

BEITRÄGE ZUR GEOLOGIE DER SCHWEIZ – HYDROLOGIE

NR. 32

Herausgegeben von der Schweizerischen Geotechnischen Kommission
und der Hydrologischen Kommission der Schweizerischen Naturforschenden
Gesellschaft

**EINFLUSS DER STICKSTOFFDÜNGUNG
und der landwirtschaftlichen
Bewirtschaftungsweise auf die
NITRATAUSWASCHUNG INS
GRUNDWASSER**

(am Beispiel Naturlabor Buechberg SH)

von

UELI BOSSHART

Vorwort

Die Diskussion um die Rolle des Hauptsünderers beim Nährstoffeintrag ins Grundwasser - und damit in Mitteleuropa indirekt meist auch ins Trinkwasser - wird seit Jahrzehnten geführt. Die vorliegende, vom Bundesamt für Umweltschutz finanzierte Untersuchung leistet einen Beitrag zum Einfluss der landwirtschaftlichen Anbaugewohnheiten auf die Nitrat-Auswaschung. Die Abklärungen sind umso aktueller, als dass die Nitratkonzentration der Grundwasser in den vergangenen Jahren generell angestiegen sind und noch ansteigen.

Aus der Sicht der Hydrologie ist dieses Problem besonders deshalb interessant, weil, wie der Autor zeigen kann, die Nitratauswaschung stark von der wasserhaushaltlichen Komponente Sickerwasser, und damit auch von Niederschlag und Verdunstung anhängig ist. Die Arbeit schneidet damit das Thema Stofftransport an, das in der hydrologischen Forschung in der nächsten Zukunft einen bedeutenden Platz einnehmen dürfte.

Es ist verdienstvoll, dass Herr U. Bosshart seine Untersuchungen an einem Naturlabor durchgeführt hat und damit den sehr zahlreich vorliegenden Laborresultaten nun die nötige Ergänzung beifügt. Die Resultate sind überzeugend und in ihrer Deutlichkeit bezüglich des Kausalzusammenhanges zwischen landwirtschaftlichem Anbau bzw. der Anbaumethode und der entsprechenden Nitratauswaschung beeindruckend. Es ist zu hoffen, dass die daraus abgeleiteten Empfehlungen gebührend beachtet werden und so die Forschung auch wirklich einen Beitrag an ein aktuelles Problem leisten kann.

Die Hydrologische Kommission freut sich, diese Studie in die Reihe "Beiträge zur Geologie der Schweiz-Hydrologie" aufnehmen zu können.

Bern, Juli 1985

Dr. Ch. Leibundgut
Mitglied der Hydrologischen
Kommission

Inhaltsverzeichnis

| | | |
|---|--|----|
| | Zusammenfassung | 1 |
| 1 | Einleitung | 2 |
| 2 | Zielsetzung und Problemstellung | 4 |
| 3 | Theoretischer Teil | 5 |
| | 3.1 Stickstoffkreislauf im Boden und N-Auswaschung in die Hydrosphäre | 5 |
| | 3.2 Nicht-landwirtschaftliche Einflüsse auf die Nitratauswaschung | 8 |
| | 3.3 Landwirtschaftliche Einflüsse auf die Nitratauswaschung | 9 |
| | 3.4 Zur Problematik der N-Bilanzierung grösserer landwirtschaftlich genutzter Gebiete | 11 |
| | 3.5 Zur N-Bilanzierung von Feldversuchen mit Sauglysimetern | 11 |
| 4 | Material und Methoden | 14 |
| | 4.1 Geografische Lage und Geländebeschreibung des Projektes "Naturlabor Buechberg" | 14 |
| | 4.2 Geologie | 16 |
| | 4.3 Pedologie | 16 |
| | 4.3.1 Bodeneigenschaften und Bodenprofile | 16 |
| | 4.3.2 Bodencharakterisierung anhand der Bodentypen | 17 |
| | 4.3.3 Wasserdurchlässigkeit ausgewählter Bodentypen | 18 |
| | 4.4 Wasserhaushalt | 19 |
| | 4.4.1 Niederschlagsmengen | 19 |
| | 4.4.2 Evapotranspiration | 19 |
| | 4.4.2.1 Evapotranspirationsberechnung nach PRIMAULT | 20 |
| | 4.4.2.2 Evapotranspirationsberechnung nach PENMAN | 21 |
| | 4.4.3 Wassergehaltsänderungen im Bodenkörper und Sickerwasserbewegung | 23 |
| | 4.4.4 Grundwasserneubildung und Quellschüttung | 25 |
| | 4.4.5 Verweilzeit des Sickerwassers | 25 |
| | 4.5 Landwirtschaftliche Nutzung des Naturlabors | 27 |
| | 4.5.1 Anbau und Fruchtfolge | 27 |
| | 4.5.2 Datenerhebung zur landwirtschaftlichen Nutzung | 27 |
| | 4.6 Versuchsanlage der Kleinfelduntersuchungen mit Sauglysi- metern | 30 |
| | 4.6.1 Standort und Bodentypen | 30 |
| | 4.6.2 Bewirtschaftung der Sauglysimeterfelder | 31 |
| | 4.7 Versuchsaufbau zur Bestimmung des Rückhaltevermögens von Nitrat an Bodenpartikeln einer Parabraunerde | 33 |
| | 4.8 Methode zur Bestimmung der Ionenkonzentration in Abhängig- keit der Haftfähigkeit des Wassers an Bodenpartikeln | 34 |
| | 4.9 Probenahme und Analytik | 34 |
| | 4.9.1 Probenahme der Quellwasser | 34 |
| | 4.9.2 Sauglysimetereinbau und Probenahme | 35 |
| | 4.9.3 Nitratanalytik | 37 |
| | 4.9.4 Ammoniumanalytik | 37 |

| | | |
|-------|---|----|
| 5 | Resultate der Untersuchungen im gesamten Naturlabor Buechberg | 38 |
| 5.1 | Wasserhaushalt | 38 |
| 5.1.1 | Wasserbilanz | 38 |
| 5.1.2 | Schüttelleistungen der Buechbergquellen | 41 |
| 5.2 | Kulturanteile und Bodenbedeckung | 46 |
| 5.3 | Stickstoffzufuhr | 47 |
| 5.4 | Stickstoffauswaschung des gesamten Naturlabors Buechberg | 49 |
| 5.4.1 | Nitratkonzentrationen des Quellwassers unter der Ackerbaufläche und der Naturwiese | 49 |
| 5.4.2 | Gesamte Nitratfracht der Quellen unter den Ackerflächen oder den Wiesen | 52 |
| 5.5 | Stickstoffbilanz des Naturlabors Buechberg | 55 |
| 5.5.1 | Halbjährliche N-Bilanz der einzelnen Parzellen | 56 |
| 5.5.2 | Halbjährliche N-Bilanzen des gesamten Untersuchungsgebietes | 56 |
| 6 | Resultate der Kleinfelduntersuchungen mit Sauglysimetern | 59 |
| 6.1 | Bodenphysikalische Grössen | 59 |
| 6.1.1 | Bestimmung des Rückhaltevermögens von Nitrat in einer Parabraunerde | 59 |
| 6.1.2 | Abhängigkeit der Ionenkonzentration von der Haftfähigkeit des Wassers an Bodenpartikeln | 61 |
| 6.2 | Einflüsse der Bewirtschaftungsweise auf die Nitrat- auswaschung | 63 |
| 6.2.1 | Wasserhaushalt auf den brachliegenden und den bepflanzten Feldern | 63 |
| 6.2.2 | Einfluss der Winterbegrünung mit Klee gras auf den Nitratgehalt des Sickerwassers | 65 |
| 6.2.3 | Einfluss von Hofdüngergaben auf die Nitratauswaschung der begrün ten und brachliegenden Parzellen | 69 |
| 6.3 | Nitratauswaschung auf brachliegenden und bedeckten Sauglysimeterfeldern | 71 |
| 6.4 | Abschätzung der Stickstoffmobilisierung und der Denitrifikation mit Hilfe der Stickstoffbilanz | 73 |
| 7 | Diskussion | 75 |
| 8 | Empfehlungen | 78 |
| 8.1 | Bodenbedeckung im Winter | 78 |
| 8.2 | Düngung | 79 |
| 8.3 | Allgemeine Empfehlungen | 80 |
| 9 | Literaturverzeichnis | 81 |
| | Anhang | 86 |

Zusammenfassung

In einem natürlich begrenzten, ungefähr 30 ha grossen, topografisch und hydrogeologisch abgeschlossenen Gebiet - dem Naturlabor Buechberg, im Kanton Schaffhausen - wurde der Einfluss der Stickstoffdüngung und der konventionellen landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsweise auf die Nitratauswaschung ins Grundwasser im kleinmasstäblichen sowie im gesamtörtlichen Standbild untersucht.

Geologische, bodenkundliche und hydrologische Einflussgrössen waren in vorausgehenden Untersuchungen abgeklärt worden. Namentlich musste mit einer Verweilzeit des Grundwassers im Buechberg bis zu seinem Austritt aus den Quellen von 2 bis 5 Jahren gerechnet werden. Die Evapotranspiration (Verdunstung) wurde mit verschiedenen Modellen berechnet und die Sickerwassermenge nach einem neueren Modell bestimmt. Das Rückhaltevermögen von Nitrat an Bodenpartikeln sowie die Nitratkonzentration in Abhängigkeit der Haftfähigkeit des Wassers an Bodenpartikeln wurde untersucht. Mit Düngeplänen und zusätzlichen Angaben zur Bewirtschaftung der Anbauflächen wurden die landwirtschaftlichen Einflussgrössen erfasst. N-Bilanzierungen standen im Einklang mit den gemessenen Nitratfrachten der Buechbergquellen.

Die Untersuchungen zeigten, dass die jährliche Nitratfracht weitgehend durch die Menge des Sickerwassers bestimmt wird, und Konzentrationschwankungen spielten nur eine untergeordnete Rolle. So wiesen Quellwasser unter Ackerflächen durchschnittliche Nitratkonzentrationen zwischen 15.0 und 16.5 mg N/l (entspr. 68 und 75 mg Nitrat/l) auf, während der Nitratgehalt des Quellwassers unter Naturwiese zwischen 6 und 7 mg N/l (entspr. 28 und 32 mg Nitrat/l) schwankte. In den Untersuchungsjahren schwankten die Nitratfrachten bzw. Nitratverluste unter Ackerflächen zwischen 70 und 130 kg N/ha und Jahr. Unter Naturwieseflächen wurden ca. 20 kg N/ha und Jahr ausgewaschen.

Dieselben Nitratverluste wurden auf bedeckten und brachliegenden Kleinparzellen mit Hilfe von Sauglysimetern gemessen. Mit zusätzlichen Ammonium- und Nitratbestimmungen in Bodenproben wurde die N-Mobilisierung brachliegender Flächen und die Denitrifikation von Kunstwieseflächen abgeschätzt.

Aus den Resultaten der Untersuchung liessen sich Schwachstellen der heutigen landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsweise herauslesen, woraus ein Katalog von Empfehlungen erarbeitet wurde.

1. Einleitung

Die beängstigende, seit langem beobachtete Erhöhung der Nitratgehalte in Grund- und Trinkwasser war der Anstoss für die in den letzten Jahren gemachten und begonnenen Untersuchungen über die Ursachen der Belastung unseres Trinkwassers mit Nitraten (NCR 1978).

Dem von Hydrologen und Hygienikern betonten Kausalzusammenhang zwischen zunehmender Mineraldüngung in der Landwirtschaft und zunehmender Nitrat-Konzentration im Grundwasser wurde von der agrikulturchemischen Forschung widersprochen (JUNG 1972), jedoch in der Folge weiterer Untersuchungen immer mehr akzeptiert (OHLENDORF 1975).

Zur Verbesserung der zur Wasserversorgung genutzten Grundwasservorkommen dient heute fast ausschliesslich die Verdünnung mit nitratarmem Wasser. Grundwasservorkommen, angereichert durch Flussinfiltrationen, haben natürlicherweise tiefe Nitratgehalte. Uebermässig hohe Nitratkonzentrationen im Trinkwasser kommen vor allem in landwirtschaftlich genutzten Gebieten des Schweizer Mittellandes vor (EDI 1979). Dieselben Befunde werden auch in der BRD gemacht, wo in intensiv bewirtschafteten Gebieten sehr hohe Werte vorliegen. Im Moselgebiet (Weinbau) wurden bei 72 % der untersuchten Trinkwasserbrunnen Nitrat-Gehalte von mehr als 11.3 mg N/l festgestellt (DARIMONT 1981).

Aehnliche Untersuchungen von QUINCHE (1981) in der Schweiz halten fest, dass der durchschnittliche Nitrat-N-Gehalt in den Alpen bei 0.7 mg N/l, im Jura bei 0.9 mg N/l und im Mittelland bei 5.4 mg N/l liegt. Der durchschnittliche Gehalt bei Wiesen-, Weiden- und Waldnutzung liegt bei 1.3 mg N/l, bei Acker- und Weinbau erhöht sich die Nitrat-N-Konzentration auf 5.4 mg N/l.

In den letzten Jahrzehnten haben sich die Produktionsverhältnisse vieler landwirtschaftlicher Betriebe geändert, und die Zunahme des Handelsdüngerverbrauchs verlief Hand in Hand mit der pflanzlichen Ertragssteigerung (FRIEDLI 1981). Parallel zum steigenden Düngerverbrauch wurde eine zunehmende Grundwasserbelastung mit Stickstoff beobachtet.

Vorwürfe, wonach zuviel Handelsdünger verwendet werde, scheinen gerechtfertigt. Die heutige Spezialisierung, der vielfach überhöhte Viehbestand verglichen mit den vorhandenen Anbauflächen und die Ertragsmaximierung der pflanzlichen Produktion können aber zu Disproportionen zwischen anfallenden wirtschaftseigenen Düngern und kulturbedingter Düngernachfrage führen (WELTE 1982). Mist und Gülle müssen zu den Hauptverursachern der hohen Nitrat-Belastung des Grundwassers in landwirtschaftlichen Produktionszonen gerechnet werden (VETTER und STEFFENS 1982).

Das landwirtschaftliche Düngen der Kulturböden erfolgt in einem Teil-Zyklus des recht unübersichtlichen und nicht in allen Teilen bekannten Gesamt-N-Kreislaufes. Gewisse Bereiche des N-Zyklus im Boden sind durch wissenschaftliche Untersuchungen im Laborstil erhellt worden. Landwirtschaftliche Forschungsanstalten haben mittels sogenannter Wägelysimeteranlagen den Weg des Düngerstickstoffes im Boden aufzuklären versucht.

Gegenwärtig besteht ein Bedürfnis, die erhaltenen Ergebnisse und die tatsächlichen Zusammenhänge draussen im Feld - an natürlichen, ungestörten Objekten - zu überprüfen.

Der gesundheitsgefährdende Aspekt der hohen Nitrat-Belastung von Trinkwasser rührt von der mikrobiellen Reduktion des Nitrats zum toxischen Nitrit her. Nitrite, im Blut aufgenommen, bilden mit roten Blutkörperchen Methämoglobin. Solche Blutkörperchen können keinen Sauerstoff mehr binden. Vor allem Säuglinge sind einer solchen Gefahr ausgesetzt.

Besondere Aufmerksamkeit hat in neuester Zeit die Nitrosaminbildung mit Nitriten gefunden. Sekundäre Amine, die in allen Lebensmitteln und bestimmten Medikamenten vorkommen, können mit Nitriten äusserst kanzerogene Nitrosamine bilden. Der heute in der Schweiz geltende Grenzwert des Nitrat-Gehaltes im Trinkwasser (10 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ oder 40 mg NO_3/l) scheint im Hinblick auf die Blausuchtgefährdung (Methämoglobinämie) von Säuglingen gerechtfertigt. Wegen der offenen Fragen im Zusammenhang mit der in vivo Nitrosamin-Bildung durch Nitrate ist aber die Forderung zu stellen, die Nitrat-Belastung in allen Bereichen so niedrig wie möglich zu halten. Nach TREMP (1980) liegt der durchschnittliche tägliche Nitrat-Konsum ohne Trinkwasser bei 72 mg NO_3 pro Person; BIEDERMANN (1980) rechnet, vor allem wegen der hohen NO_3 -Gehalte in Gemüse, mit 108 mg NO_3 . Mit zusätzlicher Belastung durch örtlich bedingtes nitratreiches Trinkwasser wird die tägliche Einnahme stark erhöht. Bereits der Konsum eines Trinkwassers, das den relativ häufigen Wert von 40 mg NO_3 pro Liter aufweist, bewirkt beinahe eine Verdoppelung der täglichen Belastung, bei einem Trinkwasserbedarf von 1.85 l pro Person und Tag (BIEDERMANN 1980).

