruderholz und vor allem in Basel-Binningen (ANETZ-Station der SMA), sowie seit 1978 ein Lysimeter. In Ergänzung zu den verfügbaren Daten, wurde am Erlenhof und beim Altersheim in Reinach der Regen mit Monats-talisatoren gemessen. Gemäss dem langjährigen Jahresmittel fällt im unteren Birstal rund 10 % mehr Niederschlag als in Binningen. Die Verdunstung wurde aufgrund der Wetterdaten von Binningen mit Hilfe der Penmanformel errechnet. Die berechneten Verdunstungsmengen entsprechen recht gut den Messwerten des Lysimeters. Für die Beurteilung des Bodenwasserhaushaltes wurden die Lysimeterdaten von Binningen verwendet, die für die tiefgründigen Löss- und Lehm Böden gute

Vergleichswerte ergaben. Der Bodenwasserhaushalt der Schotterböden wurde im Grundwassermodell vernachlässigt (Tabelle 3).

Aus Tabelle 3 wird bereits ersichtlich, dass im Lösshügelland bei Trockenheit Wasser für die Verdunstung aus dem Bodenspeicher nachgeliefert wird. Nachfolgende Niederschläge müssen diesen zuerst wieder auffüllen, bevor überschüssiges Wasser in die Tiefe sickert. Rund zwei Drittel der geringen Tiefensickerung wird zusätzlich durch Drainagen abgeleitet. Im langjährigen Mittel sind es schätzungsweise 55% der Sickermenge. Während der zweijährigen Messperiode war die Grundwasserneubildung aus diesem Gebiet deshalb sehr gering. In der Birstalebene, wo kein Wasser oberflächlich abfließen kann und die Speicherkapazität für das pflanzenverfügbare Bodenwasser ungefähr zehnmal kleiner ist, muss wesentlich mehr Wasser in die Tiefe sickern. In diesen flachgründigen Schotterböden kann bei intensiven Niederschlägen das Grundwasser auch im Sommer gespiesen werden.

Tabelle 3: **Wasserbilanz** des Lysimeters und des westlichen Einzugsgebietes in mm

Komponenten	Lysimeter Basel-Binningen			westliches Einzugsgebiet		
	1979-88	1989	1990	1979 - 1988	1989	1990
Niederschlag 1):	914	734	939	968	760	992
Verdunstung:	622	612	*	ca 620	611**	617**
Grundwasserneubildung:						
Lysimeter	232	138	36	-	-	-
Lössböden 2)	-	-	-	ca 160	ca 70	ca 30
Schotterböden 3)	-	-	-	ca 350	ca 150	ca 300

*unvollständige Messungen

**berechnet

1) korrigiert nach Sevruk (BGS, 1987)

2) Geschätzt: $G = N - V - A_o + S$

A_o (Dränagen) = 190/80/70; Speicherrückhalt $S = 0/0/-220$ mm

3) Geschätzt, $A_o = 0$; $S = 0/0/-20$

Der Oberflächenabfluss wurde am Leibach (Meßstelle 7, Abb. 1) mit einem Limnigraphen gemessen, und die Abflüsse im Dorf- und Klusbach anhand von vierzehntägigen bzw. monatlichen Abstichmessungen geschätzt. Trotz der relativ geringen Anzahl von Messpunkten, wurden kaum auffällige Unterschiede zum Birsabfluss in Münchenstein (vgl. Abb. 4) festgestellt, so daß auf eine gleichförmige Verteilung der Niederschläge im gesamten Gebiet geschlossen werden kann.

Ein auf dem Darcy-Gesetz beruhendes Grundwassermodell nach Trösch, 1975 bzw. 1992 (neuste Version) wurde eingesetzt, um die umgesetzten Wassermengen im Untersuchungsgebiet zu bilanzieren. Als Eingangsgrößen dienten Daten der Grundwasseranreicherungsanlage Aesch und Fördermengen der Pumpwerke, Wasserbilanzdaten (Niederschlag, Sickerwasser, Verdunstung), Grundwasserstände von Messtellen mit Pegelschreibern und weiteren Messungen an zwei Stichtagen.

Zur Eichung des Modells wurden im Hauptgrundwasserstrom die berechneten Grundwasserstände mit den vorhandenen Grundwasserganglinien verglichen und angepasst. Im nordwestlichen Einzugsgebiet wurden dazu die Abflüsse verwendet. Trotz der beschränkten Anzahl und der nicht flächendeckenden Verbreitung, ist die Anpassung an die natürlichen Grundwasserganglinien relativ gut gelungen. Jeweils etwa vierzig, an zwei Stichtagen gemessene Grundwasserstände dienten zur Eichung der Durchlässigkeitsverhältnisse unter quasi-stationären Verhältnissen. Die quasistationäre Simulation dient auch zur Bilanzierung des Wasserhaushaltes im Modellgebiet (Abb. 2). Die bei der Eichung des Modells über den quasistationären Zustand erhaltenen k_f -Werte wurden dann für die instationäre Simulation verwendet. Eine instationäre Simulation diente zur Nachbildung der

Grundwasserganglinien im Hauptgrundwasserstrom. Sie stützte sich auf monatliche Lysimeterdaten in Basel-Binningen (Sickerwasser), auf Daten der Grundwasseranreicherungsanlage, der Pumpwerke, sowie auf zwei gemessene Grundwasserganglinien im Norden und Süden des Modellgebiets. Die Eichung erfolgte mit den übrigen gemessenen Grundwasserganglinien.

Abbildung 3 gibt die Inputwerte der täglichen Niederschläge, der Sickerwassermengen im Lysimeter, den Abfluss der Birs bei Pegel Münchenstein, Pumpmengen und die Grundwasseranreicherung, sowie vier typische Grundwasserganglinien für die Modelljahre 1989/90 wieder. Die Pegel 11.J.3 und 24.J.6/1 liegen zentral im Grundwasserstrom. Ersterer liegt südlich in Aesch, die anderen beiden in der Nähe des Reinacher Schwimmbades. Sie sind deshalb typisch für den Hauptgrundwasserstrom. Pegel 11.R.3 liegt an seinem westlichen Rand im Einflussbereich des angrenzenden Teileinzugsgebiets. Diese Grundwasserganglinie verläuft fast parallel zu den andern drei Messpunkten. Die Pegeldifferenz zwischen den drei Ganglinien gehen aus dem Gefälle des Tales von Süden nach Norden hervor. Steigende bzw. sinkende Tendenzen der Ganglinien müssen eine Folge der natürlichen Grundwasserneubildung sein, da trotz geringerer künstlicher Sickerraten im 1990 die Ganglinien ansteigen. Dieser Anstieg erfolgt, obwohl im Lysimeter keine Versickerung stattgefunden hatte. Dies ist ein deutlicher Hinweis, dass in den flachgründigen und wenig speicherfähigen Schotterböden trotzdem Grundwasserneubildung erfolgte.

Diese Zusammenhänge konnten auch mit dem Grundwassermodell nachgewiesen werden: Mit dem instationären, geeichten Modell wurden die Pegel für einige Grundwassermeßstellen berechnet und mit den tatsächlich gemessenen Werten verglichen. Es zeigt sich, dass bei der Simulation des Jahres 1990 die berechneten Ganglinien jedoch deutlich nach unten abweichen, obwohl ein Fehler bei den Sickerraten aus der Grundwasseranreicherungsanlage nicht für die systematische Abweichung allein verantwortlich gemacht werden kann. Deshalb muss die Ursache bei einer zusätzlichen Versickerung liegen, die in den Berechnungen nicht einbezogen wurde. Im Modell wurde nur die gemessene Lysimetersickerrate berücksichtigt. Dementsprechend konnte im westlichen Hüggebiet ebenfalls kaum etwas versickern, da die Speicherkapazität im Löss etwa gleich hoch sein muss wie im Lysimeter. Dieses zusätzliche Sickerwasser muss somit aus den flachgründigen Schotterböden des Birstales stammen.

Aus dem Modell gehen u.a. auch die Grundwasserfliessrichtungen und -geschwindigkeiten hervor. Abbildung 4 zeigt ein Beispiel für einen durchschnittlichen Grundwasserstand während der Untersuchungsperiode. Im Hauptgrundwasserstrom basieren diese Berechnungen auf einem mittleren k_f -Wert von $8 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$ und einer Porosität von 0.11 - 0.13. Die aus dem Modell hervorgehende geringe Porosität deutet auf einen sehr inhomogenen Grundwasserleiter der teilweise zwischen dem Kies relativ feinkörniges Material aufweist.