Im Jahre 1980 bewilligte das Bundesamt für Umweltschutz drei Projekte, in welchen der Einfluss der landwirtschaftlichen Anbaugewohnheiten auf die Nitrat-Auswaschung untersucht werden sollte. Diese Arbeit stellt eines dieser Projekte dar. Sie wurde im März 1980 begonnen und vier Jahre später abgeschlossen.

Die Untersuchungen finanzierte das Bundesamt für Umweltschutz. In den ersten drei Jahren leistete der Kanton Schaffhausen einen zusätzlichen Beitrag. Durchgeführt wurde die Arbeit im Kantonalen Laboratorium in Schaffhausen.

2. Zielsetzung und Problemstellung

Es ist das Anliegen dieser Arbeit, Wege zur Verminderung des Nitrat-Gehaltes im Grundwasser aufzuzeigen. Insbesondere werden landwirtschaftliche Einflussgrößen berücksichtigt, welche die Nitrat-Auswaschung vom Boden ins Grundwasser verringern. Die Untersuchungen über den Einfluss speziell des Ackerbaus auf die N-Auswaschung werden an einem natürlichen, ungestörten Objekt durchgeführt - dem "Natlabor Buechberg".

Dieses Gebiet muss rein landwirtschaftlich bewirtschaftet werden. Das Untersuchungsgebiet (Natlabor) soll gegen benachbarte hydrologische Einzugsgebiete eindeutig abgegrenzt werden können. Die das Untersuchungsgebiet nutzenden Landwirte müssen dem gesamten Projekt mehrheitlich wohlwollend gegenüberstehen. Die Mitarbeit der Bauern erfolgt auf freiwilliger Basis.

In einer ersten Phase wird der Ist-Zustand der Nitrat-Auswaschung im Gebiet abgeklärt. Darauf werden unmittelbar mögliche Änderungen in der Anbaupraxis auf ihr Auswaschverhalten überprüft.

In der zweiten Phase des Projektes "Natlabor Buechberg" wird versucht, einen gewünschten Sollzustand herzustellen, also die N-Auswaschung auf ein möglichst tiefes Niveau zu senken.

Im Vordergrund stehen zwei Massnahmen. Einerseits wird der Einfluss der Bodenbedeckung und andererseits der Einfluss von Hofdüngergaben auf bedeckte und brachliegende Flächen im Spätherbst und Winter untersucht.

Die lange Verweilzeit des Wassers im Buechberg und die mangelnde Kooperation der Bauern, bei Änderungen der Anbaugewohnheiten mitzuwirken, verunmöglichten eine grossflächige Untersuchung. Vorteile der durchgeführten Kleinfelduntersuchungen mit Saugkerzen sind die schnelle Ansprechzeit der Saugkerzen (auch Sauglysimeter genannt), Vergleichsmöglichkeit mit Referenzfeldern, geringe Fremdeinflüsse und annähernd homogene Bodentypen. Nachteile bestehen darin, dass die Sickerwassermengen nicht gemessen werden können und dass der Einbau der Sauglysimeter das Bodengefüge geringfügig stört.

Im untersuchten, hydrologisch abgeschlossenen System sowie auf den Saugkerzenfeldern werden Stickstoff-Bilanzen erstellt, anhand derer die N-Auswaschungen ins Grundwasser und in den Unterboden abgeschätzt werden können.

Die Bilanzierungen werden mit möglichst einfachen Mitteln durchgeführt, damit auch nicht speziell eingerichtete Laboratorien solche Untersuchungen durchführen können.

3 Theoretischer Teil

31 Stickstoffkreislauf im Boden und N-Auswaschung in die Hydrosphäre

Bei den Stoffkreisläufen auf der Erde spielt der Stickstoff eine bedeutende Rolle, und als Grundbaustein der lebenden Materie ist er von grösster Wichtigkeit (MENDEL 1968).

Die N-Verteilung und der N-Transport zwischen Boden und Wasser sowie seine besonderen reaktiven Eigenarten stellen eines der grössten Probleme der Umwelt- und Produktionsbiologie dar (OSMAN 1981). Die Belastung des Grund- und Trinkwassers durch Nitrate steht dabei an erster Stelle. Ihre Ursache gründet im Stickstoffhaushalt des Bodens und in den besonderen physikalischen und chemischen Eigenschaften des Nitrations.

Stickstoffkreislauf und Nitratauswaschung (vereinfacht)

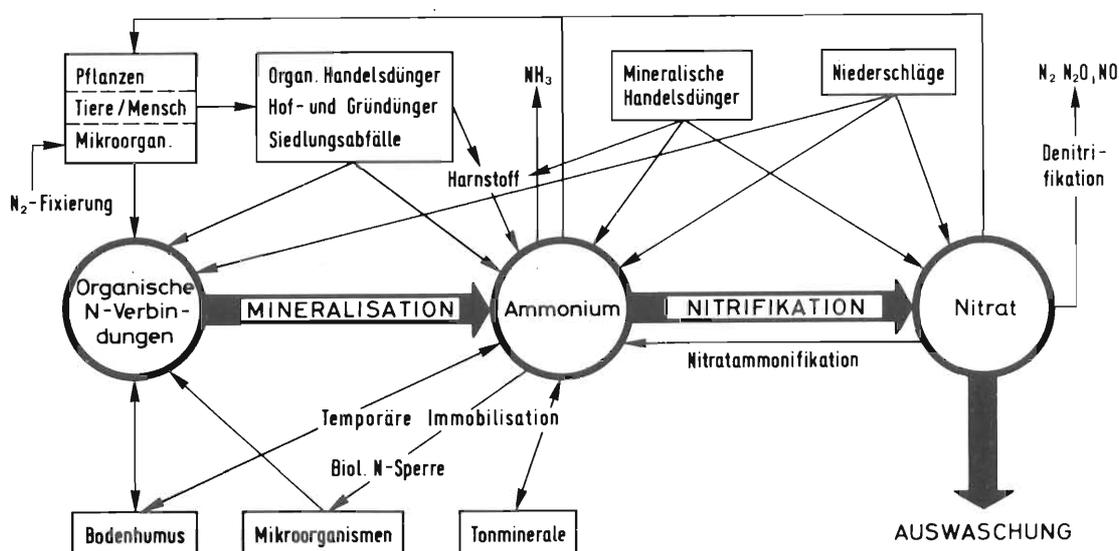


Abbildung 1 :

Stickstoffkreislauf und Nitratauswaschung (vereinfacht nach STADELMANN, 1982)

Alles Grundwassernitrat wurde ursprünglich im Boden gebildet oder hat ihn zumindest passiert (STADELMANN 1981).

Das Stickstoff-Reservoir im Boden kann in zwei Gruppen unterteilt werden:

- in einen wasserlöslichen Teil, im wesentlichen Nitrat, wenig Nitrit und Ammonium im A_n-Horizont des Bodens (Humus).
Wasserlöslicher, anorganischer Stickstoff (NH₄⁺ und NO₃⁻) gelangt durch Mineraldünger, Hofdünger, Klärschlamm und in kleinen Mengen durch die Niederschläge ins Grundwasser. In ländlichen Gebieten werden ungefähr 10 kg N/ha/J und in industriellen Ballungszentren 30 kg N/ha/J eingebracht (ULRICH 1978, WELTE 1982, WALTHER 1982).
- in einen unlöslichen Teil von organischen N-Verbindungen und an Tonmineralien temporär gebundenes Ammonium.
Organische N-Verbindungen werden durch Pflanzen, Tiere und

Mikroorganismen in den Boden gebracht. Der Hauptanteil (ungefähr 98 %) des Stickstoffvorrates ist in nicht pflanzenverfügbaren Formen gebunden, der grösste Teil davon in schwer abbaubarem Dauerhumus (heterozyklische und aromatische Huminstoffe). Ungefähr 10 % des gesamten N liegt in mittelschwer abbaubaren Verbindungen vor (Purin- und Pyridinbasen, Nukleoproteide). Aus leicht abbaubarem Humus (Aminosäuren, Peptide, Proteine, Albumine, Globuline usw.) setzen Mikroorganismen je nach Humusgehalt 100 - 200 kg N/ha/Jahr frei.

Die mikrobielle Nitrat-Bildung aus organischen Stickstoffverbindungen besteht aus zwei Schritten, der N-Mineralisierung und der mikrobiellen Nitrat-Bildung.

1. Schritt : N-Mineralisation

- im ersten, langsam ablaufenden Schritt wird Ammonium gebildet. Je nach Witterungsbedingungen, Boden- und Humusbeschaffenheit liegt die Mineralisierungsrate zwischen 1 und 2 % des organischen N-Vorrates (BIEDERMANN 1980, STADELMANN 1978, SCHEFFER 1977 und 1974).
- Je basischer ein Boden ist, umso mehr Ammonium liegt in Form von Ammoniak vor, der schnell in die Atmosphäre entweicht (Ammoniakverflüchtigung).
- Die Mineralisation, welche auch bei 0 °C noch stattfindet, nimmt mit zunehmender Temperatur zu. Zwischen 10 - 15 °C, 40 - 50 °C und über 65 °C tritt je ein Optimum der Mineralisierungsrate auf, die von verschiedenen Mikroorganismenpopulationen abhängig sind (STADELMANN et al. 1981).
- Wasser- und Sauerstoffmangel wirken hemmend auf die Ammoniumbildung.
- Je enger das C:N-Verhältnis im Humus ist, desto ergiebiger fällt Ammonium an. Liegt das Verhältnis über 20:1, so profitiert die Pflanze nicht mehr von anorganischem Stickstoff; es kommt zur biologischen N-Sperre (NRC 1978, STADELMANN 1978, SCHEFFER 1974, 1977, MUELLER 1979, FREYTAG 1980).

2. Schritt : Nitrifikation

- Dieser besteht in der Oxidation von Ammonium zu Nitrat - die Nitrifikation, wiederum ein zweistufiger, mikrobieller Prozess. Im ersten exothermen und geschwindigkeitsbestimmenden Schritt bildet sich Nitrit, das sofort zum oxidativen Endprodukt des natürlichen N-Kreislaufes, dem Nitrat, weiterreagiert.

Tabelle 1:

Potentielle N-Mineralisierungsrate (netto) verschiedener Böden in Abhängigkeit von Bodeneigenschaft und Bodennutzung (Brutversuch; nach STADELMANN et al. 1981).

| Herkunft | Bodennutzung | Bodenschicht | Bodenart | C/N | pH (H ₂ O) | Mineralisierte N-Menge (min-N) in % des Gesamt-N | | | |
|-------------|--------------|--------------|--------------|------|-----------------------|--|-----------|-----------|-----------|
| | | | | | | nach 1 T. | nach 1 W. | nach 3 W. | nach 5 W. |
| Aarberg | Acker | 0-20 cm | sand. Lehm | 7,4 | 6,4 | 1,4 | 3,1 | 3,6 | 4,1 |
| Belp | Acker | 0-10 cm | ton. Lehm | 9,9 | 7,4 | 1,2 | 2,7 | 3,9 | 4,3 |
| Liebefeld | Wiese | 0-20 cm | sand. Lehm | 8,3 | 5,1 | 1,7 | 3,4 | 4,6 | 7,7 |
| Wenslingen | Wiese | 0-20 cm | lehm. Ton | 9,6 | 7,6 | 3,5 | 8,0 | 12,3 | 15,6 |
| La Châtagne | Wiese | 0-20 cm | (Humusboden) | 10,1 | 6,2 | 0,7 | 1,5 | 2,9 | 4,5 |

- Die Nitrifikation benötigt eine gute Sauerstoffversorgung, anaerobe Verhältnisse verhindern die Nitrat-Bildung.
- Bei einem Wassergehalt von 60 - 80 % der maximalen Feldkapazität erreicht die Nitrifikation ein Optimum.
- Der optimale pH-Bereich liegt zwischen 8 und 10. Unter pH 5 verschwindet die Nitrat-Bildung.
- Der optimale Temperaturbereich liegt zwischen 25 und 35 °C. Ueber 40 °C wird die Ammoniumoxidation eingestellt (NRC 1978).

Die N-Mineralisierungsraten wurden von STADELMANN et al.(1981) in Abhängigkeit von Bodeneigenschaft und Nutzung untersucht (Tabelle 1). Wiesenböden haben wegen des hohen Anteils an Nährhumus (abgestorbene Pflanzenwurzeln etc.) ein stärkeres N-Nachlieferungsvermögen als Ackerböden, und saure Böden mobilisieren langsamer als alkalische. Für die gebildete NH_4^- Menge in Prozent des gesamten N-Vorrates sind diese Faktoren entscheidend (STADELMANN et al. 1981).

Neben den komplizierten Vorgängen im Boden wirken weitere Prozesse des globalen N-Kreislaufes auf die bodenbürtigen N-Reservoirs. In Abbildung 1 sind die wichtigsten N-Zufuhren und N-Verluste vereinfacht aufgezeichnet.

Die Zufuhr von Hof- und Handelsdünger deckt zum grössten Teil die N-Pflanzenaufnahme. Eine quantitative Schätzung des N-Düngerverbrauchs in der Schweiz 1977 zeigt noch die dominierende Stellung des Hofdüngers (Tabelle 2). Von 210 kg N pro ha landwirtschaftlicher Nutzfläche (LN) und Jahr fielen 155 kg N auf Hofdünger, 50 kg N auf Handelsdünger und nur 5 kg N auf Klärschlamm (STADELMANN et al. 1981)

Die dominierende Stellung des Hofdüngers ist als "schweizerischer Sonderfall" anzusehen. In anderen Ländern (z.B. BRD, USA) haben Handelsdünger schon längst die prioritäre Rolle im N-Angebot eingenommen.

Tabelle 2:

N-Düngerverbrauch in der Schweiz im Jahre 1977, aufgeteilt nach einzelnen N-Formen (nach STADELMANN et al. 1981).

| Düngergruppe | kg N/ha LN/Jahr | | | | % des Gesamt-N | | |
|---------------|-----------------|-------|---------------------|--------------------|----------------|---------------------|--------------------|
| | Gesamt-N | org.N | NH_4^- -N* | NO_3^- -N | org.N | NH_4^- -N* | NO_3^- -N |
| Handelsdünger | 50 | 2 | 31 | 17 | 4 | 62 | 34 |
| Hofdünger | 155 | 75 | 80 | 0 | 48 | 52 | 0 |
| Klärschlamm | 5 | 3 | 2 | 0 | 60 | 40 | 0 |
| Gesamt | 210 | 80 | 113 | 17 | 38 | 54 | 8 |

*Inkl. Vorstufen des Ammoniaks wie Harnstoff und Calciumcyanamid

Eine weitere Quelle wirtschaftseigener N-Dünger stellen Ernterückstände, Gründüngungen etc. dar. Mit Gründüngungskulturen wird Nitrat - durch Pflanzenaufnahme in organische N-Formen umgewandelt - vor Auswaschung bewahrt und zu einem späteren Zeitpunkt, nach Einarbeiten in den Boden und erneuter Mineralisation - wieder pflanzenverfügbar gemacht.

Die biologische N-Fixierung überführt atmosphärischen Stickstoff durch vorwiegend symbiontisch lebende Mikroorganismen in pflanzenverfügbare Formen. Solche mit Leguminosen lebende Bakterien produzieren jährlich bis zu 300 kg N/ha (ETTLINGER 1980).

Die asymbiontische N-Fixierung ist stark temperaturabhängig. Bodenfeuchte und leicht mineralisierbare Kohlenstoffquellen sind notwendig. Die jährliche Produktion im gegenwärtigen europäischen Klima liegt zwischen 5 und 10 kgN/ha/J (STADELMANN et al. 1981, NRC 1978, BURNS und HARDY 1975).