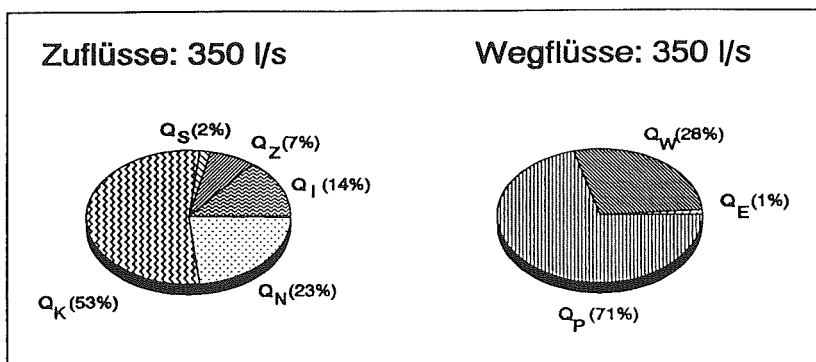


Abbildung 2: Mittlere Bilanz des Schottergrundwasserkörpers 1990 (Q_K =künstl. Grundwasseranreicherung, Q_S = Seitenzufluss aus Klusbach-EG, Q_Z =Grundwasserzuströmung aus Lössgebiet, Q_I = Birsinfiltration, Q_N = direkte Grundwasserneubildung durch Niederschlag; Q_P = Entnahme durch Pumpwerke, Q_W = Wegfluss nach Norden, Q_E =Exfiltration (in Birs))

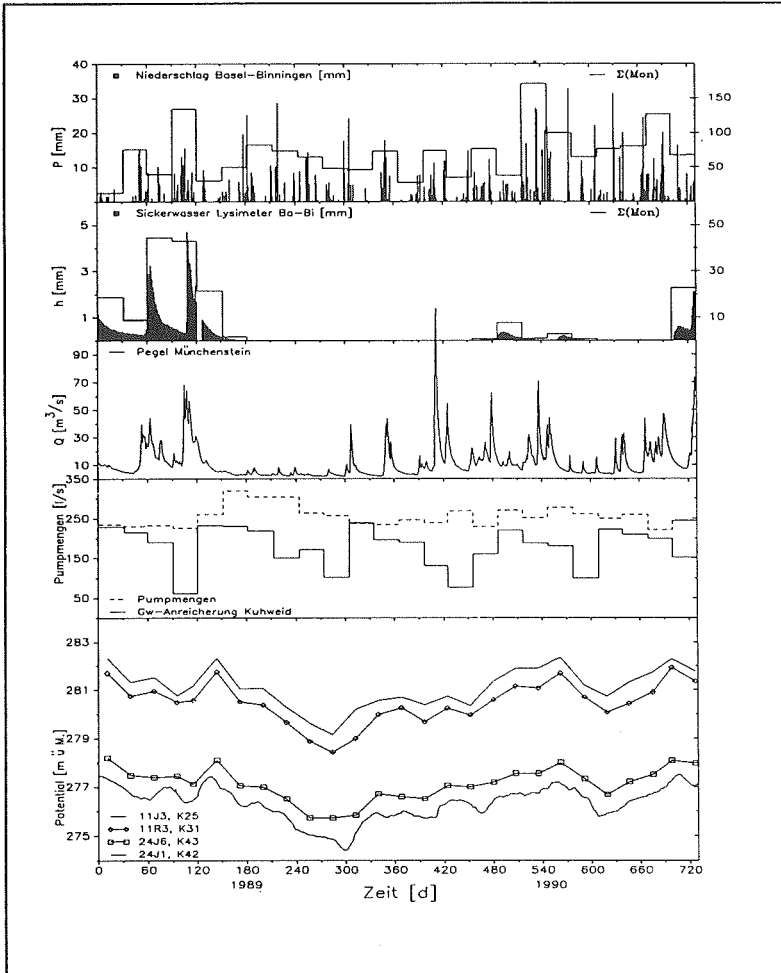


Abbildung 3: Verlauf der Hauptkomponenten der Grundwasserbilanz (von oben):

1. Tageswerte und Monatssummen des Niederschlags und des Sickerwasseranfalls in B.-Binningen
2. Täglicher und monatlicher Sickerwasseranfall im Lysimeter B.-Binningen
3. Tägliche Abflusswerte der Birs am Pegel Münchenstein
4. Monatliche Grundwasserentnahme durch die Pumpwerke im Modellgebiet (Aesch, Reinach, MW Dornach und Münschenstein), sowie Infiltration durch die Grundwasseranreicherungsanlage Kuhweid (Aesch)
5. Einige charakteristische Grundwasserganglinien im Untersuchungsgebiet

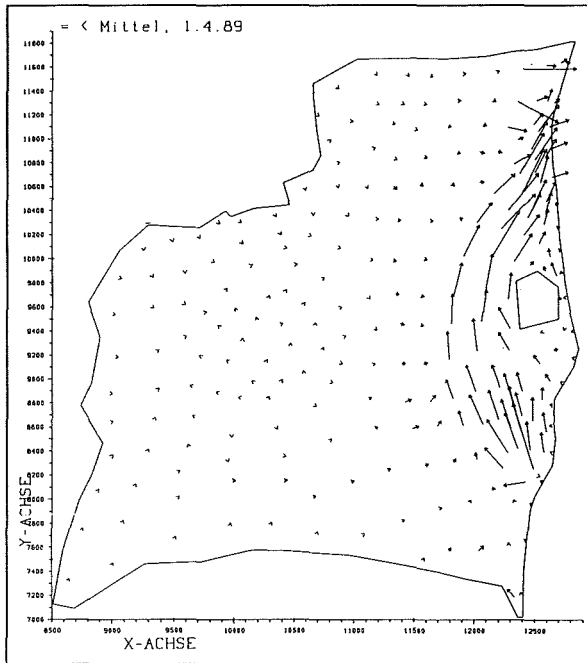


Abbildung 4: Berechnete Fließgeschwindigkeiten im Modellgebiet für den 1.4.89. Die Geschwindigkeiten sind zur Länge der Pfeile proportional.

Markierung des Birstalgrundwasserstromes

Nordwestlich von Aesch (Abb. 1, Messpunkt 12) wurden am 14.3.1991 5 kg Uranin über einen Schluckbrunnen direkt ins Grundwasser eingespiesen. Während eines Jahres wurde das Grundwasser an 23 Beobachtungsstellen bzw. Pumpwerken auf seinen Gehalt an Uranin untersucht. In der Uebersichtskarte von Abbildung 5 sind die Fließwege des Tracers und die Probenahmestellen dargestellt. Die Tracerwelle blieb am westlichen Rand des Grundwasserstromes. Auffällig ist die scharfe Abgrenzung im Grundwasserstrom gegen Osten. Während beispielsweise im Brunnen 3 des Pumpwerks 6 (24.A.9) noch ein deutlicher Tracerdurchgang beobachtet wurde, war im 70 m entfernten Brunnen 2 (24.A.8) kein Uranin nachweisbar.

Die Ganglinien der Uranindurchgänge entsprechen näherungsweise einer lognormalen Verteilung. Mit Hilfe eines entsprechenden Modells (Maloszewski, 1991) wurden sie analytisch ausgewertet (Tabelle 4). Während die maximale Abstandsgeschwindigkeit des Tracers mit zunehmendem Abstand zur Einspeisung abnimmt, steigt umgekehrt dazu die mittlere Transportgeschwindigkeit (v_{mit}) bis zu den Pumpwerken. Dies ist eine Folge der grösseren Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers im randlichen Hauptgrundwasserstrom gegenüber den Fließgeschwindigkeiten im Gebiet Neuhof (vgl. Abb. 5). Die mittlere Geschwindigkeit v_{mit} zwischen Landskronstrasse in Aesch und dem Pumpwerk 6 Brunnen 3 und 4 beträgt rund 11 Meter pro Tag. Stoffe, wie Nitrat, die bei der Einspeisestelle versickern erreichen das Pumpwerk 6 demnach frühestens nach dreieinhalb Monaten, im Durchschnitt aber erst nach rund acht Monaten.

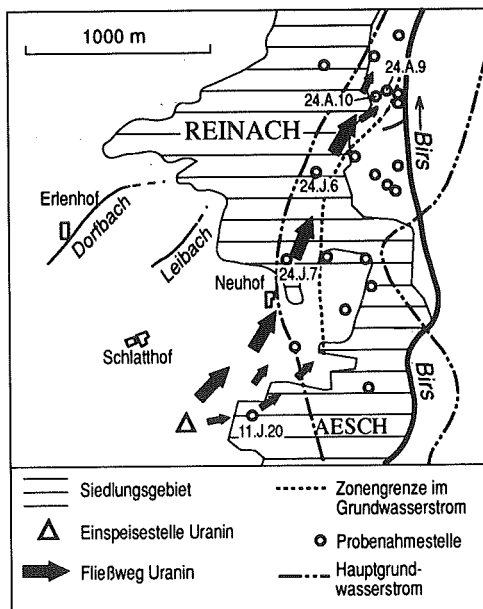


Abbildung 5:

Markierversuche und Fließwege des Tracers Uranin von der Landskronstrasse in Aesch zum Pumpwerk 6 in Reinach (24.A.9/10)

Tabelle 4: Ergebnisse der quantitativen Berechnungen zum Markierversuch 1991 in der Schotterebene. Bei der Meßstelle 24.J.7 sind die Werte für zwei einzelne Teilkurven (1.TK und 2.TK) angegeben.