Stickstoffverluste im Boden verlaufen auf zwei verschiedene Arten: Einerseits kann Nitrat in die Hydrosphäre ausgewaschen werden oder andererseits in Form gasförmiger N-Verbindungen (N_2 , N_2O , NH_3) in die Atmosphäre entweichen.

Fakultativ anaerobe Bakterien sind für die N-Verluste in die Atmosphäre verantwortlich. Sie reduzieren Nitrat zu Stickstoff (N_2) oder Stickoxiden (N_2O) - Denitrifikation - , wenn der pH grösser als 5 ist, ein tiefer O_2 -Gehalt vorliegt und die Bodentemperatur 60 °C nicht übersteigt (NRC 1978, CRUTZEN 1977, STANDFORD 1975, FOCHT 1974). Je nach Bedingungen betragen die Denitrifikationsverluste 3 kg N_2O -N/ha/J auf offenen Ackerflächen und 55 kg N_2O -N/ha/J auf mineralisch gedüngten Wiesen (HEINEMEYER 1982, VETTER und STEFFENS 1982, HEGE und DIETZ 1982, SCHROEDER und BECKMANN 1982). Die Ammoniakverflüchtigung tritt vor allem beim Gülle-Ausbringen im Spätsommer und Herbst (bis zu 70 %) und im Frühjahr (ca. 10 %) auf. Die Verluste nehmen mit steigender Temperatur, organischem C-Gehalt, Wassergehalt und N-Düngung zu (AMBERGER 1982, SCHROEDER und BECKMANN 1982, VETTER und STEFFENS 1982).

N-Verluste in die Hydrosphäre - Nitrat-Auswaschung - liegen zwischen 1 und mehreren hundert kg N/ha/J auf brachliegenden Moorböden (STADELMANN et al. 1981, FURRER et al. 1982).

Nitrat kann im Gegensatz zum Ammoniumion nicht in Tonmineralien fixiert werden, da die Polarisierbarkeit des Nitrations sehr gering ist. Das Sickerwasser transportiert das im Bodenwasser gelöst vorliegende Nitrat in tiefere Bodenschichten. Sobald die Nitrations Bodentiefen erreicht haben, die für die Pflanzenwurzeln nicht mehr erreichbar sind, können sie nur noch mit Sicker- und Grundwasser aus dem Boden entfernt werden. Durch die Anreicherung im Grundwasser wird das Trinkwasser potentiell gefährdet.

Prinzipiell bestehen zur Verringerung des Nitratgehaltes im Trinkwasser zwei Möglichkeiten:

- Symptombekämpfung durch:
 - Umkehrosmose
 - biologische Denitrifikation
 - Ionenaustausch (KLOTTER 1969).
- Ursachenbekämpfung durch:
 - Verringerung der Nitrat-Auswaschung durch landwirtschaftliche Massnahmen.

Durch Symptombekämpfung werden die Probleme nur verlagert. Vom ökologischen und ökonomischen Standpunkt aus gesehen ist die Ursachenbekämpfung vorzuziehen. In dieser Arbeit wird nur diese Möglichkeit behandelt.

32 Nicht-landwirtschaftliche Einflüsse auf die Nitrat-Auswaschung

Der Stickstoffhaushalt landwirtschaftlicher Nutzflächen ist von vier Quellen geprägt:

- Atmosphärischer Stickstoff (Niederschläge und biologische N-Fixierung)
- Bodenbürtiger Stickstoff (Humus, N-fixierende Tonmineralien)
- Düngerstickstoff (wirtschaftseigener Dünger, organische und mineralische Handelsdünger)

- Stickstoff-Entzug und N-Verluste (Pflanzenaufnahme, Denitrifikation und Nitrat-Auswaschung)

Wie bereits erwähnt, wird Nitrat mit dem perkolierenden Sickerwasser in tiefere Bodenschichten verlagert. Im Spätherbst, Winter und Frühjahr ist die Verdunstung (Evapotranspiration) gering, und Niederschlagsüberschüsse versickern ins Grundwasser. Im Sommer hingegen tritt wegen der erhöhten Evapotranspiration kaum Sickerwasser auf, obwohl in dieser Zeit auch hohe Niederschläge zu verzeichnen sind.

Bodenart und Bodenstruktur haben einen wichtigen Einfluss auf die Auswaschung. Mit Zunahme des Feinkornanteils der Böden nimmt die Nitrat-Auswaschung in der Reihenfolge ab:

Kies > Sand > Lehm > Ton

Die Ursache liegt in der Verringerung der Wasserdurchlässigkeit, der Zunahme der Bodenfeuchte mit dem Feinkornanteil des Bodens und der Verringerung des O_2 -Gehaltes sowie des Redoxpotentials im Wasser.

In Tonböden wird zusätzlich Ammonium festgelegt, und die Denitrifikationsrate erhöht sich. Solche Bodentypen weisen im Gegensatz zu tonarmen und sorptionsschwachen Sandböden eine verringerte Auswaschung auf (OBERMANN 1981).

Die durchschnittlichen Mineralisierungsraten im A_h -Horizont landwirtschaftlich genutzter Böden betragen 5 - 6 mg N/g C_h bei einem C:N-Verhältnis von 12:1 (ULRICH 1978).

Linear mit dem Humusgehalt steigt die mineralisierte Stickstoffmenge, und die Auswaschung nimmt mit Abnahme des Humusgehaltes in der folgenden Reihe ab (OBERMANN 1981, ULRICH 1978):

stark humos > schwach humos > Mineralboden

33 Landwirtschaftliche Einflüsse auf die Nitrat-Auswaschung

Bei den heutigen Ertragsleistungen ist zur Bedarfsdeckung der wachsenden Pflanzen die planmässige Nährstoffzufuhr notwendig. Düngerstickstoff wird in verschiedenen Formen zugeführt:

- | | | |
|---|---|--------------------------|
| - Mineraldünger | } | Handelsdünger |
| - Klärschlamm, Müllkompost | | |
| - organische Dünger (Harnstoff, Blut- und Hornmehl) | | |
| - Hofdünger (Mist, Gülle) | } | wirtschaftseigene Dünger |
| - Gründüngung | | |
| - Ernterückstände | | |

Wirtschaftseigene Düngerstoffe enthalten ebenso wie Komposte oder andere organische Handelsdünger naturgemäss hohe Anteile an organisch gebundenen Nährstoffen. Solche Stickstoff-Formen müssen, um pflanzenverfügbar zu sein, erst mineralisiert werden. Bei einer auf Humuserhaltung ausgerichteten Bodenbewirtschaftung muss soviel organische Substanz wieder zugeführt werden, wie durch mikrobiellen Abbau entzogen wurde. Dieser Gleichgewichtszustand kann folgendermassen beschrieben werden (WELTE und TIMMERMANN 1976):

$$A = km (H_o + A) \quad (1)$$

A = jährliche Zufuhr der organischen Substanz (t/ha) in Form von Wurzelmasse, Ernterückständen, Gründüngung, wirtschaftseigenen Düngemitteln und organischen Handelsdüngern.

H_o = Humusgehalt im Gleichgewichtszustand (t/ha).

km = mittlerer Mineralisationskoeffizient.

A entspricht dem Humusbedarf der gedeckt werden muss, um den Humuspiegel zu halten. Der Mineralisationskoeffizient (km) ist ein Durchschnittswert, der die Mineralisation sämtlicher organischer Substanzen charakterisiert (WELTE und TIMMERMANN 1976). Er ist eine Funktion von Klima, mikrobieller Bodenaktivität und Bodenbearbeitung. Im Gegensatz zu mineralischen Düngern wird solcher Stickstoff dauernd, auch während der Vegetationsruhe, in mineralische Formen umgesetzt. Nach WELTE (1982) leistet heute der Einsatz wirtschaftseigener Dünger unter den üblichen Düngegewohnheiten der Bauern einen grösseren Beitrag zur Grundwasserbelastung als Mineraldünger, da der Ausbringezeitpunkt in vielen Fällen von der Entsorgung des Stapelraums und nicht vom Nährstoffbedarf der Kulturen festgelegt wird.

Bei allen publizierten Untersuchungen fällt auf, dass die Nitrat-Auswaschung landwirtschaftlich genutzter Böden eine grosse Schwankungsbreite aufweist. Unverkennbar ist, dass der Austrag in der Reihenfolge abnimmt (STADELMANN et al. 1981, FURRER 1982, OBERMANN 1981, STAUFFER 1982, STREBEL 1978):

Ackerland > Grünland > Wald

Bei der Beurteilung des Bewuchses auf Ackerland - bei gleichen Bodentypen - ist immer eine Abnahme der Auswaschung in der Reihenfolge festzustellen (FURRER 1980, 1982, OBERMANN 1981):

Gemüse > Hackfrucht > Getreide > Grünland

Der Grund dieser Reihenfolge ist einerseits in der N-Düngung und andererseits in der Bepflanzung, Bodenbearbeitung, durchwurzelte Bodentiefe und dem Bodenbedeckungsgrad zu suchen.

Die grössten Verluste treten auf unbedecktem Brachland und Moorböden (bis 500 kg N/ha/J) auf, während auf ackerbaulich genutzten Gebieten durchschnittlich 50 - 70 kg N/ha/J ins Grundwasser gelangen (PAGEL 1979, MULLER 1977). In der vegetationsarmen Jahreszeit reduzieren Gras, Zwischenfutteranbau, Gründüngung, Raps und in sehr geringem Masse auch Wintergetreide die Nitrat-Auswaschung. Der verringerte Austrag rührt einerseits von der pflanzenbedingten N-Aufnahme und andererseits von der gegenüber brachliegenden Flächen erhöhten Evapotranspiration bepflanztter Felder her. FURRER (1979, 1980) stellte fest, dass der NO_3 -Gehalt auf unbepflanzten Flächen immer grösser als 3.4 mg N/l ist. Auf dichten Grasbeständen führten Güllegaben bis zu 700 kg N/ha/J zu keiner starken Zunahme der Nitrat-Auswaschung (FURRER 1978, 1982). Weiter ist bekannt, dass Raps die Auswaschung im Winter reduziert (WALTHER 1981). Unter üblichen Bedingungen nimmt aber die Auswaschung mit steigender N-Düngung zu. Besonders im Herbst und Winter führen N-Gaben zu erhöhter Auswaschung. Auf ungünstigen Böden, zu ungünstigem Zeitpunkt, beeinflusst die Stickstoffdüngung die Nitrat-Auswaschung stark.

Zur Beurteilung der verschiedenen Einflussgrössen auf den Grad der Nitrat-Auswaschung aus dem Oberboden müssen

- die zeitliche Verteilung des Sickerwassers,
 - die Sickerwassermenge,
 - die Art und Dauer des Bewuchses,
 - der Bodentyp, die Wasserdurchlässigkeit sowie die biologische Aktivität (N-Mineralisierung),
 - die N-Fixierung
 - und die aktuelle Düngung
- bekannt sein.

34 Zur Problematik der N-Bilanzierung grösserer landwirtschaftlich genutzter Gebiete

Die Stickstoff-Auswaschung eines grösseren Gebietes kann mit der Messung von Quellfrachten bestimmt werden, wenn verschiedene Bedingungen erfüllt sind:

- Das Einzugsgebiet der Quellen muss bekannt sein.
- Fremdwassereinflüsse dürfen nicht vorhanden sein.
- Der Oberflächenabfluss muss gemessen werden können oder vernachlässigbar klein sein.

Die Verlagerung des mit dem Sickerwasser ins Grundwasser eingetragene Nitrat erfolgt mit der Grundwasserströmung. Diese ist geprägt von Ueberlagerungen:

- Die Vertikalkomponente entspricht der Strömung aus dem Zutritt von Sickerwasser. Diese bestimmt den N-Eintrag ins Grundwasser-Reservoir.
- Die Horizontalströmung entsteht durch die Randströmung entlang der undurchlässigen Sohlfläche des Grundwasserleiters (OBERMANN 1981).

Im Oberboden können sich Stickstoff-Gradienten durch molekulare Diffusion nur in kleinem Masse ausgleichen. Die hydromechanische Dispersion verläuft dort ausschliesslich in vertikaler Richtung. Hingegen überlagern molekulare Diffusion und hydromechanische Dispersion den Stofftransport entlang der Strömungslinien im Grundwasserleiter. Das Grundwasser-Reservoir darf mit einem "gut durchmischten Reservoir" verglichen werden, sofern die Verweilzeit des Wassers genügend lang ist. Quellwasser grösserer Einzugsgebiete enthalten damit immer Sickerwasser verschiedener Jahreszeiten. Die Quellfracht und der Stoffeintrag zu einem bestimmten Zeitpunkt korrelieren nicht (SIEGENTHALER 1972). Wenn die Nitrat-Auswaschung mittels einer Stickstoffbilanz berechnet und als Quellfracht gemessen wird, müssen folgende Bedingungen erfüllt sein:

- Die Verweilzeit muss annähernd bekannt sein.
- Das System stellt ein "gut durchmischtes Reservoir" dar.
- Die Summe der landwirtschaftlich genutzten Flächen und die Bewirtschaftungsweise dürfen sich in den letzten Jahren nicht stark geändert haben. Namentlich dürfen die Flächenanteile der verschiedenen Kulturen und die Flächenbedeckung im Winter nicht stark variieren.

Neben dem Stickstoff-Eintrag durch Niederschläge und asymbiotische N-Fixierung treten alle weiteren N-Quellen punktförmig auf. Eine horizontale Vermischung punktförmiger N-Quellen im Oberboden findet, wie bereits erwähnt, kaum statt. Das bedeutet, dass sich die Gesamt-N-Bilanz aus der Summe der Teilbilanzen der einzelnen bewirtschafteten Felder zusammensetzt.

35 Zur N-Bilanzierung von Feldversuchen mit Sauglysimetern

Im Boden ist die Entnahme mengenproportionaler Wasserproben schwieriger als im Quellwasser. Der Bodenwasserabfluss wird vom Wassergehalt bzw. der Saugspannung und dem hydraulischen Gradienten gesteuert:

Saugspannung

- sickerfähiges Wasser bis 0.1 at
- leicht verfügbares Wasser 0.1 - 1.0 at
- schwer verfügbares Wasser 1.0 - 15.0 at
- Restwasser 15.0 at

Theoretisch müsste deshalb der Wasserentzug durch Sauglysimeter (Saugkerzen) bei permanent saugspannungsaequivalentem Unterdruck erfolgen. Der entsprechende Aufwand dazu ist gross. Die Menge des

Sickerwassers kann mit leichter zugänglichen meteorologischen Daten genügend genau bestimmt werden.

WARRICK und AMOOZEGARD-FARD (1977) wiesen nach, dass die Extraktionsrate von Sauglysimetern in den meisten Fällen nur von der Saugspannung ausserhalb des Störbereiches der Sauglysimeter abhängt. Der Fluss durch die Filtermembran ist bei hoher Sättigung des Bodenwasserspeichers nahezu proportional der Wasserleitfähigkeit, und der Nitrat-Gehalt des Sauglysimeterwassers entspricht der durchschnittlichen NO_3 -Konzentration des Sickerwassers.

Die Nitrat-Fracht zwischen zwei Messzeitpunkten ist demnach das Produkt der Sickerwassermenge und der NO_3 -Konzentration des Sauglysimeterwassers in einer für die Pflanze nicht mehr verfügbaren Bodentiefe von 120 cm.

Am Sickerwasserfluss sind in unterschiedlichem Ausmass verschiedene Fraktionen des Bodenwassers mit entsprechender Ionenkonzentration beteiligt. Je stärker die Bindung des Bodenwassers durch Adsorptions- und Kohäsionskräfte ist, desto geringer ist die Wasser- und Ionenbeweglichkeit unter dem Einfluss eines gegebenen Gradienten des Bodenwasserpotentials (MAYER 1974).

Da die Haftfestigkeit des Bodenwassers von der Schichtdicke des Adsorptionswassers und vom Kapillardurchmesser abhängt, sind je nach Feuchtezustand verschiedene Bodenwasserfraktionen am Sickerwasser beteiligt. Im Winter bei Bodensättigung und in tieferen Bodenschichten ist der Feuchtezustand annähernd konstant.

Die Ionenkonzentration in der Bodenlösung ist von der Entfernung von der geladenen Oberfläche der Bodenmatrix, d.h. von der Schichtdicke des haftenden Wasserfilms abhängig. Diese unterschiedliche Ionenverteilung im Bodenwasser ist grundsätzlich gegeben, ob das Wasser ruht oder sich bewegt (MAYER 1974).

WARRICK et al. (1977) wiesen nach, dass sich die Aufnahme rate von Sauglysimetern mit steigendem Unterdruck einem konstanten Wert nähert. Der maximale Unterdruck soll dabei -0.8 bar nicht übersteigen. Der Fluss durch den Sauglysimeter ins Unterdruckgefäss ist dabei höher als der Sickerwasserfluss. Letzterer wird in der Umgebung eines Sauglysimeters gestört. Das vom Sauglysimeter vermeintlich aufgenommene Bodenwasser enthält dementsprechend einen unbekanntem Anteil stärker haftenden Bodenwassers mit erhöhter Ionenkonzentration. Wegen der geringen Ausdehnung der diffusen Doppelschicht der NO_3 -Ionen in den haftenden Wasserfilm hinein dürfte die Ionenkonzentration durch die Beimischung stärker haftenden Bodenwassers nur unwesentlich erhöht werden. In Zeiten kleiner Sickerwassermengen und geringer Nitrat-Auswaschung findet trotzdem ein Fluss durch den Sauglysimeter statt. Der Nitrat-Gehalt solchen Sauglysimeterwassers enthält höhere Anteile an stärker haftendem Bodenwasser. Da die Sickerwassermenge in diesem Fall aber klein ist, bleibt der Fehler der Stickstoff-Fracht, das Produkt aus Nitrat-Gehalt und Sickerwassermenge, gering. In Zeiten hoher Niederschläge ist die Wasserentnahme durch Sauglysimeter annähernd mengenproportional, und der NO_3 -Gehalt des Sauglysimeterwassers entspricht einer gewichteten Durchschnittsprobe zwischen zwei Probenahmen. Während der Versickerung verdrängt das Wasser aus höher liegenden Bodenschichten das vorhandene, tiefere Bodenwasser und vermischt sich teilweise mit diesem. Inhomogenitäten im perkolierenden Sickerwasser gleichen sich rasch aus, während in einem entfernteren Bodenhohlraum mit engerem Porendurchmesser Konzentrationsgradienten länger aufrechterhalten werden. Der Nährstofftransport der verschiedenen Ionen wird dabei durch die geladene Oberfläche der Bodenmatrix verzögert. Die Verzögerung (Retention) ist ionenspezifisch (rf-Wert) und für Chlorid und

Nitrat gering. Beim Fehlen einer Wasserbewegung wird das Konzentrationsgefälle nur durch molekulare Diffusion überwunden. Die Nährstoffverlagerung mittels Sickerwasser kann durch Sauglysimeter verschiedener Bodentiefen verifiziert werden. Zusätzliche Analysen von Bodenproben erlauben dann den gesamten anorganischen Stickstoff-Gehalt verschiedener Bodenbereiche zum Zeitpunkt der Sauglysimeter-Probenahme zu erfassen. In Kleinfelduntersuchungen ist die Messung der Stickstoff-Mengen vom analytischen Aufwand her zu rechtfertigen. Änderungen des anorganischen N-Reservoirs werden durch Nitrat-Auswaschung, Pflanzenaufnahme, N-Düngung, Mineralisation und Denitrifikation hervorgerufen.

Auf brachliegenden Feldern (Denitrifikation ≈ 0) kann der zwischen zwei Messungen mobilisierte Stickstoff bilanziert und bei bekannter Mobilisierungsrate auf bedeckten Flächen die Denitrifikationsrate berechnet werden.

$$N_{\text{MOB}} - N_{\text{DE}} = N_{\text{a}(t_2)} - (N_{\text{a}(t_1)} + N_{\text{D}} + N_{\text{NS}} - N_{\text{OUT}} - N_{\text{P}} + N_{\text{AS}}) \quad (2)$$

- $N_{\text{a}(t)}$ = Anorganisches N - Reservoir zur Zeit t
- N_{D} = ausgebrachter Düngestickstoff
- N_{NS} = Niederschlagsstickstoff
- N_{OUT} = ausgewaschener Stickstoff
- N_{P} = durch Pflanze aufgenommener Stickstoff
- N_{AS} = asymbiontisch fixierter Stickstoff ($N_{\text{AS}} = 0$)
- N_{MOB} = Stickstoffmobilisierung
- N_{DE} = Denitrifikation

4 Material und Methoden

41 Geographische Lage und Geländebeschreibung des Projektes "Natlabor Buechberg"

Der Buechberg liegt 8 km nordöstlich von Schaffhausen in der Gemeinde Thayngen. Die Hochfläche (530 m ü. M.) ist ungefähr 150 ha gross. In östlicher, nordöstlicher und südlicher Richtung begrenzen steil abfallende Hänge das Gebiet (Abbildung 2A im Anhang).

Die Untersuchungsfläche "Natlabor Buechberg" befindet sich im östlichen, erhöhten Teil des Hochplateaus. Eine drainierte Geländemulde ("Barzingersee") grenzt das Gebiet gegen Norden ab (Abbildung 2).

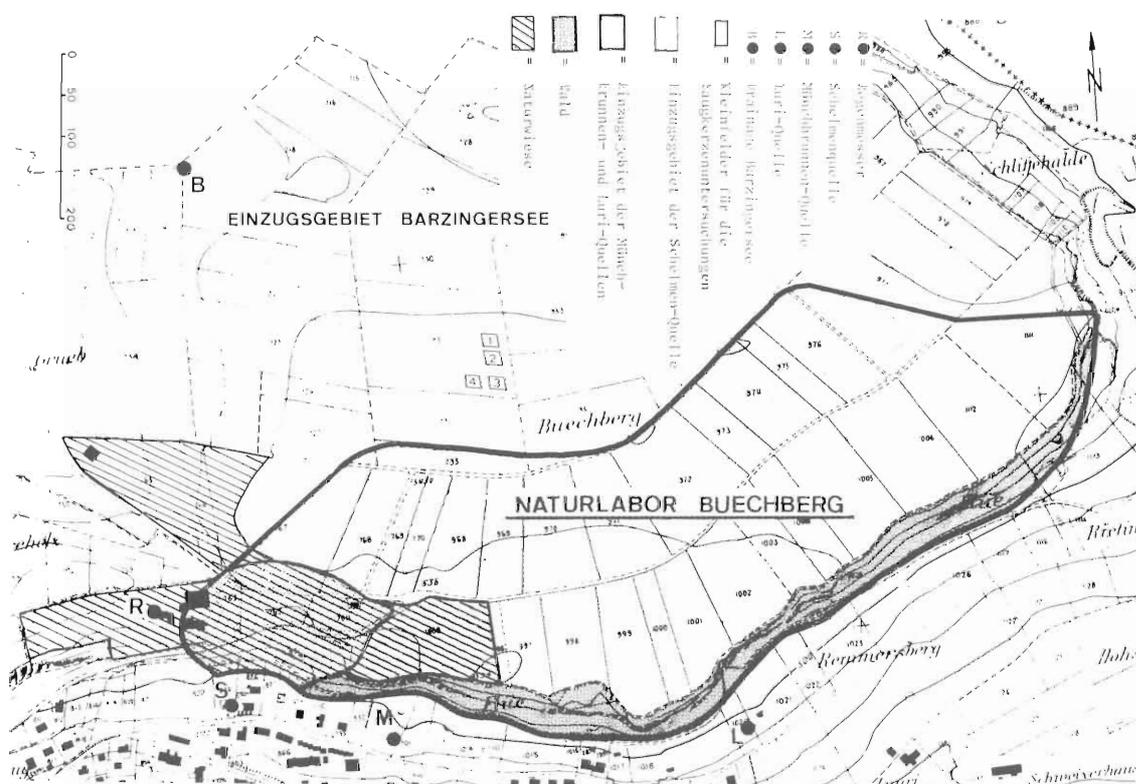


Abbildung 2:

Buechberg bei Thayngen mit Untersuchungsgebiet "Natlabor Buechberg", Einzugsgebiete der verschiedenen Quellen und Felder mit Saugglysimetern (Massstab 1 : 5000).

Am Südhang (495 m ü. M.), ungefähr 30 m unterhalb der Plateau-Oberfläche, entwässern drei Quellen (Buechberg-Quellen) das Naturlabor. Luri (die östlichste Quelle), Münchbrunnen mit drei Zuflüssen (in der Mitte) und Schelme mit zwei Zuflüssen (die westlichste Quelle) haben unterschiedliche Schüttleistungen und Nitrat-Gehalte.

Erste Messungen der Schüttung aller Buechberg-Quellen datieren aus den Jahren 1967 und 1973 (Abbildung 3, nach Messungen der Gemeinde Thayngen).

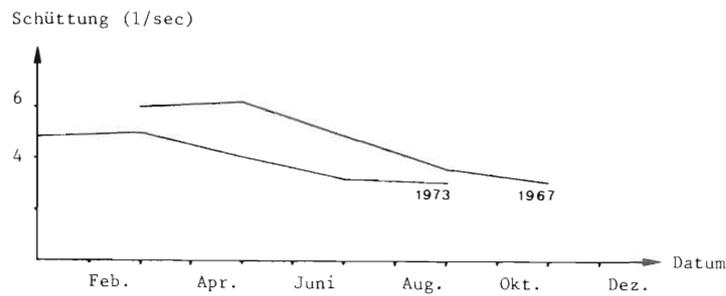


Abbildung 3:
Dreimonatliche Messung der Gesamtschüttung der Buechberg-Quellen 1967 und 1973.

Von April 1978 bis März 1980 wurde die Gesamtschüttung, Gesamtfracht und der durchschnittliche NO_3 -N-Gehalt der Quellen monatlich gemessen (BIEDERMANN 1980).

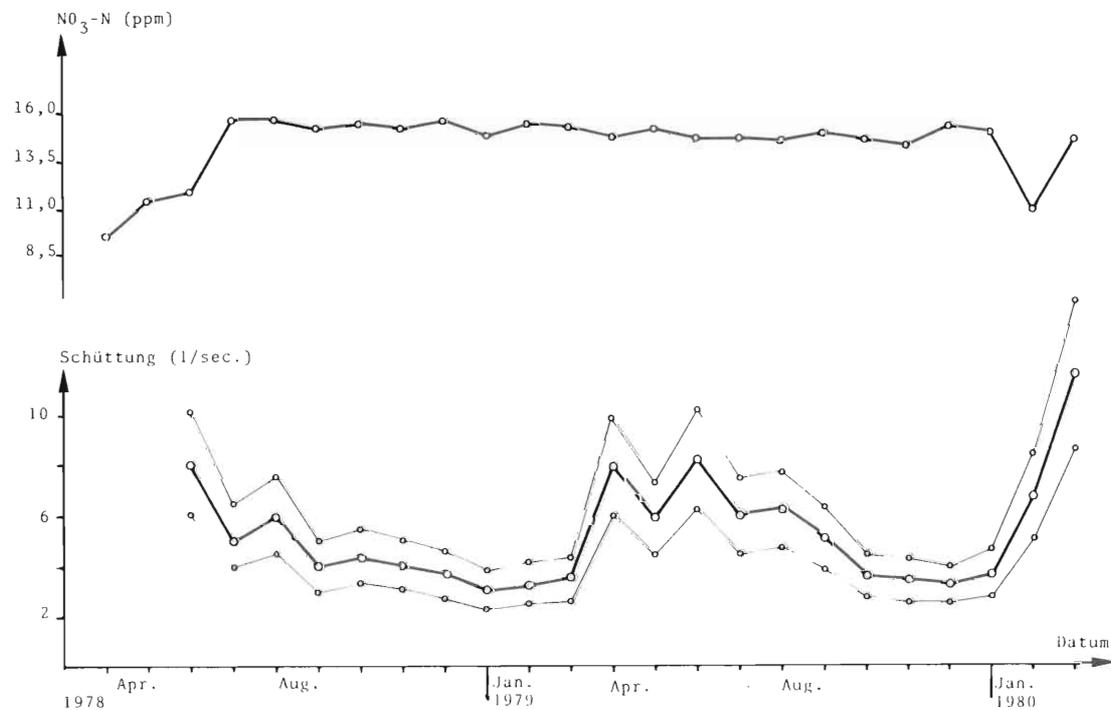


Abbildung 4:
Monatliche Messung der Gesamtschüttleistung mit Fehlergrenzen und durchschnittlicher NO_3 -N-Gehalt der Buechberg-Quellen zwischen April 1978 und März 1980 (nach BIEDERMANN et al. 1980).

Auf der Nord- und Westseite des Buechbergs liegen zwei weitere Quellfassungen, die das übrige Gebiet entwässern.

Am Nordhang liegt das Soogebrännili mit kleiner, jahreszeitlich stark schwankender Schüttung (0.05 - 0.2 l/sec). Der NO_3 -N-Gehalt ist niedrig und konstant. Er bewegt sich zwischen 3.4 und 4.0 mg N/l.

Die Buchetelle-Quelle auf der Westseite entwässert den grossen, tiefer liegenden Teil des Hochplateaus; dem Einzugsgebiet entsprechend bewegt sich die Schüttung zwischen 2.5 und 12.0 l/sec, der NO_3 -Gehalt schwankt von 12.5 bis 14.0 mg N/l. Der Brunnen "Barzingersee" wird mit Drainagewasser der Geländemulde gespiesen; Schüttleistung und NO_3 -Gehalt schwanken stark im jahreszeitlichen Rhythmus.

Die erhöhte Lage des Naturlabors Buechberg gegenüber den Einzugsgebieten Buchetelle-Quelle und Soogebrünnli schliesst Fremdwasser aus.

Auftretende Oberflächenabflüsse können wegen der topographischen Eigenart des Untersuchungsgebietes (Wannenform) das Naturlabor nicht verlassen.

42 Geologie

Der Buechberg gehört geologisch zum Hegaugebiet. Der Ausläufer des Juras - der Randen - liegt 100 bis 300 Meter höher und grenzt westlich an das Hochplateau an.

Der Buechberg Thayngen besteht aus einem Molassefels. Nur an wenigen Stellen wird er direkt aufgeschlossen vorgefunden. Die Auflagerungsfläche des Deckenschotter auf dem Fels ist von Hangschutt und Gehängelehm bedeckt. Der Deckenschotter weist ein geringes Relief auf. Er reicht bei der Münchbrunnen-Quelle auf 510 m ü. M. hinab. Die Obergrenze in Nordost und Südost liegt auf 520 m ü. M.

In Kupplagen besteht nur eine geringe Moränenüberdeckung des Molassefelsens. Die übrigen Gebiete weisen eine zum Teil grundmoränenartig verdichtete, dünne Moränenauflage auf.

43 Pedologie

Die pedologische Untersuchung im Buechberg-Gebiet wurde von der Eidgenössischen Forschungsanstalt für landwirtschaftlichen Pflanzenbau Zürich-Reckenholz durchgeführt (JAEGGLI und PETRASEK 1983).

Das Gelände (69 ha) wurde in die wichtigsten Landschaftsformen unterteilt. Sie stehen in der Regel mit den Bodenprofilmerkmalen in enger Beziehung. Die Unterteilung in Landschaftsformen ermöglichte eine Vorwahl der Bodenprofilstellen. Die endgültige Wahl erfolgte im Gelände. Alle Bodenprofileigenschaften wurden möglichst im Gelände und im Labor bestimmt. Die morphologische Untersuchung und die Laboranalysen führten zu pedologischen und pflanzenbaulichen Kennwerten der Bodenprofile. Durch Gruppierung der Eigenschaftskombinationen entstand die Legende der Kartierungseinheiten. Die Abgrenzung der Kartierungseinheiten erfolgte mit zahlreichen Bohrsondierungen im Gelände. Die Grenzlinien wurden massstäblich auf den Katasterplan 1:5000 gezeichnet (Karte im Anhang, Abbildung 4A).