Meßstelle (mit Distanz)	V_{\max} [m/d]	V_c [m/d]	V_{mit} [m/d]	t_{mit} [d]	D_L [m ² /d]	α_L [m]
11.J.20 (600m)	37	24	5,6	107	997	178
24.J.7 1.TK (1600m)	43	21	17,0	94	1700	100
24.J.7 2.TK (1600m)	28	9	12,0	133	180	15
24.J.6 (2200m)	36	15	9,5	231,6	2090	220
24.A.9 (3160m)	31	16	11,5	274,8	2530	220
24.A.10 (3130m)	31	17	11,5	272,2	2530	220

V_{\max} : Maximale Abstandsgeschwindigkeit

V_c : Geschwindigkeit bis Konzentrationsmaximum des Tracers

V_{mit} : Mittlere Abstandsgeschwindigkeit

t_{mit} : Mittlere Fließzeit des Wassers

D_L : Longitudinale Dispersion

α_L : Longitudinale Dispersivität ($D/V \cdot x$)

Stoffkonzentrationen - insbesondere Nitrat- in den Gewässern

Zur Beurteilung der Wasserqualität wurde in allen zugänglichen Grundwasseraufschlüssen des Hauptgrundwasserstroms und der Oberflächengewässer im Einzugsgebiet die Konzentrationen von Nitrat, Chlorid, Calcium und Magnesium monatlich während zwei Jahren gemessen.

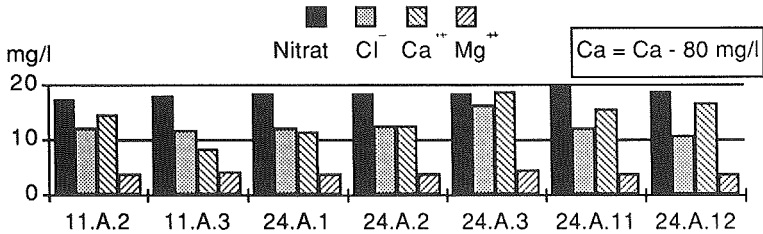


Abbildung 6: Zweijährige Mittelwerte der monatlichen Grundwasseruntersuchungen in den zentralen Pumpwerken des Hauptgrundwasserstromes. Um die Abbildung übersichtlich darzustellen, wurden die Calciumkonzentrationen um 80 mg l^{-1} vermindert.

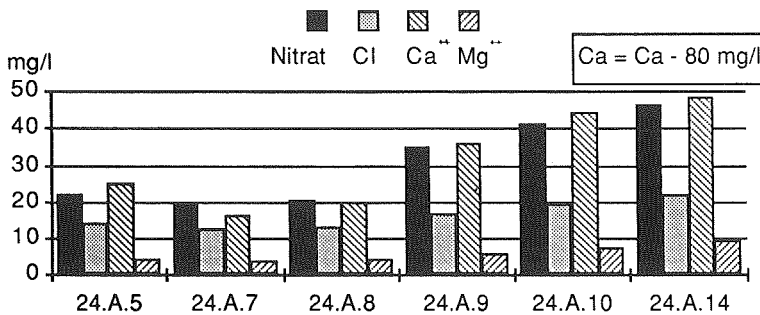


Abbildung 7: Mittelwerte der untersuchten Inhaltsstoffe im Grundwasser der am westlichen Rand des Hauptgrundwasserstromes liegenden Reinacher Pumpwerke 5 und 6, sowie Münchenstein (in der Au).

Das zweijährige Mittel der Nitratkonzentrationen (18 mg l^{-1}) im zentralen Hauptgrundwasserstrom (Abb. 6) liegt nur wenig über dem mittleren Nitratgehalt des Birswassers von 13 mg l^{-1} (NADUF, 1989/90), das über die Grundwasseranreicherungsanlage Aesch eingetragen wird. Im Wasser der westlichen Pumpwerke von Reinach und Münchenstein, nehmen die Stoffkonzentrationen deutlich zu (Abb. 7). Diese Erhöhung der Stoffkonzentrationen wird in den noch weiter westlich gelegenen Grundwasserentnahmestellen noch ausgeprägter (Abbildung 8), wobei eine räumliche Differenzierung von Süden nach Norden erfolgt. Während südlich von Aesch die Nitratkonzentrationen noch relativ niedrig sind (z.B. 11.R.3), nehmen sie in Reinach stark zu (24.J.6/7). Gegen Norden nehmen sie wieder ab (24.J.14), vermutlich durch Verdünnung mit Grundwasser aus dem weniger belasteten Siedlungsgebiet Reinach Nord.

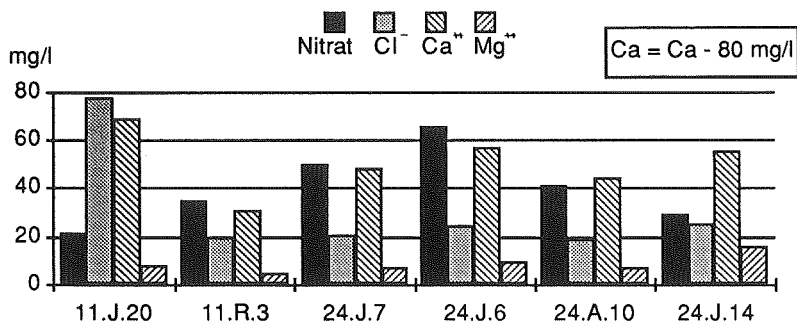


Abbildung 8: Mittelwerte der Stoffkonzentrationen in den Grundwasserbeobachtungsrohren am westlichen Rand des Hauptgrundwasserstromes und Pumpwerk 6 B 4 (24.A.10). Messungen von März bis September 1991 (n=10 [Nitrat]; n=4 übrige Stoffe)

In den Oberflächengewässern wurden in beiden Jahren kaum hohe Nitratgehalte festgestellt (vgl. Abb.1). Nur in einigen sehr spärlich fließenden Quellen waren sie z.T. hoch. Das Wasser stammt meist aus Lössböden, z.T. auch aus Hanglehmen. Die mittleren Nitratgehalte in den Bächen (Dorfbach 23 - 29 mg l⁻¹, Klusbach 16 mg l⁻¹) geben keinen Hinweis, dass die hohen Nitratkonzentrationen im Grundwasser des Pumpwerkes 6 mit den Einzugsgebieten westlich des Birstales (Lösshügelland) in Zusammenhang stehen.

Schlussfolgerungen

Das zusätzliche Nitrat im Grundwasser unterhalb der stark belasteten Brunnen wird mit hangseitigem Grundwasser aus Westen transportiert und kommt hauptsächlich aus landwirtschaftlich genutzten Böden. Eine Grundlast weist allerdings auch das Sickerwasser aus dem Siedlungsgebiet (z.B. Sportplätze), den Wäldern und dem künstlich versickerten Birswasser auf.

Zwischen den verschiedenen Einzugsgebieten ist das Gefährdungspotential bezüglich Nitrat- auswaschung jedoch sehr unterschiedlich: Die Böden sind in ihrer Düngerbelastbarkeit, insbesondere für Gülle, extrem verschieden. Einer sehr geringen Belastbarkeit der flachgründigen Schotterböden in der Birstalebene steht eine hohe in den Gebieten mit Lössböden und Hanglehmen gegenüber. Die Tatsache, dass die Schotterböden auch im Sommer bei intensiven Niederschlägen durchwaschen werden, erhöht das Risikopotential in der Birstalebene beträchtlich.

Mit dem Tracerversuch des spärlich fließenden, hangseitigen Grundwassers, wurde gezeigt, dass vor allem zwischen den flachgründigen Schotterböden südlich von Reinach ein direkter Zusammenhang mit dem belasteten Pumpwerk 6 besteht. Regenwasser, das hier versickert, fließt mit einer mittleren Geschwindigkeit von 9 Metern pro Tag in nordöstlicher Richtung dem Hauptgrundwasserstrom zu, und bewegt sich dann am Rand entlang mit dem Hauptgrundwasserstrom nach Norden bis zu den belasteten Brunnen. Aus den anderen Gebieten fließt mit Sicherheit pro Flächeneinheit weniger Grundwasser gegen Nordosten, da knapp die Hälfte des versickerten Regenwassers wieder über Drainagen oberflächlich (Dorfbach, Klusbach) abgeleitet wird.

Abschliessend sind die ungünstigen Eigenschaften der flachgründigen Schotterböden den anderen Böden in Tabelle 5 gegenüber gestellt.

Tabelle 5: Vergleich der Eigenschaften der wichtigsten Bodentypen in Reinach und Aesch

Eigenschaften	Schotterböden	Löss-/Lehmböden
Steine	viel (35 % _v)	keine
Poren "mittel"	wenig	viel
Gründigkeit	flach (30 - 50 cm)	mittel bis tief (> 70 cm)
Speichervermögen	klein (20 - 30 mm)	gross (meist > 200 mm)
Verdunstung	bei Trockenheit reduziert	maximal
Oberfl. Abfluss	null	vorhanden (55 %)
Grundwasserneubildung	maximal (100 % von G.)	reduziert (45 % von G.)
Nitratauswaschung	hohe Gefährdung	geringe Gefährdung
- Stoffrückhalt	gering	hoch
- Jahreszeit	ganzes Jahr	vor allem Winter

Die intensive landwirtschaftliche Nutzung der Schotterböden in der Birstalebene steht offensichtlich im Widerspruch zur Grundwassernutzung. Im Interesse einer optimalen Grundwasserqualität sollte hier der Viehbesatz auf 1 - 1.5 Düngergrossvieheinheiten (DGVE) beschränkt werden, was z.T. bereits auch schon Realität ist. Die Düngung sollte zudem durch sorgfältige Beratung auf die effektiverzielten Erträge abgestützt werden, und der notwendige Stickstoff möglichst gestaffelt ausgebracht werden. Im Gartenbau und auf Sportplätzen ist ebenfalls grosse Zurückhaltung bei der Stickstoffdüngung angebracht.