431 Bodeneigenschaften und Bodenprofile

Der Buechberg wurde aufgrund neun ausgewählter Bodenprofilstandorte bodenkundlich und pflanzenbaulich beurteilt. Die typischen Bodenprofile (Abbildung 3A) sind im Anhang aufgeführt (JAEGGLI und PETRASEK 1983). Die Kartierungseinheiten 1 bis 4 der Bodenprofile entsprechen Böden mit kleiner Wasserspeicherung, geringer Gefügestabilität und grosser Flächenerosionsgefahr. Der Skelettanteil ist meist gross. Diese Böden sind

geeignet für Fruchtwechsel mit Betonung auf Getreide (JAEGGLI und PETRASEK 1983). Die Kartierungseinheiten 5, 6 und 7 der Bodenprofile bezeichnen Böden mit grossem bis sehr grossem Wasserspeichervermögen. Vielfach ist die Sickerfähigkeit des Wassers vermindert. Der Skelettan- teil ist klein, Flächenerosionsgefahr besteht und die Gefügestabilität ist gering. Solche Böden sind vielseitig nutzbar und als Fruchtwechsel- böden sehr geeignet.

432 Bodencharakterisierung anhand der Bodentypen

Die Klassierung der neun ausgewählten Bodenprofile bildete die Grundlage der Bodenkartenlegende (Abbildung 4A im Anhang). Die Klassie- rung in Bodentypen, Untertypen und Lokalformen basiert auf der Boden- kartierungsmethode der FAP-Reckenholz. Die Verbreitung der Bodentypen auf dem gesamten untersuchten Gebiet und im Naturlabor Buechberg geht aus der "Bodenkarte/Wasserhaushalt des Bodens" 1:5000 (FAP 2046) hervor (Abbil- dung 4A im Anhang). In Tabelle 3 sind die flächenmässigen und prozentua- len Anteile der verschiedenen Bodentypen aufgeführt (JAEGGLI und PETRASEK 1983).

Tabelle 3:

Flächen und Prozentanteile der verschiedenen Bodentypen bezüglich der Gesamtfläche Buechberg und bezüglich des Naturlabors Buechberg (JAEGGLI und PETRASEK 1983).

| Bodentyp | Gesamtfläche | | Naturlabor | |
|----------------|--------------|------|------------|------|
| | ha | % | ha | % |
| Regosol | 0.8 | 1.1 | 0.8 | 2.7 |
| Kalbraunerde | 1.9 | 2.8 | 1.9 | 6.3 |
| Parabraunerde | 65.6 | 95.2 | 27.3 | 91.0 |
| Braunerde-Gley | 0.6 | 0.9 | - | - |

In der Legende der "Bodenkarte/Wasserhaushalt des Bodens" (Abbildung 4A im Anhang) sind fünf Einheiten mit gleichem Wasserhaushalt durch Raster hervorgehoben.

Tabelle 4 enthält Angaben über Flächenanteile der Boden/Wasserhaus- halt-Einheiten. Die Kartierungseinheiten 1 bis 4 (mit geringem Wasser- speicherungs- und Filtrationsvermögen) sind vor allem in Kupplagen und am südlichen Plateaurand des Buechbergs anzutreffen. Die Kartierungseinhei- ten 8 und 9 bezeichnen zeitweise grundnasse, bereits drainierte Böden. Sie befinden sich in der Geländemulde des Barzingersees. Die übrigen Ein- heiten 5, 6 und 7 umfassen schwach stauende Böden mit unterschiedlichem, aber meist gutem Wasserspeicherungs- und Filtrationsvermögen.

Als Mass für das Rückhaltevermögen des Wassers ist im wesentlichen die Gründigkeit der Böden verantwortlich. Mehr als 60 % der Fläche des Naturlabors Buechberg bestehen aus Böden mit grossem Filtrationsvermögen. Ungefähr 10 % der Fläche weisen eine geringe Speicherfähigkeit auf.

Tabelle 4:

Kartierungseinheiten, deren Charakterisierung sowie flächenmässige und prozentuale Anteile auf der Gesamtfläche und dem Naturlabor Buechberg (JAEGGLI und PETRASEK 1983).

| Kartierungseinheit | Gesamtfläche | | Naturlabor | |
|---|--------------|------|------------|------|
| | ha | % | ha | % |
| - Ziemlich flachgründige Böden; mit kleinem Filtrationsvermögen, Kartierungseinheit: 1,2 | 2,7 | 3,9 | 2,5 | 9,5 |
| - Mässig tiefgründige Böden; mit mittlerem Filtrationsvermögen, Kartierungseinheit: 3,4 | 15,6 | 22,4 | 7,4 | 27,2 |
| - Tiefgründige bis sehr tiefgründige Böden mit grossem Filtrationsvermögen, Kartierungseinheit: 5,6,7 | 45,3 | 65,8 | 17,3 | 63,6 |
| - Sehr tiefgründige Böden mit kurzzeitig erhöhtem Grundwasserstand, grosses Filtrationsvermögen, Kartierungseinheit: 8 | 5,4 | 7,8 | - | - |
| - Mässig tiefgründige Böden mit zeitweise erhöhtem Grundwasserstand, mittleres Filtrationsvermögen, Kartierungseinheit: 9 | 0,6 | 0,9 | - | - |

433 Wasserdurchlässigkeiten ausgewählter Bodentypen

Die Bodentypen 3, 5 und 7 wurden genauer auf ihre Wasserdurchlässigkeit (k-Wert) untersucht (JAEGGLI und PETRASEK 1983).

Die Abbildungen 5A, 6A und 7A im Anhang zeigen die k-Werte, die Korngrößen- und die Porenverteilung der drei Bodentypen.

Der extrem kleine k-Wert der verdichteten, erodierten Parabraunerde vergrössert sich mit zunehmender Bodentiefe (Abbildung 5A). Im Gegensatz dazu versickert das Wasser der Bodentypen 5 (verdichtete Parabraunerde, Abbildung 6A) und 7 (schwach pseudogleyge Parabraunerde, Abbildung 7A) nach dem A_n-Horizont ziemlich langsam. Der auffallend grosse k-Wert von 13 cm/Tag zwischen 50 - 70 cm des Bodentyps 5 (Abbildung 6A) rührt von einer Störung (Wurmloch) her.

44 Wasserhaushalt

Jedes Grundwasser-Reservoir wird durch das Sickerwasser, die Resultierende aus Niederschlagsmenge und Verdunstung (Evapotranspiration), gespeisen.

$$SW = NS - ET + \Delta R \quad (3)$$

SW = Sickerwasser

NS = Niederschläge

ET = Evapotranspiration

ΔR = Speicheränderung

Zwischen August und Oktober ist der Einfluss der Sickerwassermenge auf die N-Auswaschung noch gering, da der grösste Anteil der Niederschläge verdunstet und der Oberboden meist noch nicht in wassergesättigtem Zustand vorliegt. In dieser Periode können aber noch erhebliche Mengen organischen Stickstoffs mobilisiert werden, der im Winter bei fehlender Bodenbedeckung von der Auswaschung stark bedroht ist.

Die N-Auswaschung brachliegender Flächen zwischen November und April wird durch die Niederschläge stark beeinflusst. Die Böden sind noch meist gesättigt, und die Evapotranspiration ist gering. Je später in dieser Periode Hofdüngergaben erfolgen, umso weniger werden sie ausgewaschen.

441 Niederschlagsmessungen

Die Niederschläge wurden auf dem Buechberg gemessen und mit den Werten der nächstliegenden meteorologischen Station verglichen. Die Messstation Lohn (630 m ü. M.) liegt in Sichtweite 2.4 km westlich des Naturlabors. Die topologischen Gegebenheiten schliessen grosse Niederschlagsdifferenzen aus.

Auf dem Buechberg wurden die Niederschläge mit einem heizbaren Regenmesser (Gertsch, Typ 1518 H3; Krüger u. Co, CH-9113 Degersheim, SG) und mechanischem Trommelschreiber ganzjährig notiert. Der Standort des Gerätes auf der Südwest-Seite des Naturlabors lag ungünstig, die Messstelle Chapf musste aber wegen der notwendigen Heizung so gewählt werden (vgl. Abbildung 2A im Anhang und Abbildung 2).

Die eigenen Niederschlagswerte lagen permanent tiefer als jene der Messstation in Lohn. Im Winter war die Differenz noch grösser als im Sommer. Aus diesen Gründen wurden zur Berechnung des Wasserhaushaltes die zweimal täglich gemessenen Niederschlagswerte der Messstation Lohn verwendet.

442 Evapotranspiration

Niederschläge gelangen indirekt über die Pflanze wieder in die Atmosphäre (Transpiration). Die so verdunstete Wasseraufnahme ist pflanzen-spezifisch und hängt vom Bodenbedeckungsgrad und dem Vegetationsstadium der Kultur ab. Zur Erzeugung von 1 kg Trockensubstanz (TS) benötigen Mais, Getreide, Zuckerrüben und Kartoffeln 300 bis 600 l Wasser, während Grünland- und Futterpflanzen 700 bis 900 l Wasser transpirieren (HASLER und HOFER 1979). Zusätzlich zur Transpiration verdunsten Niederschläge direkt vom Boden (Evaporation).

Die Evapotranspiration ist die Summe der Evaporation und der Transpiration. Sie kann in Wägelysimetern gemessen oder nach verschiedenen Methoden näherungsweise berechnet werden.

Zur Berechnung der Evapotranspiration wurden verschiedene Ansätze geprüft:

- Die landwirtschaftlichen Forschungsanstalten Reckenholz-Zürich und Liebefeld-Bern verwenden zur monatlichen Verdunstungsberechnung langjährige Durchschnittswerte. Die Evapotranspiration (ET) stellt eine Funktion der monatlichen Niederschlagsmenge (NS) dar.

$$ET = f * NS \quad (4)$$

In Tabelle 5 sind die Monatsfaktoren zur Evapotranspirationsbestimmung eingetragen.

Tabelle 5:

Pro Monat evapotranspirierte Niederschlagsmenge in Prozent nach Angaben der Eidgenössischen Forschungsanstalt Zürich-Reckenholz und der Eidgenössischen Forschungsanstalt Liebefeld-Bern.

| | Jan. | Febr. | März | April | Mai | Juni | Juli | August | Sept. | Okt. | Nov. | Dez. |
|------------|------|-------|------|-------|------|------|------|--------|-------|------|------|------|
| Liebefeld | 5% | 10% | 30% | 70% | 100% | 105% | 105% | 95% | 75% | 45% | 20% | 5% |
| Reckenholz | 10% | 10% | 10% | 87% | 87% | 87% | 87% | 87% | 87% | 10% | 10% | 10% |

- Weiter wurden zwei Ansätze geprüft, die zusätzliche meteorologische Daten erfordern. Die automatische Messstation (ANETZ) des landwirtschaftlichen Ausbildungszentrums Charlottenfels bei Schaffhausen (437 m ü. M.) verfügte über die dazu notwendigen Angaben (Abbildung 2A).

4421 Evapotranspirationsberechnung nach PRIMAULT

Verschiedene statistische Berechnungen und vergleichende Studien haben zur Herleitung der vollkommen empirischen "PRIMAULT-Formel" geführt. Sie wurde speziell zur täglichen, 10-täglichen oder monatlichen Verdunstungsberechnung der Schweiz entwickelt.

$$ETP = (1.03 - H) * (SD + 2n) * C * j \quad (3)$$

ETP = potentielle Evapotranspiration

H = mittlere relative Luftfeuchtigkeit

SD = Sonnenscheindauer

n = Anzahl Tage der betrachteten Periode (1, 10 oder 30)

C = Höhenkorrekturfaktor

j = saisonal bedingter Korrekturterm

Die potentielle Evapotranspiration wird aus der mittleren relativen Luftfeuchtigkeit, der Sonnenscheindauer und der Anzahl Tage der berücksichtigten Periode berechnet. Der Höhenfaktor korrigiert die abnehmende Evapotranspiration mit zunehmender Höhe, während der saisonal bedingte Korrekturterm das Fehlen eines Temperatursausdruckes ausgleicht (PRIMAULT, 1981).

4422 Evapotranspirationsberechnung nach PENMAN

Die halbempirische Näherungsformel nach PENMAN (1948) gilt als zuverlässig. Sie wurde von verschiedensten Autoren überprüft (RIJTEMA 1965, 1968) und angewendet (SCHUDEL 1982). Die Berechnung beruht auf der Energiebilanzmethode kombiniert mit der Dampftransportgleichung nach DALTON (RIJTEMA 1965).

Als wesentlicher Ausdruck der verwendeten Verdunstungsformel erscheint die Nettostrahlung (SN). Sie ist die Summe aus kurzwelliger (SK) und langwelliger (SL) Nettostrahlung. Sie beträgt auf einer ebenen Fläche:

$$SN = SK - SL \quad (6)$$

- Der kurzwellige Anteil entspricht der Globalstrahlung abzüglich der Reflektion (Albedowert = 0,8, SCHUDEL 1982). Die Globalstrahlung wird gemessen oder nach BERRY (1964) berechnet.

$$SK = SG * (1 - \alpha) \quad (7)$$

SK = kurzwellige Nettostrahlung

SG = Globalstrahlung

α = Albedowert

- Die langwellige Nettostrahlung (SL) wird nach BRUNT (1939) auf folgende Weise angenähert:

$$S_L = 8.64 * 10^{-4} * \epsilon (273 + T)^4 * (0.56 - 0.052 \sqrt{ea}) * (0.1 + 0.9 rSD) \quad (8)$$

ϵ = Stephan-Boltzmann-Konstante ($5.67 * 10^{-8} \text{ Wm}^{-2} \text{ K}^{-4}$)

T = mittlere tägliche Lufttemperatur (°C)

ea = aktueller Wasserdampfdruck um 13.00 Uhr (mbar)

rSD = relative Sonnenscheindauer (SA / SM)

Die relative Sonnenscheindauer ist gleich dem Quotienten aus astronomisch möglicher (SA) und gemessener Sonnenscheindauer (SM).

- Als zweiter wesentlicher Term der PENMAN'schen Formel erscheint die "Gleichgewichtsverdunstung", ausgedrückt mit einem halbempirischen Dampfdruckterm:

$$EA = f(u) * (es - ea) \quad (9)$$

EA = halbempirischer Dampfdruckterm

es = Sättigungsdampfdruck bei T (mbar)

ea = aktueller Dampfdruck (mbar)

u = Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe (ms^{-1})

- Für eine offene Wasseroberfläche ergab sich nach PENMAN (1948) folgende Formel:

$$f(u) = 0.263 * (1.0 + 0.54 * u) \quad (10)$$

Daraus berechnete PENMAN (1948) die potentielle Evapotranspiration wie folgt:

$$ETP = \frac{\delta}{\delta \cdot \gamma} \cdot S_N / \lambda + \frac{\gamma}{\delta + \gamma} \cdot E_A \quad (11)$$

- λ = Verdunstungswärme von Wasser
- δ = Steigung der Sättigungsdampfdruckkurve (mbar/K)
- γ = Psychrometerkonstante (0.61; mbar/K)

Mit experimentell bestimmten, saisonalen Korrekturfaktoren (k, Tabelle 6) gelingt es, die effektive Evapotranspiration aus der potentiellen Verdunstung zu bestimmen (RIJTEMA 1968, UHLIG 1954).

Tabelle 6:

Monatliche Korrekturfaktoren der potentiellen Evapotranspiration zur Berechnung der effektiven Evapotranspiration (nach RIJTEMA 1968, UHLIG 1954).

| Monate | Korrekturfaktor (k) |
|----------------------|---------------------|
| Mai bis August | 0.8 |
| September, Oktober | 0.7 |
| November bis Februar | 0.6 |
| März, April | 0.7 |

RIJTEMA (1965) modifizierte den Dampfdruckterm (EA). Er bestimmte mit Lysimeteruntersuchungen einen Rauigkeitsparameter $f(z_0, d)$ in Abhängigkeit des Windes und der Pflanzhöhe (Abbildung 5).

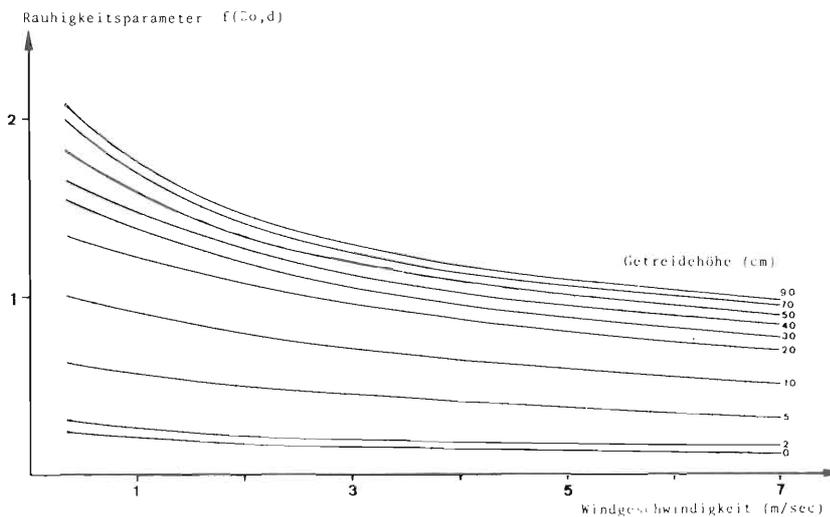


Abbildung 5:

Abhängigkeit des Rauigkeitsparameters $f(z_0, d)$ von Windgeschwindigkeit und Getreidehöhe (nach RIJTEMA 1965).

Die potentielle Evapotranspiration wird durch weitere Einflüsse zusätzlich reduziert. RIJTEMA (1968) führte deshalb einen "Diffusionswiderstand" R_c ($\text{mbar} \cdot \text{d} \cdot \text{mm}^{-1}$) ein, der die Verdunstungsreduktion bei teilweiser Bodenbedeckung, geringer Strahlungsintensität und ungenügender Wasserversorgung schätzt. Auf brachliegenden Flächen reduziert der Bodenbedeckungsgrad die Evapotranspiration (Abbildung 6).

Die Verdunstung (ET) brachliegender Felder wird damit wie folgt berechnet (RIJTEMA 1968, SCHUDEL 1982):

$$ET = k \cdot \frac{\delta + \gamma}{\delta + \gamma (1 + f(z_0, d) \cdot u^{0.75} R_c)} \cdot ETP \quad (12)$$

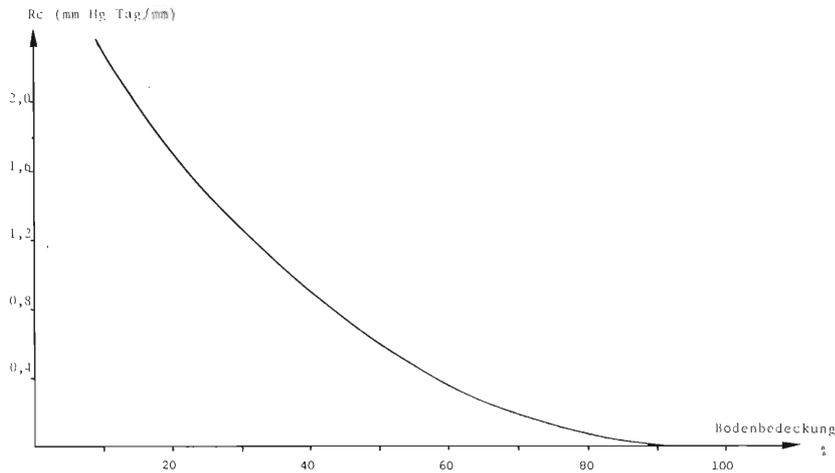


Abbildung 6:

Abhängigkeit des Diffusionswiderstandes (R_c) von der Bodenbedeckung (nach RIJTEMA 1965).

443 Wassergehaltsänderungen im Bodenkörper und Sickerwasserbewegung

Nach KOVACS (1973) kann die Bodenwasserzone in eine untere und eine obere Schicht getrennt werden (Abbildung 7).

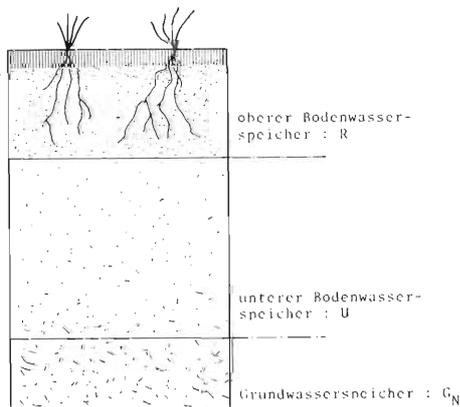


Abbildung 7:

Unterteilung des Bodenkörpers zur Bilanzierung der direkten Grundwasserneubildungsrate (nach BLAU et al. 1983).

Die obere Bodenwasserzone umfasst die durchwurzelten, feinkörnigen Deckschichten. Eingedrungenes Niederschlagswasser versickert oder gelangt durch Evapotranspiration wieder in die Atmosphäre. In der unteren Bodenwasserzone findet nur noch eine Sickerwasserbewegung in Richtung Grundwasserzone statt. Kapillare und horizontale Bewegungen werden vernachlässigt (BLAU et al. 1983).

Das Sickerwasser lässt sich dann folgendermassen berechnen:

$$SW = NS - OA - ET \pm \Delta R \quad (13)$$

ET = Evapotranspiration
 SW = Sickerwasser
 NS = Niederschläge
 OA = Oberflächenabfluss
 R = Inhalt des oberen Bodenwasserspeichers
 ΔR = Speicheränderung R

Mit obiger Gleichung wird der Bodenwasserhaushalt schrittweise bilanziert. Sinnvollerweise beginnt die Bilanzierung bei gesättigtem Speicherzustand, das heisst, wenn die nutzbare Feldkapazität (nF) maximal ausgeschöpft ist. Dieser Zustand ist im Winter erfüllt. Mit einer Listenrechnung kann die tägliche Speicheränderung (R_i) gerechnet werden, wenn die tägliche Niederschlagsmenge und die Evapotranspiration bekannt sind.

Aus diesem Grund wurde zur Berechnung der Verdunstung der von RIJTEMA (1968) eingeführte Diffusionswiderstand für trockene Böden vernachlässigt.

Nach RENGGER et al. (1974) vermindert sich die Evapotranspiration, wenn der Bodenwassergehalt unter 70 % der maximalen Feldkapazität (nF) sinkt.

$$ET_i = \begin{cases} ETP & (\text{für } R \geq 0.7nF) \\ ET_i = ETP(0.2 + 2\frac{R}{nF} - 1.2(\frac{R}{nF})^2) & (\text{für } R < 0.7nF) \\ R & (\text{für } ET_i \geq R) \end{cases} \quad (14)$$

Die tägliche Speicheränderung (R_i) ergibt sich aus der Differenz zwischen der gefallenen Niederschlagsmenge (NS_i) und der effektiven Evapotranspiration (ET_i).

$$R_i = NS_i - ET_i \quad (15)$$

$$R_i = R_{(i-1)} + R_i \quad (16)$$

Die tägliche Sickerwassermenge lässt sich aus dem Vergleich des resultierenden Speicherinhaltes (R_i) mit der maximal nutzbaren Feldkapazität ableiten.

BLAU et al. (1983) führten zur Sickerwasserberechnung eine zusätzliche Bedingung ein, welche Sickerwasserbewegungen bei grösseren einzelnen Niederschlagsereignissen auf ungesättigte Bodenwasserzonen berücksichtigt.

Für solche Ereignisse gilt:

$$SW_i = \begin{cases} R_i - nF & (\text{für } R_i > nF) \\ SW_i = 0.1(NS_i - ET_i) & (\text{für } 0.7nF \leq R_i \leq nF) \\ 0 & (\text{für } R_i < 0.7nF) \end{cases} \quad (17)$$

Die nutzbare Feldkapazität muss in der Regel empirisch bestimmt werden. Sie hängt von der Beschaffenheit der oberen Bodenwasserzone ab (Bodenart, Lagerungsdichte und Pflanzenbewuchs). Für sandige bis stark tonige Böden liegt sie nach RENGER (1980) zwischen 50 und 300 mm.

444 Grundwasserneubildung und Quellschüttung

Der Niederschlagsanteil, der versickert und das Grundwasservorkommen erreicht, bildet das echte Grundwasser. Klüfte und grobe Poren im Boden leiten Niederschlagswasser schneller ins Grundwasserreservoir; auf solche punktförmige Quellen spricht der Grundwasserspiegel schneller an.

Allgemein reagiert der Grundwasserspiegel auf Niederschlagsereignisse bei kleinem Flurabstand schnell und differenziert. Je grösser der Flurabstand ist, desto gedämpfter steigt der Wasserspiegel an und umso verzögerter reagieren Grundwasser und Quellschüttung. Verzögerungen des Schüttanstieges sowie Dämpfungscharakteristiken der Schüttung nach Niederschlägen sind ein qualitatives Mass für die Flurabstände der Quellen.

Sofern keine Fremdeinflüsse auf ein Grundwasservorkommen einwirken, entspricht der Abfluss eines Quelleinzugsgebietes - bei grossem Flurabstand jedoch nur über längere Zeitperioden gemessen - der Grundwasserneubildungsrate durch das Sickerwasser.

445 Verweilzeit des Sickerwassers

Die Verzögerung zwischen Niederschlagsereignis und Ansprechzeit einer Quelle ist nur in wenigen Fällen identisch mit der Verweilzeit. Wie bei allen Grundwasservorkommen stellt das Reservoir ein "gut durchmischtes System" dar, in dem Wasseranteile verschiedener Jahreszeiten, ja sogar verschiedener Jahre miteinander vermischt sind (SIEGENTHALER 1979).

Die Zeitabhängigkeit der $\delta^{18}\text{O}$ -Konzentration des Regenwassers lässt sich zur Altersabschätzung von Grundwasservorkommen ausnützen. Konzentrationsunterschiede sind eine Folge von Isotopie-Effekten, die bei Verdunstung und Kondensation auftreten (SIEGENTHALER 1972). Die jahreszeitlichen Schwankungen liegen im allgemeinen um 10‰, auf dem Buechberg 8‰. Die $\delta^{18}\text{O}$ -Konzentrationen der Buechberg-Quellen waren zeitlich konstant; sie variierten um wenige Zehntelpromille gegenüber der Variation der Niederschläge (Maximum-Minimum, Tabelle 7). Dies zeigte, dass die Quellen stets Niederschlagswasser verschiedener Jahreszeiten führten und dass ihr mittleres Alter nicht unter einem Jahr sein konnte.

Das mittlere Alter liess sich mit dem Exponentialmodell (gut durchmischtes Reservoir) abschätzen (OESCHGER und SIEGENTHALER 1972). Aus der Dämpfung der jahreszeitlichen Variation ergab sich, dass die mittleren unterirdischen Verweilzeiten bei allen Buechberg-Quellen mindestens zwei Jahre, möglicherweise deutlich mehr betragen.

Tabelle 7:
 $\delta^{18}\text{O}$ -Mittelwerte mit Standardabweichungen, $\delta^{18}\text{O}$ -Gehalte der Buechberg-
 Quellen sowie der Niederschläge zwischen Juni 1981 und Juli 1982.

| Quellen Buechberg, Thayngen: $\delta^{18}\text{O}$ -Resultate (in ‰) | | | | |
|--|--------------------|------------|----------------|---------------|
| Datum | Münchbrunnen links | Luri | Schelme rechts | Schelme links |
| 22. 6.81 | -10.35 | -10.10 | - | -10.66 |
| 7.10.81 | -10.15 | -10.19 | -10.55 | -10.74 |
| 18. 1.82 | -10.50 | -10.16 | -10.82 | -10.88 |
| 26. 4.82 | -10.45 | -10.36 | -10.99 | -11.01 |
| 13. 7.82 | - | - | -10.61 | -10.86 |
| 20. 7.82 | -10.28 | -10.36 | -10.60 | -10.84 |
| 28. 7.82 | - | - | -10.61 | -10.83 |
| 16. 8.82 | -10.30 | -10.29 | -10.58 | -10.85 |
| 23. 8.82 | -10.28 | -10.37 | -10.59 | -10.83 |
| 30. 8.82 | -10.34 | -10.28 | -10.61 | -10.84 |
| Mittelwert | -10.33 | -10.26 | -10.67 | -10.83 |
| Standard- abweichung | \pm 0.11 | \pm 0.10 | \pm 0.15 | \pm 0.10 |
| Niederschläge: 15. 6. - 7.10.81: - 8.20 (259 mm) | | | | |
| 19.10. - 16.11.81: -14.90 (65 mm) | | | | |
| 16.11. - 17.12.81: -12.39 (122 mm) | | | | |
| 18.12.81-18. 1.82: -13.01 (64 mm) | | | | |
| 19. 1. - 16. 2.82: -10.18 (15 mm) | | | | |
| 16. 2. - 19. 3.82: -10.31 (37 mm) | | | | |
| 14. 6. - 20. 6.82: - 6.90 (36 mm) | | | | |
| 23. 7. - 26. 7.82: - 8.67 (>65 mm) | | | | |
| Gewogener Mittelwert: | | | -10.62 | |

Aus der Erniedrigung der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte im Winter, verursacht durch Beimischung von $\delta^{18}\text{O}$ -armem Schneeschmelzwasser, liess sich abschätzen, dass die Quellen 10 - 25 % Winterniederschläge führten, die in groben Poren schnell perkolierten.

Der systematische $\delta^{18}\text{O}$ -Unterschied zwischen Schelme und den übrigen Quellen deutete darauf hin, dass bei Schelme die Sommerniederschläge relativ weniger zur Speisung beitrugen als bei den anderen Quellen.

Für einen allfälligen Stop der Nitrat-Auswaschung durch Sickerwasser konnte abgeschätzt werden, dass die Nitrat-Konzentration wie $\exp(-t/2J)$ oder langsamer abnimmt. Eine Abnahme auf 90 % wäre nach 2 - 3 Monaten (oder später), eine Abnahme auf 50 % nach ungefähr 1 1/2 Jahren (oder später) anzunehmen gewesen.

45 Landwirtschaftliche Nutzung des Naturlabors

451 Anbau und Fruchtfolge

Auf dem gesamten Buechberg wurde intensiver, konventioneller Ackerbau betrieben, der in den letzten Jahren - laut persönlichen Angaben der Landwirte - keine Aenderungen erfahren hatte. Naturwiesen bedeckten an der Westgrenze des Naturlabors oberhalb der Schelmenquelle ungefähr 10 % des Untersuchungsgebietes. Mehrheitlich arbeiteten die Landwirte nach einem 10-jährigen Fruchtfolgeplan (Abbildung 8).

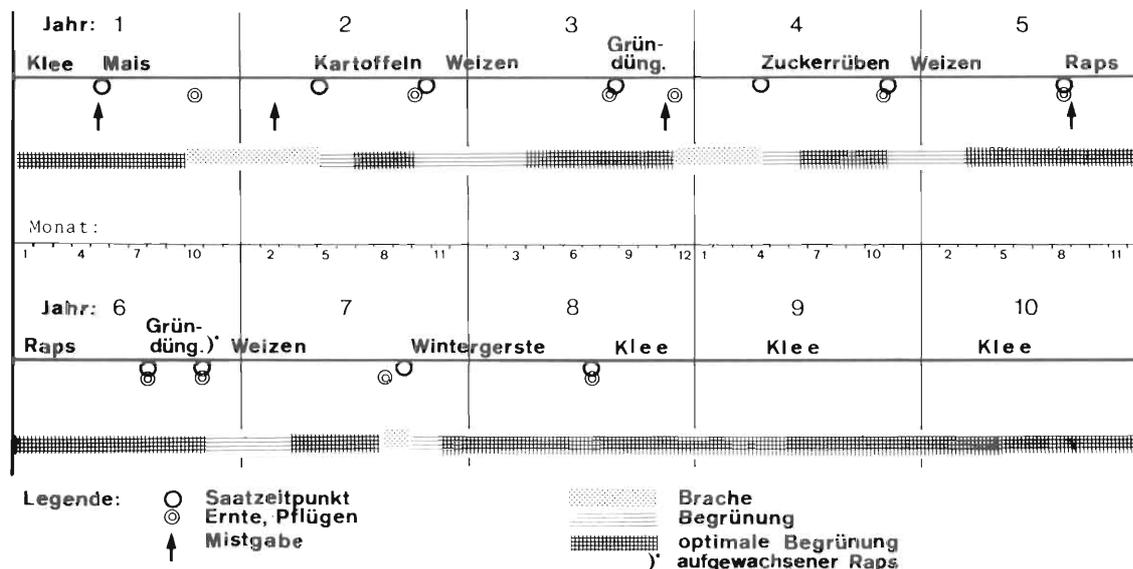


Abbildung 8:
Zehnjähriger Fruchtfolge- und Begrünungsplan

Die 2 1/2 jährige Klee gras- oder Klee-Einsaat wurde von allen Bauern im Naturlabor auf ein halbes Jahr verkürzt. An Stelle der Klee grasmischung wurde meist überwinterndes oder nicht überwinterndes Zwischenfutter angebaut. Dadurch wurden Zuckerrüben und Getreide überdurchschnittlich viel kultiviert. Der geringe Kleeanteil auf dem gesamten Untersuchungsgebiet resultierte aus dem verkürzten Fruchtfolgeplan.