Literatur

- EFAP, 1993: Bodenkarten der Gemeinden Aesch und Reinach BL, Bodenkartierungsstelle beider Basel, Zwiigstelle EFAP, Sissach, in Vorbereitung.
- Maloszewski, 1991: Interpretation von Markierversuchen im Grundwasser. Gastvorlesung an der Univ. Freiburg i.Br, Lehrstuhl für Hydrologie.
- NADUF, 1989/90: Untersuchungen der Birs - Münchenstein, im Rahmen des NADUF-Progr. (Nationale analytische Daueruntersuchung der Fließgewässer).
- Penman H. L., 1948: Natural evaporation from open water, bare soil and grass. Proc. R. Soc., 193.
- Schmassmann, H., 1976: Hydrologische Grundlagen der Versickerungsanlage Aesch. Pressedokumentation, Büro Dr. H. Schmassmann, Liestal.
- Schudel, P., 1992: Untersuchungen über die Belastung im Trinkwasser von Reinach BL, Bau- und Umweltschutzdirektion BL, Amt für Umweltschutz und Energie.
- Sevruck B., 1985: zit. in "Lysimeterdaten von schweizerischen Meßstationen". BGS-Dokument 4.
- Trösch J., 1975: Numerische Simulation Dupuit'scher Grundwasserströmungen. Mitt. VAW Nr 15 ETH-Zürich.
- Vogelsanger, 1986: Wasserhaushalt eines zweischichtigen Bodenprofils Mitt. EAFV. 62/2.

STICKSTOFFAUSTRAG VON 3 LANDWIRTSCHAFTLICH GENUTZTEN EINZUGSGEBIETEN IM WALDVIERTEL, NIEDERÖSTERREICH.

P. Strauss und W.E.H. Blum

1. Einleitung und Abgrenzung der Fragestellung

Fließgewässer stehen - sowie jedes Ökosystem - in einem dynamischen Gleichgewicht. Ändert sich einer der Gleichgewichtsfaktoren, so kann diese Änderung Auswirkung auf alle anderen am Gleichgewicht beteiligten Kräfte haben.

Im Einzugsgebiet des Kamp im niederösterreichischen Waldviertel ist es in den letzten Jahren offensichtlich zu einer Änderung der Gleichgewichtskräfte gekommen, da derzeit große Probleme wie ausgedehntes Makrophytenwachstum und übermäßige Sedimentablagerung auftreten. Neben anderen Einflußfaktoren kommt der Nährstoffbelastung des Flusses eine wesentliche Bedeutung bei der Frage nach den Ursachen dieser Probleme zu.

Als Teil eines Untersuchungsprogrammes (BmfLF, 1992) zur Ermittlung des Beitrages verschiedener Verursachergruppen an der Nährstoffbelastung des Kamp befaßte sich die vorliegende Arbeit mit den Mechanismen, die zur Belastung des Gewässers durch einzelne Stickstoffkomponenten führen.

Zu diesem Zweck wurden einjährige Messungen an 3 ausgewählten Teileinzugsgebieten des Kamp durchgeführt. Da eine Zuordnung von Belastungen bestimmter Verursachergruppen aus Literaturdaten oft nur schwer möglich ist, wurde besonderes Augenmerk auf die Absenz kommunaler Belastungen in den ausgewählten Einzugsgebieten gelegt.

2. Charakteristika der Einzugsgebiete

Wie aus Tabelle 1 ersichtlich ist, unterscheiden sich die untersuchten Einzugsgebiete durch ihre unterschiedliche Nutzungsintensität, die ein Ergebnis der klimatischen und geomorphologischen Rahmenbedingungen sind.

3. Ergebnisse

3.1. Nitratstickstoff

Die Grafiken 1 und 2 stellen den Abfluß, die Nitratkonzentrationen und die kumulative Nitratstickstofffracht für die Einzugsgebiete Ramsau-Ost und Schönfeld dar. Durch die relativ hohen Nitratkonzentrationen und die höheren Abflüsse im Frühling wurden in den beiden Einzugsgebieten von Ramsau in den ersten 5 Monaten bereits zwischen 80% und 90% der Jahresgesamtfracht transportiert.

Im Einzugsgebiet Schönfeld verlief die Summenkurve der Nitratfracht wesentlich gleichmäßiger über das Jahr verteilt. Ein wesentlicher Grund dafür lag in der durchwegs stattfindenden Konzentrationsverminderung des Nitratgehaltes bei erhöhten Abflüssen, die für ähnlich extensiv genutzte Gebiete unter anderem auch von Sharpley (1981) und Rieg (1988) beobachtet wurden. Für die beiden untersuchten Einzugsgebiete in Ramsau konnte hingegen ein differenziertes Verhalten der Nitratkonzentration bezüglich Regenereignissen beobachtet werden. Während in

den Frühlingsmonaten erhöhte Abflußmengen zu größeren Nitratkonzentrationen im Vorfluter führten, waren in den Sommermonaten erhöhte Abflüsse mit Konzentrationsverminderungen verbunden. In welche Richtung die Konzentrationsänderung erfolgte, war also hauptsächlich davon abhängig, wie groß der Pool an verfügbarem Nitrat im Boden zum Ereigniszeitpunkt war, wie auch Lammel (1990) feststellte.

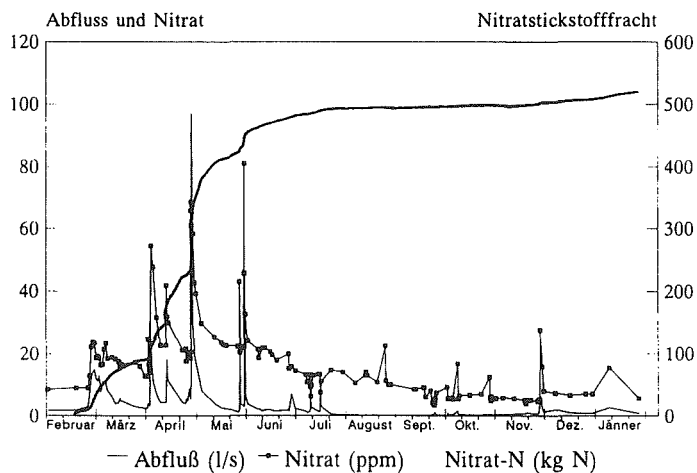


Abb. 1: Abfluß, Nitratkonzentration und kumulative Nitratstickstofffracht des Einzugsgebietes Ramsau-Ost.

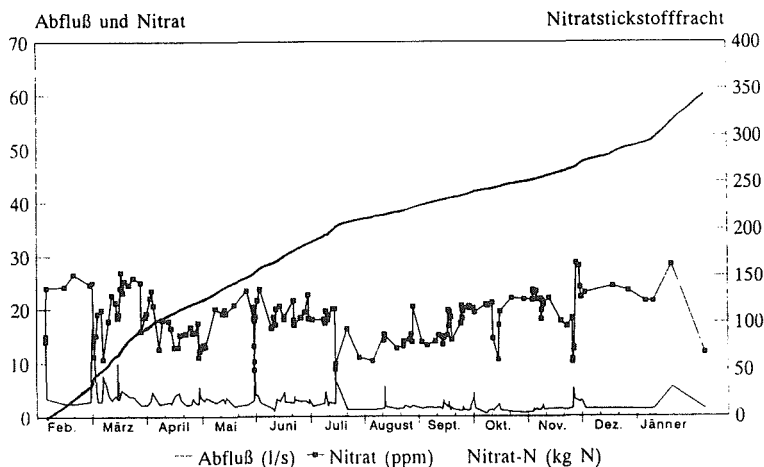


Abb. 2: Abfluß, Nitratkonzentration und kumulative Nitratstickstofffracht des Einzugsgebietes Schönfeld

Kenngrößen	Ramsau-West	Ramsau-Ost	Schönfeld
Größe (ha)	206	229	30
Seehöhe (m. ü. A.)	451-504	452-563	885-942
Länge / Breite	2.4	1.1	1.5
Ackeranteil (%)	90	85	45
Grünlandanteil (%)	5	10	50
Waldanteil (%)	5	5	5
Niederschlag (mm)			
langjähriges Mittel	619	619	809
Untersuchungsjahr (1990)	518	518	722
Böden	Felsbraunerden, Parabraunerden aus Löss		krist. Felsbraunerde, Anmoor

Tabelle 1: Gebietskenngrößen der untersuchten Einzugsgebiete

3.2. Kjhldahlstickstoff

Abbildung 3 stellt den Abfluß, die jeweiligen Kjhldahlstickstoffkonzentrationen und die kumulative Kjhldahlstickstofffracht des Einzugsgebietes Ramsau-West dar. Die Konzentrationen des als Kjhldahlstickstoff bestimmten Stickstoffs wiesen einen der jeweiligen Schwebstoffkonzentration sehr ähnlichen Verlauf auf. Dieser enge Zusammenhang wird auch in der Korrelation zwischen diesen beiden Größen deutlich (z.B. $r = 0.80^{**}$ für das Einzugsgebiet Ramsau-Ost). Entsprechend den größeren Niederschlägen im Frühjahr, fand auch der Kjhldahlstickstoffauftrag zum Großteil in diesem Zeitraum statt. Während die Zunahme der Kjhldahlstickstofffracht in Ramsau im Wesentlichen auf Niederschlagsereignisse beschränkt blieb, wurde beinahe ein Drittel der Gesamtfracht in Schönfeld als Ergebnis einer Tauwetterlage in Verbindung mit leichten Niederschlägen ausgetragen.