Für die Stickstoffbilanzierung brachte das grosse Vorteile, da die schwierig messbare Denitrifikation auf Klee-Gras und die symbiotische Stickstoff-Fixierung durch Leguminosen vernachlässigbar klein wurde.

452 Datenerhebung zur landwirtschaftlichen Nutzung

Am ganzen Untersuchungsprojekt waren 22 Bauern mit 1 - 8 Feldern (0.5 bis 5 ha) beteiligt. Die Parzellen von 10 Landwirten lagen im Naturlabor Buechberg. Alle Beteiligten arbeiteten auf freiwilliger Basis mit. Ein Bauer im Einzugsgebiet der Buechberg-Quellen verweigerte seine Mitarbeit, ein weiterer erteilte nur sehr unwillig Auskunft.

In halbjährlichen Versammlungen diskutierten die Betroffenen über die Resultate der Untersuchungen und über mögliche Aenderungen in der Bearbeitungsweise.

In jährlichen Erhebungen zwischen 1980 und 1982 (Düngeplan, Abbildung 1A im Anhang) gaben die Landwirte über Düngegewohnheiten (Zeitpunkt, Art der Düngung und Menge), Bodenbearbeitung, Kultur und entsprechende Erträge Auskunft. Auch zur Felderbewirtschaftung in den Wintermonaten wurden Daten eingeholt (Gründüngung, Düngergaben, Einarbeiten von Ernterückständen, Einsaat von Winterkulturen).

Rückfragen zu den Datenerhebungen zeigten eine gute Übereinstimmung mit den "Düngeplänen" bei Handelsdünger, Kulturart, Gründüngung, Bodenbearbeitung und Erträgen von Getreide und Raps; Ertragsangaben zu Silomais, Zwischenfutter, Gras und teilweise Zuckerrüben waren ungenau.

Fehlende Angaben in den jährlichen Datenerhebungen wurden nach erfolgloser Rücksprache bei den betreffenden Landwirten durch die Mittelwerte der Angaben nach HASLER und HOFER (Düngelehre 1979) ersetzt, so auch beim Bauern, der die Mitarbeit verweigerte.

Hofdünger wurden im Gegensatz zu Handelsdünger viel weniger bewusst ausgebracht. So variierten die Angaben nicht nur bezüglich Ausbringungszeitpunkt, sondern auch mengenmässig. Die Berechnung der N-Gehalte von Hofdüngern, Gründüngungen und Ernterückständen erfolgte mit schweizerischen Durchschnittswerten nach HASLER und HOFER (Düngelehre 1979).

Eine Abschätzung der jährlich ausgebrachten Hofdüngermengen mittels Grossvieheinheiten (GVE) war nicht möglich, da alle Bauern zusätzliche Felder bewirtschafteten, die nicht im untersuchten Gebiet lagen. Analytische N-Gehaltsbestimmungen wurden nicht durchgeführt, da die wirklich ausgebrachten Mengen an Hofdüngern (v.a. bei Mist) für den Landwirt schwierig abzuschätzen waren. Zur Berechnung der Stickstoff-Mengen der ausgebrachten Hofdünger wurden deshalb die Richtwerte von HASLER und HOFER (1979) benützt (Tabelle 8).

Der Bauer musste im Düngeplan (Abbildung 1A im Anhang) notieren, ob er Vollgülle, Harngülle, Schweinegülle oder Stapelmist verwendet hatte.

Tabelle 8:

Sichtwerte für Gesamt-Stickstoff (kg N/m³) und kurzfristig wirksamen Stickstoff (kg N/m³) in Hofdüngern (nach HASLER und HOFER 1979).

| Stickstoff | Vollgülle kg N/m ³ | Harngülle kg N/m ³ | Schweinegülle kg N/m ³ | Stapel- mist 1) kg N/m ³ |
|----------------------------|----------------------------------|----------------------------------|--------------------------------------|---|
| Gesamt-N | 5.0 | 6.9 | 5.1 | 3.0 |
| kurzfristig wirksamer N | 3.0 | 6.0 | 3.5 | 1.2 |

1) 1 m³ Mist = 600 kg Mist

Auch den Berechnungen der weiteren wirtschaftseigenen N-Düngeformen (Gründüngungen und Ernterückstände) lagen die Richtwerte nach den Ansätzen von HASLER und HOFER (1979) zugrunde (Tabelle 10). Die Mineralisation von Stoppel- und Wurzelrückständen wurde auf allen Feldern gesamthaft berücksichtigt. Wenn die Bauern alle Ernterückstände einarbeiteten, mussten sie dies in den Düngeplänen vermerken.

Die ertragsbedingten N-Aufnahmen der verschiedenen, im Untersuchungsgebiet angebauten Kulturen sind in Tabelle 9 aufgeführt. Die Daten über durchschnittliche Erträge und Stickstoff-Entzüge wurden der "Düngelehre" von HASLER und HOFER (1979) entnommen.

Tabelle 9:

Stickstoffentzüge (kg N/ha) verschiedener Kulturen bei guten Durchschnittserträgen (dt/ha, nach HASLER und HOFER, 1979).

| Kultur | Ertrag dt/ha | N-Entzug kgN/ha |
|--|-----------------|--------------------|
| Wiesen (intensiv genutzt) Klee-Gras-Mischung hoher Leguminosenanteil | 125 TS* | 290 |
| Weizen Korn | 50 | 140 |
| Stroh | 65 | |
| Gerste Korn | 45 | 125 |
| Stroh | 70 | |
| Hafer Korn | 50 | 130 |
| Stroh | 60 | |
| Raps Korn | 30 | 145 |
| Stroh | 65 | |
| Speise- kartoffeln Knolle | 500 | 300 |
| Kraut | 125 | |
| Futterzucker- rüben Rüben | 800 | 260 |
| Kraut | 400 | |
| Zuckerrüben Rüben | 600 | 260 |
| Kraut | 500 | |
| Körnermais Körner | 70 | 200 |
| Stroh | 90 | |
| Silomais Frischsubstanz | 600 | 230 |
| Erbsen Kerne | 50 | 200 |

*TS = Trockensubstanz

Tabelle 10:

Richtwerte des N-Anfalls (kg N/ha) der verschiedenen Gründüngungen und Ernterückstände bei Durchschnittserträgen (nach HASLER und HOFER 1979).

| Kultur | Anfall kgN/ha | Ernterückstände | Anfall kgN/ha |
|--------------------------------------|------------------|----------------------------|------------------|
| Rübsen | 80 | Rübenblatt | 135 |
| Weisser Senf | 60 | Kartoffel/Erbsen | 125 |
| Wickhafer | 100 | Weizen/Gerste | 37 |
| aufgewachsener | 40 | Hafer | 30 |
| Raps | | Körnermais | 90 |
| Phacelia | 80* | Weizen/Gerste- Stoppeln | 12 |
| Klee-Gras-Mischung (nach Schnitt) | 60 | Maisstoppeln | 17 |

* geschätzt

Die Denitrifikation ist auf Kunstwiesen gross (AMBERGER 1982). Der Anteil solcher Parzellen im Vergleich zur Gesamtfläche des Naturlabors Buechberg war gering, und die Stickstoff-Verluste in die Atmosphäre wurden deshalb nicht berücksichtigt. Die NO_3 -Auswaschung in die Hydrosphäre wurde bereits im Kapitel 44 beschrieben. Die Fracht der Quellen konnte aus der Schüttmenge zwischen zwei Probenahmen multipliziert mit dem arithmetischen Mittel beider NO_3 -Gehalte berechnet werden (NO_3 -Analytik vgl. Kapitel 49).

46 Versuchsanlage der Kleinfelduntersuchungen mit Sauglysimetern

461 Standort und Bodentypen

Die vier Felder mit Sauglysimetern befanden sich im Einzugsgebiet Barzingersee auf der Parzelle 731 (vgl. Abbildung 2), teilweise an leichter Hanglage (<6%).

Jedes Feld bestand aus einem Rechteck mit je drei Sauglysimetern in 70 und 120 cm Bodentiefe. Alle weiteren Angaben gehen aus Abbildung 9 hervor.

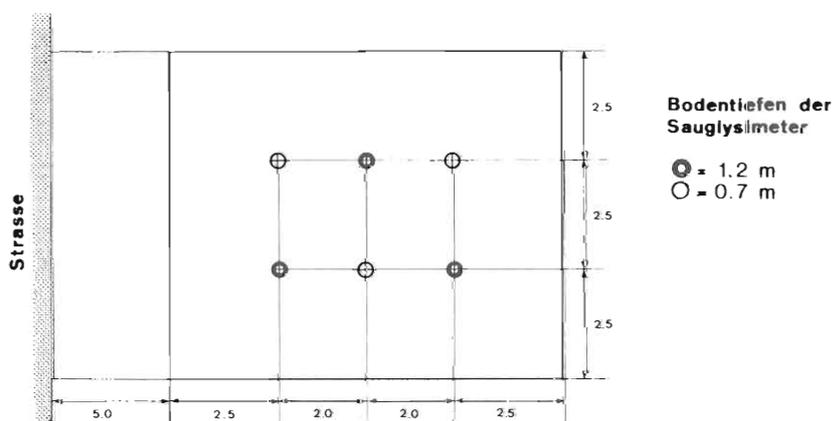


Abbildung 9:

Aufbau, Grösse und Position eines Sauglysimeterfeldes (Angaben in Meter).

In einigen Metern Entfernung der Felder 1 und 2 wurde eine Profilgrube ausgehoben und die k_f -Werte zwischen 0 - 100 cm bestimmt.

- Diese zwei Parzellen (1 und 2) waren tiefgründig und lagen auf einer pseudogleyigen, erodierten Parabraunerde, schwach skeletthaltig mit Lehm auf tonigem Lehm (Karteneinheit 7 in Abbildung 4A im Anhang, Bodentyp 7, Abbildung 3A im Anhang). Die k_f -Werte (Wasserdurchlässigkeit) der Humusschicht waren grösser als 100 cm/Tag. Im Bereich von 25 - 100 cm bewegte sich die Durchlässigkeit zwischen 2.8 - 3 cm/Tag (JAEGGLI 1983). Das Porenvolumen lag zwischen 30 und 40 %, die Porenverteilung ist aus Abbildung 7A im Anhang ersichtlich.
- Die Parzellen 3 und 4 bestanden aus einer sehr tiefgründigen, schwach skeletthaltigen Parabraunerde aus sandigem Lehm auf Lehm. Die Ober-

fläche war horizontal (Kartierungseinheit 5 in Abbildung 4A im Anhang, Bodentyp 5 Abbildung 3A im Anhang). Die Wasserdurchlässigkeit zwischen 25 - 100 cm betrug 1.8 cm/Tag. Entsprechend bewegte sich das Porenvolumen um 20 bis 30 %. Aus Abbildung 6A im Anhang ist ersichtlich, dass vor allem das Porenvolumen von "schwer verfügbarem Wasser" gegenüber dem pseudogleyigen Bodentyp vermindert war. Die erhöhte Wasserdurchlässigkeit zwischen 50 und 70 cm war mit grösster Wahrscheinlichkeit durch die Probenahme bedingt (Wurmloch). Der erhöhte kf-Wert dieser Bodenschicht wurde nicht berücksichtigt.

Der Bodentyp der Parzellen 3 und 4 unterschied sich nur geringfügig von den Parzellen 1 und 2; nur die Wasserdurchlässigkeit war leicht vermindert.

462 Bewirtschaftung der Sauglysimeterfelder

Alle vier untersuchten Parzellen wurden im Herbst 1981 mit Wintergerste bestellt und einheitlich bewirtschaftet. Am 15. Juli 1982 erfolgte die Ernte; auch das Getreidestroh wurde abgeerntet. Am 26. Juli, nach dem Pflügen, erfolgte auf Parzelle 2, 3 und 4 die Einsaat der mehrjährigen Klee-Gras-Mischung (OH23: Hauenstein, Samen AG Rafz, Tabelle 11), während auf Parzelle 1 eine dreijährige Luzerne-Gras-Mischung (OH4, Tabelle 11) ausgesät wurde. Zur Einsaat erfolgte keine N-Düngung.

Tabelle 11a:

Mischungszusammensetzung (kg/ha) der mehrjährigen Klee-Gras-Mischung (OH23) und der dreijährigen Luzerne-Gras-Mischung (OH4) (nach Hersteller: Otto Hauenstein, Samen AG, Rafz ZH).

| Mischungszusammensetzung (kg/ha) | |
|----------------------------------|----------------------------|
| OH4 | OH23 |
| Rotklee (Lucrum): 5 | Rotklee (Lucrum): 11 |
| Luzerne (Franken neu): 15 | Italienisch-Raigras |
| Knautgras (Baraula): 6 | (LIPO 4n, Turilo CH): 16,5 |
| Timothe (Champ, Climax): 3 | |
| Hybrid-Raigras (Manawa): 6 | |

Tabelle 11b:

Anzahl Schnitte, entsprechende TS-Gehalte (%), Erträge (dtTS/ha), Rohprotein (%), N-Gehalt (%) und N-Entzug der Klee-Gras-Mischungen OH4 und OH23 (nach Hersteller: Otto Hauenstein, Samen AG, Rafz ZH).

| Sorte | OH4 | OH23 | OH23 |
|-----------------|-------|-------|-------|
| Schnitte | 4-5 | 3 | 2 |
| TS-Gehalt % | 12-16 | 12-16 | 12-16 |
| Ertrag TS/ha | 115 | 80 | 50 |
| Rohprotein % TS | 20-21 | 20-21 | 20-21 |
| N-Gehalt % TS | 3,3 | 3,3 | 3,3 |
| N-Entzug kgN/ha | 440 | 320 | 220 |

Tabelle 12:

Bodenbewirtschaftungsmassnahmen, Zeitpunkt und N-Düngung der Sauglysi-
meterfelder 1 bis 4 zwischen 15. Juli 1982 und 1. August 1983.

| Zeit | Bodenbewirtschaftungs- massnahmen | Feld 1 kgN/ha | Feld 2 kgN/ha | Feld 3 kgN/ha | Feld 4 kgN/ha |
|----------|--|------------------|------------------|------------------|------------------|
| 15. 7.82 | Einsaat Wiese/Zwischenfutter | OH4 | OH23 | OH23 | OH23 |
| 15. 9.82 | 1. Schnitt | x | x | x | x |
| 3.12.82 | 2. Schnitt | x | x | x | x |
| 4.12.82 | 15m ³ /ha Gülle org. N | 35 | 35 | 35 | 35 |
| | anorg. N | 50 | 50 | 50 | 50 |
| 28.12.82 | 50m ³ /ha Mist org. N | - | - | - | 90 |
| | anorg. N | - | - | - | 60 |
| 30.12.82 | pflügen | - | - | x | x |
| 17. 3.83 | Volldünger 125 kg/ha | 50 | - | - | - |
| 20. 4.83 | 25m ³ /ha Mist org. N | - | - | - | 45 |
| | anorg. N | - | - | - | 30 |
| 25. 4.83 | Harnstoff-Handelsdünger | - | - | 118 | 118 |
| 25. 4.83 | eggen / Mais-Einsaat | - | - | x | x |
| 5. 5.83 | 3. Schnitt | - | x | - | - |
| 11. 5.83 | 20m ³ /ha Gülle org. N | - | 44 | 44 | 44 |
| | anorg. N | - | 66 | 66 | 66 |
| 17. 5.83 | 50m ³ /ha Mist org. N | - | 90 | - | - |
| | anorg. N | - | 60 | - | - |
| 20. 5.83 | pflügen | - | x | - | - |
| 21. 5.83 | Harnstoff (200kg/ha)/NH ₄ NO ₃ | - | 92/44 | -/44 | -/44 |
| 21. 5.83 | eggen / Mais Einsaat | - | x | - | - |
| 15. 7.83 | 3. Schnitt | x | - | - | - |

- Parzelle 1 mit OH4-Mischung wurde als Referenzfeld benutzt. Bewirt-
schaftungs- und N-Düngemassnahmen sind in Tabelle 12 festgehalten.
- Parzelle 2 blieb den ganzen Winter bedeckt. Ende Mai wurde gepflügt und
Mais angesät (vgl. Tabelle 12).
- Parzelle 3 lag im Winter brach; sie wurde am 30. Dezember gepflügt und
erhielt vor dem Pflügen und vor der Mais-Einsaat keine Mistdüngung.
Alle weiteren Massnahmen sind aus Tabelle 12 ersichtlich.
- Parzelle 4 wurde am 30. Dezember gepflügt. Diese Parzelle erhielt vor
dem Pflügen und vor der Maiseinsaat eine Mistgabe. Weitere Daten sind
in Tabelle 12 enthalten.