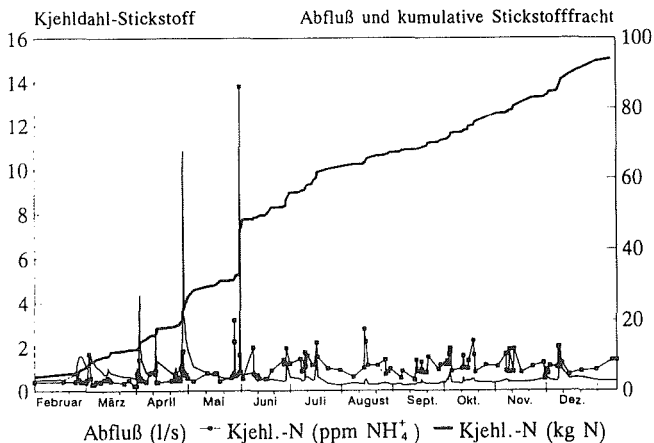


Abb. 3: Abfluß, Kjhldahlstickstoffkonzentration und kumulative Kjhldahlstickstofffracht des Einzugsgebietes Ramsau-West

4. Zusammenfassung

An drei ausgewählten Teileinzugsgebieten des Kamp wurden einjährige Messungen der Nitrat- und Kjehdahlstickstoffgehalte im Vorfluter durchgeführt. Während der Austrag von Kjehdahlstickstoff überwiegend durch einzelne Niederschlagsereignisse ausgelöst wurde, erfolgte die Nitratstickstofffracht unabhängiger von Einzelereignissen, wobei ein unterschiedliches Austragsverhalten je nach Nutzungsintensität der Einzugsgebiete festgestellt werden konnte. Insgesamt wurde der bei weitem überwiegende Teil der Gesamtfracht nitratbedingt ausgetragen.

5. Literatur

Bundesministerium für Land-und Forstwirtschaft: Gewässergütestudie Kamp. Wien, 1992.

Lammel, J.: Nährstoffausträge durch Vorfluter und Dräne. Schriftenreihe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaft, 386, Landwirtschaftsverlag, 1990.

Rieg, A.: Nährstoffausträge im hydrologischen Versuchsgebiet Ostkaiserstuhl-Hydrologisches Jahr 1983. DGM, 32, 5/6, 130-140, 1988.

Sharpley A.N., J.K. Syers: Amounts and relative significance of runoff types in the transport of nitrogen into a stream draining an agricultural watershed. *Water, Air and Soil Pollution*, 15, 299-308, 1981.

**VARIATIONS SAISONNIÈRES DES FLUX DE N₂O ENREGISTRÉS DANS UNE PRAIRIE ARTIFICIELLE
D'AVRIL À OCTOBRE 1992.**

Ariane Rudaz, Elisabeth Wälti, Thomas Henzi.

Service de biologie des sols. Station fédérale de recherches en chimie agricole et sur l'hygiène de l'environnement. 3097 Liebefeld-Berne (Dir. Prof. J. von Ah).

INTRODUCTION

Les émissions globales de N₂O ont fortement augmenté depuis les débuts de l'intensification de l'agriculture. En Suisse, les flux de N₂O provenant de l'agriculture sont estimés à 85 % de l'ensemble des émissions. Les pertes de N₂O ne représentent pas seulement un problème économique mais aussi écologique. N₂O est connu comme étant un gaz qui renforce l'effet serre ayant un impact sur les variations du climat.

Dans cette étude, nous avons tenté de faire une première estimation des flux de N₂O dans une prairie permanente. Les objectifs principaux de ce travail étaient les suivants:

1. Se familiariser avec une technique de mesure sur le terrain des flux d'azote gazeux d'origine biologique
2. Enregistrer les variations saisonnières des flux d'azote, des facteurs de régulation primaires (nitrates et nitrites, carbone disponible, état d'aération de l'atmosphère du sol) de la dénitrification ainsi que la température afin de cibler les périodes de l'année durant lesquelles les plus grandes pertes d'azote sont à prévoir.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Description du site d'étude. Les flux de N₂O étaient mesurés d'avril à octobre 1992 sur un sol agricole léger sable limoneux (sL) recouvert d'une prairie artificielle

situé à Zimmerwald. Le pH du sol était de 6.8. Sa teneur en carbone organique et d'azote organique étaient respectivement de 1.9 et de 0.295 %. La fumure azotée (NH_4NO_3) était épandue 5 fois pendant la période de végétation à raison de $40 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ par application (azote total $200 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$). La première application a eu lieu au printemps (7 avril) et les autres ont été faites après les coupes d'herbe (25 mai, 25 juin, 31 juillet, 11 septembre 1992).

Configuration expérimentale. 6 parcelles de $1 \text{ m} \times 1 \text{ m}$ étaient délimitées sur le terrain. Les flux de N_2O étaient estimés à partir de carottes de sol (diamètre 4.5 cm, hauteur 9 cm) placées dans des bocaux de verre (450 ml) fermés hermétiquement avec des couvercles en aluminium munis d'un septum central. 2 bocaux par parcelle (12 répétitions) étaient enfouis dans le sol de telle manière que le couvercle du bocal soit situé au-niveau de la surface du sol. Chaque couvercle était recouvert par de l'herbe afin d'éviter des différences de température entre le sol ambiant et celui du système expérimental. Pour les mesures de flux horaire de N_2O , 5 ml d'air étaient prélevés de chaque système avec une seringue à gaz étanche après 2, 4 et 6 heures. Ces échantillons étaient transférés dans des flacons d'échantillonnage pour gaz (9.1 ml) remplis avec de l'argon. N_2O était analysé avec un chromatographe en phase gazeuse (GC) muni d'un détecteur ECD. La température moyenne horaire du sol était enregistrée à - 9 cm avec un élément Pt100.

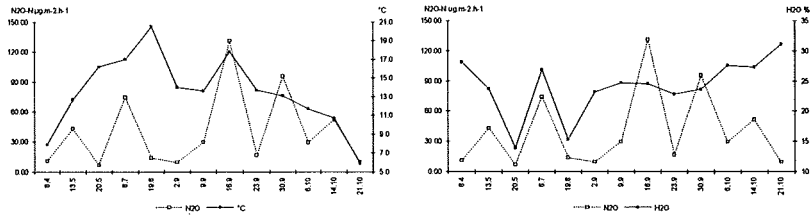
Mesures des paramètres de régulation. NO_3 et NO_2 étaient mesurés colorimétriquement. Le degré d'aération du sol était estimé par sa teneur en eau déterminée gravimétriquement. Le carbone disponible était apprécié par le dégagement horaire de CO_2 analysé par infrarouge.

RÉSULTATS

Les flux de N_2O ont été mesurés à des intervalles de temps irréguliers. Aucune donnée n'a pu être enregistrée de janvier à février (impossibilité d'extraire les carottes du sol gelé) ni en juin (panne de GC).

A. Variations saisonnières des flux de N_2O .

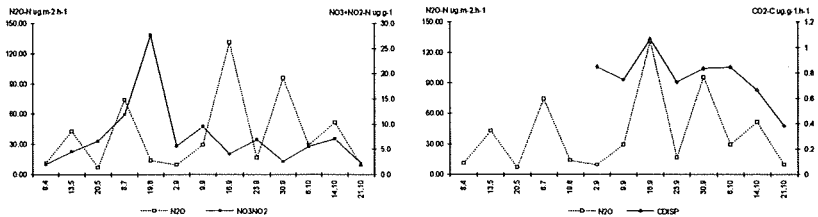
1. Les flux de N_2O ont fluctué de 9.5 à $131 \mu\text{g N}_2\text{O-N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$.
2. Des pics de N_2O ont été observés en mai, juillet, septembre et octobre. Ces pics semblent être associés - au printemps, à une hausse de la température - en été et en automne, à une augmentation de la teneur en eau des sols.



- De septembre à octobre, la diminution de l'amplitude des pics de N₂O semble être liée à la variation de la température qui s'abaisse de 18 à 6°C.
- Les variations spatiales des flux de N₂O étaient situées entre 79 et 245 %.

B. Influence des facteurs de régulation primaires de la dénitrification

- Sur toute la période de mesure, aucune corrélation n'a pu être établie entre les flux de N₂O et la teneur des sols en NO₃, en eau et en carbone disponible.



- Une corrélation entre les flux de N₂O et la teneur en eau des sols ($r^2 = 0.96$) a été mise en évidence du 13 mai au 19 août.
- Les flux de N₂O n'ont pas été stimulés immédiatement par une augmentation de NO₃. En septembre, un décalage d'une semaine entre les pics des NO₃ et ceux des flux de N₂O a été observé.
- Une faible corrélation entre les flux de N₂O et le carbone disponible ($r^2 = 0.38$) a été établie du 13 mai au 21 octobre.

C. Influence des fumures sur les flux de N₂O

1. Dans cette étude, l'effet des fumures n'a pas pu être analysé avec précision car les flux de N₂O n'ont pas été mesurés directement après l'application d'engrais azoté.
2. Dans 2 cas cependant, les flux ont été mesurés 5 jours après l'adjonction des fumures. Au début du printemps (13 avril), l'application d'engrais n'a été suivie d'aucun pic de N₂O ni de NO₃. La faible température du sol, 1°C, en était vraisemblablement la cause. A la fin de l'été (16 septembre), en revanche, l'apport d'engrais azoté a engendré le plus grand pic de N₂O mesuré lié à une faible teneur en NO₃ des sols.

CONCLUSIONS

Ce travail a fourni un premier indice des répartitions des émissions de N₂O au cours de l'année. La technique de mesure sur le terrain des flux de N₂O doit être cependant améliorée dans le but d'apprécier les pertes d'azote à la fin de l'hiver et au début du printemps. Durant cette période, les pertes de N₂O sous l'effet de la température et d'une augmentation du carbone disponible des sols, pourraient être importantes. De plus, des mesures hebdomadaires des flux de N₂O et des facteurs de régulation de la dénitrification doivent être réalisés tout au long de l'année afin de vérifier et de mieux établir l'importance hiérarchique (facteur de régulation primaire ou secondaire), variable au cours de l'année, des effets uniques ou/et combinés de la température, du carbone disponible, des nitrates et de l'eau sur les émissions de N₂O.

RAPPORT D'ACTIVITÉS 1992

JOURNÉES SCIENTIFIQUES

1. Journée scientifique et assemblée générale

La journée scientifique et l'assemblée générale eurent lieu les 19 et 20 mars 1992. Ces journées ont été organisées avec le CH-Agrid sur le thème "La lutte anti-érosive dans les terres labourables en Suisse - Que faire?"

Les exposés présentés pendant la journée scientifique du 20 mars sont publiés dans le bulletin n° 16 de la SSP. Le volume restreint de ces publications s'explique par le fait que les participants à la journée, plus de 100, ont reçu le rapport "Lutte contre l'érosion des sols cultivés" (rapport NFP 22 Boden). A signaler que pendant cette journée, la SSP a organisé une conférence de presse. Le 19 mars, une excursion eut lieu avec le CH-Agrid dans la région des 3 lacs sur le thème "Influence de la gestion des eaux des lacs du Jura sur l'agriculture". Un dossier d'excursion a été distribué aux participants.

2. Excursion annuelle

Organisée et conduite par J-P. Dubois, l'excursion des 4 et 5 septembre 1992 fut franco-suisse. Les participants ont suivi un itinéraire leur permettant d'effectuer une "coupe" à travers les massifs jurassiens. Le thème était formulé comme suit : "L'effet de la roche sur les pédogénèses et le fonctionnement des sols du Jura". Un certain nombre de personnes ont assuré l'encadrement scientifique de cette excursion, il s'agit de :

- Sylvain BRUCKERT, pédologue, professeur à l'Université de Franche Comté, Besançon
- Michèle GAIFFE, maître de conférence à l'Université de Franche Comté, Besançon
- Michel GRATIER, pédologue, service d'aménagement du territoire du canton de Vaud, Lausanne
- André KISSLING, ingénieur agronome ETS, service d'aménagement du territoire du canton de Vaud, Lausanne.

3. Journées d'études

Au vu de l'actualité scientifique, la société suisse de pédologie a décidé d'organiser les 6 et 7 juillet 1992, deux journées d'études sur les systèmes d'information géographique (SIG) et la gestion des sols. Ces journées se sont faites en collaboration avec l'Institut d'aménagement des terres et des eaux de l'EPFL (IATE) et sous le patronage du GRG/SIA (groupe spécialisé des ingénieurs du génie rural de la SIA).

Les rencontres, suivies par environ 70 personnes, font l'objet d'une publication du Département de génie rural (EPFL) intitulée : SIG et gestion des sols - potentialités et limites d'application.

4. Troisièmes journées nationales de l'étude des sols (AFES)

Les 8-9-et 10 septembre 1992, l'association française pour l'étude du sol, a tenu ses assises à l'EPF de Lausanne. Des membres de la SSP ont présenté leurs travaux. Signalons que les résumés des exposés sont publiés dans un rapport de l'IATE, EPFL (unité de pédologie).

5. Activités administratives

Le comité s'est réuni 5 fois en 1992 et eut une rencontre avec les présidents des groupes de travail. Lors de cette dernière séance, une réorganisation des groupes de travail fut discutée en vue d'être présentée à l'Assemblée Générale de mars 1993. La SSP suit les discussions concernant "European Journal of Soil Science".

En 1992, le nombre des membres est resté stable.

6. Perspectives

Créer de nouveaux groupes de travail, développer nos rapports avec l'ASSN, faire de la société un gremium du sol et fêter un jubilé! Voilà une masse d'idées pour l'année à venir. Mais déjà mentionnons que l'excursion 1993 aura lieu en Allemagne.

Lausanne, avril 1993

La présidente :
Evelyne Marendaz

BERICHTE DER ARBEITSGRUPPEN

Tätigkeitsbericht der Arbeitsgruppe für Bodenklassifikation und -nomenklatur für das Jahr 1992.

Am 8. April 1992 wurde die Schlussfassung der Schrift "Klassifikation der Böden der Schweiz" definitiv verabschiedet und der FAP zur Schlussüberarbeitung und zum Druck übergeben. Jetzt, im März 1993, liegt die druckfrische Schrift vor. Sie kann ab sofort bei der

Eidgenössischen Forschungsanstalt für landwirtschaftlichen Pflanzenbau
Zürich - Reckenholz,
(Tel. 01 / 377'71'11)

zum Preis von Fr. 8.- bezogen werden.

Anlässlich der Sitzung vom April 1992 wechselte das Präsidium von Herrn J. Presler an Herrn P. Fitze. Wir möchten an dieser Stelle Herrn Presler für seinen aktiven, kritischen und humorvollen Arbeitseinsatz herzlich danken.

Die Gruppe hat an dieser Sitzung beschlossen, ihre Arbeit weiterzuführen. Der Schwerpunkt liegt nun bei der praktischen Erprobung der Klassifikationsanleitung im Feld. Gleichzeitig soll auch der Versuch unternommen werden, einen Bodenschlüssel auf der Basis dieser Klassifikationsschrift zu entwickeln.

Die Arbeitsgruppe, die in der Zwischenzeit auf einen kleinen, aber harten Kern zusammengesmolzen ist, hat 1992 die ersten praktischen Erprobungsversuche anlässlich von zwei Exkursionen begonnen und wird auch 1993 auf dieser Basis weiterfahren.

Trotz des kleinen Interessentenkreises ist die Gruppe der Meinung, dass ihre Arbeit weitergeführt werden soll. Es erscheint uns sinnvoll - auch im Hinblick auf allfällige internationale Anlässe -, dass in unserer Gesellschaft eine solche spezialisierte Gruppe weiterhin bestehen bleibt.

In diesem Sinn stellen wir der Generalversammlung den Antrag, unsere Arbeitsgruppe weiterzuführen.

Zürich, im März 1993

Peter Fitze

Groupe de travail texture et structure

Le groupe a poursuivi son travail dans deux activités distinctes : triangle textural et profil cultural/test à la bêche. Il n'y a pas eu de séance de groupe durant l'année écoulée, mais beaucoup de rencontres entre spécialistes de ces deux activités.

Triangle textural

Nous sommes enfin arrivés à une proposition cohérente, répondant aux désirs de la plupart des personnes concernées, et ne modifiant que peu le triangle actuel.

Il est particulièrement difficile d'établir une relation entre l'impression ressentie sous les doigts (test tactile) et une plage du triangle textural délimitée par des lignes droites; en fait des courbes illustreraient beaucoup mieux cette relation. Or nous avons décidé de ne pas trop nous éloigner de l'allure du triangle actuel (décision SSP).

Nous avons effectué plusieurs exercices de test tactile, et sommes arrivés à la proposition que nous présentons aujourd'hui. elle est très loin d'être parfaite, mais il aurait été beaucoup trop compliqué de créer un nouveau triangle "suisse", d'autant plus qu'il y en a déjà 37 en Europe !

Profil cultural/test à la bêche

Un travail important a été accompli cette année, avec la mise au point d'un protocole de description du sol en place, dans un but d'application pratique : vulgarisation formation, enseignement. Ce travail a été grandement accéléré par l'octroi d'un crédit de l'OFEFP (BUWAL) à G. HASINGER. La Revue UFA nous a offert l'hospitalité de ses colonnes pour la publication d'un encart de 16 pages en couleur sur "Le sol, cet inconnu". Avec l'accord du Comité, nous avons profité de cette occasion pour faire un peu de publicité à la SSP (100'000 exemplaires).

Prospective

Nous envisageons pour la suite de préparer un document plus étoffé, avec plus de références scientifiques, sur la structure du sol. Pour l'instant il ne s'agit que d'un projet.

J-A. Neyroud

Nyon, le 16 mars 1993

Jahresbericht 1992 der Arbeitsgruppe Lysimeter

Im März/April 1992 wurden in 8 Lysimeteranlagen der Schweiz während derselben fünf Tagen das Sickerwasser von insgesamt 27 Lysimetern gesammelt und danach im Labor der FA Zürich-Reckenholz auf gelöste Ionen untersucht. Wie zu erwarten war, zeigte sich eine grosse Variabilität in den Ergebnissen, sowohl in den Mengen wie in den Ionenkonzentrationen. Ein grosser Teil der Varianz ist durch Standorts- (Niederschlag, Boden), Bewirtschaftungs- (Düngung, Schnitthäufigkeit) und technische Unterschiede (Lysimeterdimension und -konstruktion) erklärbar. 1993/4 wird ev. ein längerdauernder Vergleich nachfolgen.

Am 15. Mai 1992 traf sich die Gruppe bei der Firma RCC in Itingen BL. Die dortige Lysimeteranlage umfasst rund 20 Monolith-Lysimeter, die der Untersuchung von Verlagerungen und Umwandlungen chemischer Substanzen aus dem Bereich der Pestizide dienen. Nicht nur die Anlage als solche ist beeindruckend, sondern auch die Technik des zerstörungsfreien Einfüllens der Bodenmonolithe in die Lysimetergefässe an deren Ursprungsort, gezeigt mittels Videofilm.

Am 4. Dezember 1992 war der Treffpunkt der Gruppe die Düngerfabrik Hauert in Suberg BE. Zur Untersuchung der Stickstoff-Auswaschung in Abhängigkeit von Kultur und Düngungsform (v. a. im gärtnerischen Bereich) betreibt die Firma 28 kleinere Lysimeter. Die Erkenntnisse aus dieser Versuchstätigkeit fliesst direkt in die Düngungsberatung ein.

Mit diesen zwei Firmenbesuchen nahm die Gruppe Kenntnis davon, dass das Lysimeter auch ausserhalb der institutionellen Forschungstätigkeit ein wichtiges Verfahren darstellt.

Zürich-Reckenholz, März 1993

Jakob Nievergelt

Bericht der Arbeitsgruppe "Bodenerosion/Bodenkonservierung"

Diese Arbeitsgruppe (AG) dient vor allem dem Informations- und Erfahrungsaustausch von Leuten, die sich in der Schweiz mit dem Themenkreis Bodenerosion/Bodenkonservierung beschäftigen. Die AG existiert seit 1988 und trifft sich zwei- bis dreimal jährlich. Es hat sich ein relativ fester "aktiver Kern" von rund 8 Personen aus den derzeit 18 Mitgliedern aus Universität, Verwaltung und privaten Büros gebildet.

Wichtiges Ziel der AG ist ein gegenseitiges Informieren über verschiedene Arbeiten und Aufträge, bei denen Probleme der Bodenerosion bzw. des Erosionsschutzes mitenthalten sind. Dazu gehört auch der Versuch, die Mess-, Beurteilungs- und Kartiermethoden soweit möglich zu standardisieren, damit die Resultate besser miteinander verglichen werden können. Ein weiterer wichtiger Punkt sind gemeinsame Stellungnahmen zu bestimmten Einzelsachverhalten. Die letzten drei entsprechenden Beispiele waren das Computerprogramm von P. Süsser zur ABAG, die Stellungnahme zum Leitfaden Bodenerosion des NFP-22 und eine Information über die Arbeiten der FAC Liebefeld zum Thema Bodenerosion und Gewässerbelastung. Ein längerfristiges Ziel besteht in der Erstellung einer Bodenerosionsgefährdungskarte für die ganze Schweiz in praxisrelevantem Masstab mit einer entsprechend dokumentierten Anleitung zur Bestimmung der Erosionsgefährdung.

Enge Kontakte bestehen zum "Arbeitskreis Bodenerosion" der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (z.B. gemeinsame Tagung im Mai 1990 in Basel) und zum französischen "Réseau Erosion" der ORSTOM. Diese Kontakte sollen auch weiterhin unterhalten werden.

Die AG ist für alle InteressentInnen jederzeit offen, neue InteressentInnen sind herzlich willkommen. Die nächste Sitzung findet am 30. März 1993 in Bern (BUWAL) statt. Aktuelle Kontaktadresse: Daniel Schaub, Forschungsgruppe Bodenerosion, Geographisches Institut der Universität Basel, Spalenring 145, 4055 Basel (Tel. 061/272 69 28).

Daniel Schaub, 17.03.93

TEXTURE DU SOL
Modification du triangle textural SSP de 1979

Groupe de travail Texture et Structure

Eine deutsche Kurzfassung (Begriffe, Definitionen) befindet sich am Ende dieser Mitteilung.

INTRODUCTION

A l'usage, il est apparu que notre triangle textural de 1979 présentait certaines faiblesses. Le groupe de travail Texture et Structure a reçu un mandat pour :

- Améliorer la relation entre le résultat du test tactile et l'attribution d'une classe dans le triangle
- Corriger la largeur excessive de certaines plages
- Revoir la limite de 10 % d'argile entre Sables ("sols légers") et Limons ("sols moyens")

RAPPEL DE QUELQUES FAITS

1. Le triangle textural ne rend compte que des proportions des trois fractions principales : Argile, Silt et Sable. Dans la réalité (test tactile, ...) on distingue des sous-fractions qui définissent la texture avec beaucoup plus de précision. Réduire la texture à trois chiffres caractéristiques - % A, % U, % S - constitue une première perte d'information.
2. Le passage de trois chiffres exacts à une plage du triangle de surface parfois assez étendue constitue une seconde perte d'information. Il est donc toujours souhaitable de conserver et d'archiver le résultat de l'analyse plutôt que le nom du champ du triangle.
3. Les utilisateurs de la texture ont des besoins variés et parfois contradictoires : pédologie, hydrologie, fertilisation, mécanique, ... Il n'est donc pas possible de construire un triangle idéal pour chacun.
4. La somme Argile + Silt + Sable est égale à 100 %, l'humus n'est pas pris en compte dans la présentation graphique de la texture.
5. La présentation graphique de la texture est possible sur un triangle équilatéral ou sur un triangle rectangle.

JUSTIFICATION DES AMELIORATIONS PROPOSEES

En 1979, une option claire a été prise : on voulait des droites longues et parallèles à un des côtés du triangle, pour favoriser la relation avec le test tactile. Ce fut une erreur méthodologique, pour les raisons suivantes :

A la base, il y a le test tactile, l'impression ressentie sous les doigts, et son interprétation en termes de fonctionnement du sol. Si l'expérimentateur est bon, le résultat du test tactile est confirmé par l'analyse de la texture en laboratoire.

Dans le test tactile, l'estimateur recherche la fraction dominante (A, U, S), puis affine son jugement en précisant une classe texturale. Il ne se préoccupe pas de savoir si son échantillon contient plus ou moins de 20 % d'argile, plus ou moins de 50 % de silt, etc... Les limites qu'il ressent sous les doigts sont des COURBES (cf. rapport OERTLI, Bull SSP 89), pas des droites ! Pour simplifier leur représentation, on peut bien sûr remplacer les courbes par des lignes brisées (cf. triangle D-Hannover).

Les triangles texturaux d'autres pays se sont jamais aussi "simples" que le nôtre. Leurs plages ont des formes souvent compliquées, mais plus proches de l'impression laissée par le test tactile. Malheureusement H. STICHER a dénombré 37 triangles en Europe !

La recherche d'un triangle "suisse", plus proche du test tactile nous obligerait à un énorme travail... et nous découvririons le 38ème triangle. Une telle dépense d'énergie n'est pas productive, contentons-nous de quelques améliorations du triangle existant.

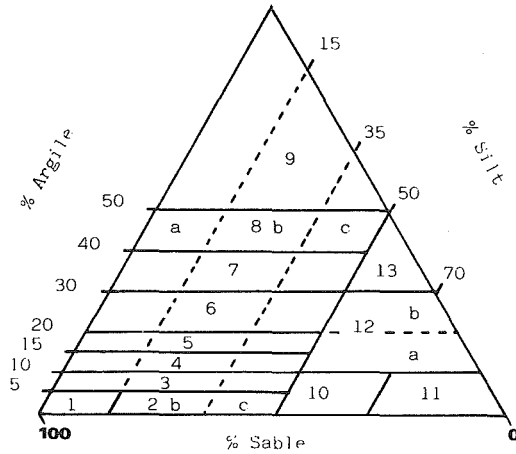
LE NOUVEAU TRIANGLE

Après de longues discussions, un projet de triangle modifié a été accepté par l'Assemblée générale. Ce nouveau triangle remplace désormais l'ancien, et comporte les modifications suivantes :

- Nouvelles classes N° 2 et 10 (N° 1 et 11 réduites)
- Subdivision facultative des classes 2 à 8 à 15 et 35 % U, et de la classe 12 à 20 % A. Ces subdivisions permettent une meilleure correspondance avec le test tactile. Lorsqu'on les utilise, il est important de respecter le vocabulaire proposé, pour éviter des confusions de langage.
- Nouvelle classe N° 4, Sable fortement limoneux
- Nouvelle séparation entre Sables et Limons à 15 % A
- Quelques nouveaux termes par rapport au triangle 79

D E F I N I T I O N S

- 1 LA TERRE FINE ("Feinerde"/"terra fine")
Comprend l'ensemble des particules de diamètre inférieur à 2 mm.
- 2 LA NATURE ("Bodenart"/"tipo di terreno")
Proportion de fractions granulométriques A, U, S et d'humus présents dans la terre fine. L'humus est compris dans l'appréciation, mais une présentation du résultat sur un triangle n'est en principe pas possible : 3 axes pour 4 grandeurs !
- 3 LA TEXTURE ("Textur, Körnung"/ "tessitura")
Proportion de fractions granulométriques A, U et S présentes dans la partie minérale de la terre fine (éventuellement après destruction du CaCO₃). Ces chiffres sont utilisés pour situer le sol dans le triangle.
N.B. : Pour des teneurs en humus inférieures à 5 %, nature et texture peuvent être confondues.
- 4 LES FRACTIONS GRANULOMETRIQUES ("Korn-Fr."/"fr. granulometriche")
- 4.1. LES FRACTIONS PRINCIPALES ("Haupt-Fr."/"fr. principali")
A, U, S, inchangé (cf. Bull. SSP N° 3, 1979)
- 4.2. LES SOUS-FRACTIONS ("Unter-Fraktionen"/"sotto frazioni")
Silt fin, grossier,... : inchangé
- 5 LES CLASSES TEXTURALES ("Texturklassen"/"classi di tessitura")
- 5.1. LES CLASSES (T) PRINCIPALES ("Haupt-Kl."/"cl. principali")
- | | |
|--------------------------|----------------------|
| < 50 % U et < 15 % A | : Sables ("Sande") |
| < 50 % U et 15-39.9 % A* | : Limons ("Lehme") |
| < 50 % U et > = 40 % A | : Argiles ("Tone") |
| > = 50 % U | : Silts ("Schluffe") |
- *) Les chiffres sont toujours donnés en nombres entiers.
- 5.2. LES CLASSES ("Klassen"/"classi")
voir page suivante.
- 5.3. LES SOUS-CLASSES ("Unterklassen"/"sotto classi")
voir page suivante.
Rappel : les sous-classes sont FACULTATIVES.
- 6 - La séparation en groupes de textures pour les normes de fumure sera établie par les stations agronomiques
- La classification pratique en sols légers/moyens/lourds reste inchangé (cf Bull. SSP N° 3, 1979)



CLASSES

1	S	Sable	1	S	Sabbia
2	Su	Sable silteux	2	Su	Sabbia siltosa
3	Sl	Sable limoneux	3	Sl	Sabbia limosa
4	Sfl	Sable fortement limoneux	4	Sfl	Sabbia fort.limosa
5	Ls	Limon sableux	5	Ls	Limo sabbioso
6	L	Limon	6	L	Limo
7	La	Limon argileux	7	La	Limo argilloso
8	Al	Argile limoneuse	8	Al	Argilla limosa
9	A	Argile	9	A	Argilla
10	Us	Silt sableux	10	Us	Silt sabbioso
11	U	Silt	11	U	Silt
12	Ul	Silt limoneux	12	Ul	Silt limoso
13	Ua	Silt argileux	13	Ua	Silt argilloso

SOUS-CLASSES FACULTATIVES

Classes 3 à 8 :

- a : (var. faibl. silteux) / (var. povero di silt)
 b : (var. moyennement silteux) / (var. mediamente siltoso)
 c : (var. fortement silteux) / (var. ricco di silt)

Classe 2 :

- b : (var. typique) / (var. tipico)
 c : (-fortement-) / (- fortemente -)

Classe 12 :

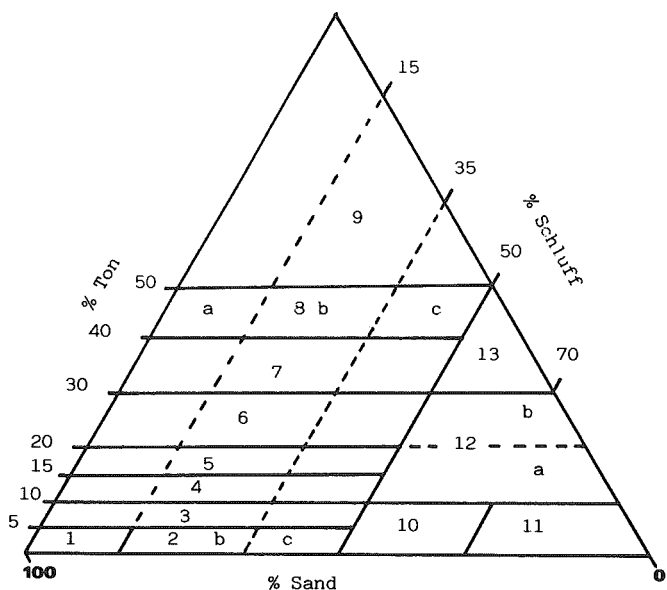
- a : (var. typique) / (var. tipico)
 b : (var. fortement argileux) / (var. ricco di argilla)

EXEMPLES :

- 6b : Limon, (var. moy. silteux) / Limo (var mediamente siltoso)
 2c : Sable (fortement) silteux / Sabbia (fortemente siltosa)
 12b : Silt limoneux (var. fort. argileux) / Sabbia limosa (var. ricco di argilla)

B E G R I F F E

- 1 DIE FEINERDE oder DER FEINBODEN ("terre fine"/"terra fine")
Gesamtheit der Bodenteilchen mit Durchmesser < 2 mm.
- 2 DIE BODENART ("nature"/"tipo di terreno")
Anteile der Kornfraktionen T, U und S, sowie des Humus an der Feinerde. Der Humus ist Bestandteil der Feinerde, kann aber in Prinzip nicht in das Dreieck miteinbezogen werden : 3 Achsen für 4 Grössen !
- 3 DIE TEXTUR oder KÖRNUNG ("texture"/"tessitura")
Anteile der Kornfraktionen T, U und S an der mineralischen Feinerde (Evt. nach Zerstörung des CaCO₃). Die Abgrenzung der Texturklassen ist im Dreieck graphisch dargestellt.
N.B. : Bei Humusgehalten < 5 % sind Bodenart und Textur praktisch gleichbedeutend.
- 4 DIE KORN-FRAKTIONEN ("fr. granulométriques"/"fr. granulometriche")
- 4.1. DIE HAUPT-FRAKTIONEN ("fr. principales"/"fr. principali")
T, U, S, unverändert (cf. Bull. BGS N° 3, 1979).
- 4.2. DIE UNTERFRAKTIONEN ("sous-fractions"/"sotto frazioni")
Grobsand, Feinsand,... : unverändert
- 5 DIE TEXTURKLASSEN, od. KÖRNUNGSKLASSEN ("classes texturales"/
"classi di tessitura")
- 5.1. DIE HAUPTKLASSEN ("Cl. principales"/"cl. principali")
- | | | |
|--------------------------|------------|-------------|
| < 50 % U und < 15 % T | : Sande | ("sables") |
| < 50 % U et 15-39.9 % T* | : Lehme | ("limons") |
| < 50 % U et > = 40 % T | : Tone | ("argiles") |
| > 50 % U | : Schluffe | ("silts") |
- *) Es werden nur gerade Zahlen angegeben, ohne Komma.
- 5.2. DIE KLASSEN ("classes"/"classi")
Siehe nächste Seite
- 5.3. DIE UNTERKLASSEN ("sous-classes"/"sotto classi")
Siehe nächste Seite
Bemerkung : die Unterklassen sind FAKULTATIV.
- 6 - Die weitere Trennung in Texturgruppen für Düngungszwecke bleibt Sache der landw. Forschungsanstalten
- 7 - Die praktische Einteilung in leichten/mittelschweren/schweren Böden bleibt unverändert (cf Bull BGS N° 3, 1979)



CLASSES

1	S	Sand	7	tL	toniger Lehm
2	uS	schluffiger Sand	8	lT	lehnmiger Ton
3	lS	lehnmiger Sand	9	T	Ton
4	lrS	lehmreicher Sand	10	sU	Sandiger Schluff
5	sL	sandiger Lehm	11	U	Schluff
6	L	Lehm	12	lU	lehnmiger Schluff
			13	tU	toniger Schluff

FAKULTATIVE UNTERKLASSEN

Classes 3 à 8 :

a : (var. schwach schluffig)

b : (var. mässig schluffig)

c : (var. stark schluffig)

Classe 2 :

b : (var. typisch)

c : (stark -)

Classe 12 :

a : (var. typisch)

b : (var. stark tonig)

EXEMPLES :

6b : Lehm, (var. mässig schluffig)

2c : (stark) schluffiger Sand

12b : lehmiger Schluff, (var. stark tonig)

6. Zusammenfassung

Bei deutschen Texten ist eine französische, bei französischen Texten eine deutsche Zusammenfassung erforderlich.
Eine englische Zusammenfassung ist wünschenswert.

7. Literatur

Im Text: ... (AUTOR(EN), Jahrzahl) ...

Im Verzeichnis: alphabetisch aufführen

Beispiel:

SOLDATINI, G.F., RIFFALDI, R., and LEVI-MENZI, R., 1976: Pb Adsorption by soils. Water, Air and Soil Pollution 6, 111-118.

8. Gestaltung der ersten Seite

siehe Abbildung

Titel der Arbeit (Grossbuchstaben oder fett, nicht unterstrichen)

AUTOR(EN)

Institut, Forschungsanstalt, Adresse

1. Kapitel (nicht unterstrichen)

1.1. Unterkapitel (nicht unterstrichen)

Textbeginn ...

Auf der ersten Seite, am unteren Seitenrand, muss für die Fussleiste, welche von der Redaktion eingefügt wird, 2 cm Platz frei bleiben. Bitte keine Linien anbringen.