Die Bewirtschaftung der vier Parzellen führte der Landwirt durch.
Zur besseren Erfassung der Güllegaben wurde der anorganische und organi-
sche N-Gehalt bestimmt. Ausgebrachte Hofdüngermengen schätzte der Bauer
selbst ab, was bei Gülle mit der Anzahl gefüllter Druckfässer einfach, im
Falle der Mistgaben ziemlich schwierig war.

47 Versuchsaufbau zur Bestimmung des Rückhaltevermögens von Nitrat an Bodenpartikeln einer Parabraunerde

Die Nitratauswaschung eines Bodens wird durch das Rückhaltevermögen der Nitrationen an den Bodenpartikeln und durch die Versickerungsgeschwindigkeit bestimmt. Die Retention (Rückhaltevermögen) beruht auf zwei verschiedenen bodenphysikalischen Vorgängen:

- Die Wechselwirkung zwischen Bodenpartikeln und geladenen Teilchen ist verschieden stark. Je stärker diese ist, umso grösser wird die Retentionszeit, und der rf-Wert verringert sich (rf-Wert = Volumen des Lösungsmittels / Volumen des Lösungsmittels für eine bestimmte Strecke des Ions).
Die Retention von Kationen an Bodenpartikeln ist im allgemeinen gross (z.B. NH_4^+ an Tonmineralien). Im Gegensatz dazu werden Anionen (NO_3^- , Cl^-) sehr viel weniger stark adsorbiert.
- Die Diffusion in einer Bodenschicht ist abhängig von der Ionenbeweglichkeit. Diese ist für alle Ionen sehr klein (ausgenommen Protonen). Der Ausgleich eines Konzentrationsgradienten zwischen Haft- und Sickerwasserporen verläuft zum grössten Teil durch molekulare Diffusion, ein sehr langsamer Vorgang.

In Laborversuchen wurden die relativen rf-Werte von Nitrat bestimmt, welche mit im Feld ("ungestörte Bodenproben") ermittelten Werten korreliert wurden. Sofern die kf-Werte (Wasserdurchlässigkeit) an ungestörten Bodenproben bekannt waren, konnte anhand der relativen rf-Werte die effektive Auswaschgeschwindigkeit berechnet werden.

- Versuchsaufbau

Zur Untersuchung des rf-Wertes wurden getrocknete (105 °C) und gesiebte (Maschenweite 1.5 mm) Bodenproben in eine Chromatographie-Säule (Durchmesser 2.17 cm) gefüllt. Die Glasfritte wurde 3 mm hoch mit ausgeglühtem Seesand (Merck 7712) überschüttet, danach die Bodenprobe eingefüllt und mit 10 mm Seesand zugedeckt. Zur Verhinderung bakterieller Aktivität wurde als Eluent entionisiertes Wasser mit 0.02 % Merthiolat (71230 Fluka, Buchs) verwendet. Die Fraktionsvolumina wurden gemessen und deren NO_3^- -Gehalt mittels HPLC bestimmt (vgl. Kapitel 493).

- Bestimmung des rf-Wertes durch Zufügen von Nitrat

Zur Bestimmung der relativen Retentionszeit von Nitrat bezüglich Wasser musste das relative Porenvolumen und die perkolierte Wassermenge zwischen NO_3^- -Zudosierung bis zum Erscheinen des NO_3^- -Peaks gemessen werden. Das vorhandene Nitrat wurde mit Wasser ausgewaschen, in zirka volumenaquivalenten Fraktionen gesammelt und Volumen sowie NO_3^- -Gehalt bestimmt. Sobald der NO_3^- -Gehalt genügend tief war - nach 4 1/2 Tagen -, wurde 25 mg NO_3^- (91 kg N/ha) gelöst in 1 ml H_2O auf die Oberfläche getropft. Nach dessen vollständiger Versickerung wurde weiterhin mit Wasser eluiert und die NO_3^- -Konzentration gemessen. Am Ende des Versuchsablaufes wurde die Säule in wassergesättigtem Zustand gewogen und nachher bei 105 °C getrocknet. Die Gewichts Differenz zwischen wassergesättigtem und trockenem Zustand entsprach dem relativen Porenvolumen.

- Bestimmung des rf-Wertes durch Aenderung des Elutionsmittels

Die in Chromatographie-Säulen eingefüllten Bodenproben wurden mit entionisiertem Wasser und 0.02 % Merthiolat ausgewaschen und nach jeweils 20 Minuten Volumen und NO_3^- -Konzentration bestimmt. Nach 11 Stunden wurde eine Elektrolyt-Lösung (1%-ige $\text{KAl}(\text{SO}_4)_2$, Merck 1047) als Elutionsmittel verwendet und weiterhin während 24 Stunden alle 20 Minuten Volumina und NO_3^- -Konzentrationen bestimmt.

Nach Abschluss des Versuches bestimmte man das Porenvolumen in der oben beschriebenen Weise.

48 Methode zur Bestimmung der Ionenkonzentration in Abhängigkeit der Haftfähigkeit des Wassers an den Bodenpartikeln

Sauglysimeter messen in Wirklichkeit nicht die effektive Nitrat-Konzentration des Sickerwassers, da sie Bodenwasser bis zu einer Saugspannung von -0.5 bar entziehen können, während die Saugspannung des versickernden Wassers maximal -0.1 bar beträgt. Vergleiche der NO_3 -Konzentrationen von Bodenproben und Sauglysimeterwasser ergeben aus diesem Grund immer höhere Nitrat-Konzentrationen der Bodenproben (SCHARPF 1977).

Bei der Verwendung von entionisiertem Wasser als Elutionsmittel in Bodenproben werden NO_3 -Ionen aus dem stark haftenden Wasser (Rest- oder Haftwasser) nur teilweise - wenn überhaupt - extrahiert. Im Gegensatz dazu gelingt es mit einer Elektrolyt-Lösung, die gesamte NO_3 -Fracht der Bodenprobe zu erfassen. Die so gemessene NO_3 -Konzentration der Bodenlösung müsste demzufolge höher sein als im Falle von entionisiertem Wasser als Eluent. Wenn zusätzlich der NO_3 -Gehalt des Sauglysimeterwassers bekannt ist, kann mit den drei Messwerten approximativ eine NO_3 -Konzentrationskurve in Abhängigkeit der Haftfähigkeit des Wassers an den Bodenpartikeln gezeichnet und der NO_3 -Gehalt des Sickerwassers angenähert werden.

Da die zu erwartenden NO_3 -Konzentrationsunterschiede der beiden Aufbereitungsarten (mit und ohne Elektrolyt) sehr klein sind, musste die Probenaufbereitung verfeinert werden:

- Die NO_3 -Bestimmungen mit entionisiertem Wasser wurden zweifach mit unterschiedlichen Wasserzusätzen (200 und 400 ml) durchgeführt, während die totale Nitrat-Konzentration mit einer 1 %-igen Elektrolytlösung (Alaun) dreifach bestimmt wurde:
 - Zugabe von 200 ml Elektrolytlösung oder
 - Zugabe von Alaun (2 g respektive 1 g) zu den zuerst mit entionisiertem Wasser geschüttelten Proben.
- Nach der Probenaufbereitung (2 Stunden schütteln) wurden alle Bodensuspensionen gesiebt (Maschenweite 1.5 mm) und die erhaltenen NO_3 -Konzentrationen auf 100 g Boden trocken und gesiebt umgerechnet.
- Der NO_3 -Gehalt jeder Probe wurde dreifach gemessen; die Messungen wurden 12 Stunden später nochmals wiederholt.
- Die Gewichtsbestimmung wurde dreifach durchgeführt. Zur Wassergehaltsbestimmung von leicht und schwer verfügbarem Wasser wurden die Proben bei 105°C getrocknet. Durch zusätzliches Erhitzen auf 190°C konnte der Restwassergehalt bestimmt werden. Nach der Gewichtsbestimmung wurden die Proben gesiebt und die Wassergehalte auf 100 g Boden (trocken, gesiebt) umgerechnet.

49 Probenahme und Analytik

491 Probenahme der Quellwasser

Die Quelluntersuchungen dauerten von Anfangs Mai 1980 bis Ende Juli 1983. Schüttmessungen und Probenahmen zur NO_3 -Bestimmung erfolgten wöchentlich bei allen Buechberg-Quellen (Luri, Münchbrunnen, Schelme) und beim Brunnen Barzingersee (Drainagewasser).

Tägliche Probenahmen nach heftigen Niederschlägen zwischen 24. Juli und 16. August 1982 bei drei Quellen (Schelme, Barzingersee und Münchbrunnen) zeigten, dass wöchentliche Probenahmen zur Messung der jährlichen Schütt- und Frachtmengen genügten. Kurzzeitige Änderungen

der Schüttleistung und der Nitratkonzentrationen wurden mit wöchentlichen Messungen genügend genau erfasst.

Tabelle 13:

Messvolumina (V) und minimale Messzeit (t) zur Berechnung der Schüttleistung ($\bar{\phi}$) der Buechberg-Quellen sowie entsprechende maximale Fehler ($\Delta V, \Delta t, \Delta \bar{\phi}$) in Prozent.

| Quelle | Volumen (Liter) | ΔV % | Zeit sec. | Δt % | $\Delta \bar{\phi}$ % |
|--------------|-----------------|--------------|-----------|--------------|-----------------------|
| Schelme | 20 | 2 | 50 | 0.5 | 2.5 |
| Münchbrunnen | | | | | |
| links | 224 | 1 | 50 | 0.5 | 1.5 |
| rechts | 100 | 1 | 50 | 0.5 | 1.5 |
| Luri | 540 | 1 | 50 | 0.5 | 1.5 |
| Barzingersee | 5 | 3 | 50 | 0.5 | 3.5 |

Die Schüttleistungen der verschiedenen Quellen wurden in den Brunnenfassungen gemessen. Die Absetzbecken wurden entleert und die Auffüllzeit eines bekannten Volumens bestimmt. Die Messzeit lag durchwegs über 50 Sekunden. Tabelle 13 zeigt die minimalen Volumina und die entsprechenden maximalen Fehler in Prozent.

Zur Berechnung der Schüttmenge wurde die Zeit zwischen zwei Probenahmen mit dem arithmetischen Mittel der entsprechenden Konzentrationen und Schüttleistungen multipliziert.

492 Sauglysimetereinbau und Probenahme

Sauglysimeter

Die Sauglysimeter (P80, Tensiometerzelle 6.5 x 3.5 x 83 mm; staatliche Porzellan-Manufaktur Berlin, 1000 Berlin 12) waren aus Porzellan gefertigt. Ein Nylonschlauch (Durchmesser 3.0 x 2.0 mm; PA12 Cellpack, Wohlen AG), mit Araldit in die Sauglysimeter eingeklebt, verband die Tensiometerzelle mit der Wasserflasche.

Die braunen 1-Liter-Wasserflaschen wurden mit einem 2-Loch-Gummi-stopfen verschlossen, wovon an einem Loch der Sauglysimeter angeschlossen war. Am anderen Ausgang konnte mit einer "umgekehrten" Fahrradpumpe mit Manometer ein Unterdruck von -0.8 bar in der Wasserflasche eingestellt werden.

An den vorgesehenen Stellen im Sauglysimeterfeld wurden vorsichtig mit einem Chromstahlstab (Durchmesser 7.5 x 1400 mm) 70 oder 120 cm tiefe Löcher vorgebohrt. Die Neigung zur Vertikalen betrug ungefähr 20°. Die Sauglysimeter wurden in ein Eisenrohr (Durchmesser 7.5 x 4.5 x 1400 mm Länge) geschoben, das am unteren Ende auf einer Länge von 3.5 cm auf einen Innendurchmesser von 6.5 mm aufgebohrt worden war. Die Sauglysimeter wurden mit dem Eisenrohr vorsichtig bis auf die vorgebohrte Tiefe abgesenkt und dann zusätzlich 5 cm in den Boden gedrückt. Nun konnte das Eisenrohr wieder aus dem Loch gezogen werden, während der Sauglysimeter im Boden stecken blieb.

Bei allen Einbaustellen der Sauglysimeter waren zuerst mit einem Spatel vorsichtig 30 cm tiefe Löcher ausgehoben und darin Metallbecher

(Durchmesser 5 x 7 cm Höhe) mit einem Loch im Boden versenkt worden. Durch das Loch führte der Nylonschlauch an die Oberfläche. Nach dem Sauglysimetereinbau wurden die Löcher wieder vorsichtig (Bodengefüge) zuge- schüttet.

Während dem Pflügen konnten so die Nylonschläuche in den Metallbe- chern vergraben und später erneut ausgegraben werden. Durch das Aufgraben und den schrägen Einbau der Sauglysimeter gelang es weitgehend, die Perkolatation entlang den Nylonschläuchen zu verhindern.

Der Nitratgehalt des Sickerwassers wurde in der Zeit vom 10. August 1982 bis zum 26. Juli 1983 gemessen. Der Unterdruck der Wasserflaschen wurde wöchentlich auf -0.8 bar eingestellt; dreiwöchentlich wurden die Wasserflaschen ausgewechselt. Zur Stabilisierung des Bodenwassers dienten 2 ml einer 60-prozentigen H_2SO_4 -Lösung (Merck 731). Alle Wasservolumina, die kleiner als 20 ml waren, wurden nicht analysiert. Der pH aller Boden- wasserproben, auch bei maximaler Menge, überstieg den Wert 1.5 nie.

Im Labor wurde die Wassermenge gemessen, mit 60-prozentiger KOH (Merck 5033) auf einen pH zwischen 3 und 6 eingestellt und mit einem 0.45 μm -Filter (Millipore) zur NO_3 -Bestimmung vorbereitet.

Bodenproben

Mit Bodenproben wurde der NO_3 -Gehalt des Sauglysimeterwassers über- prüft. Das Bohrgerät bestand aus einem 1.25 m langen Eisenrohr (Aussen- durchmesser 21 mm), an dessen einem Ende ein nahtloses Werkzeugstahlrohr (W.H.4301, Durchmesser 26.7 x 21.0 mm (Innen) x 300 mm Länge; Sandvik AG 8957 Spreitenbach) angeschweisst war. Abbildung 10 zeigt das Bohrgerät im Längs- und Querschnitt.

Alle Kanten der Schneide waren geschliffen. Für die Probenahmen wurde das Bodenprofil in 3 Abschnitte (0 - 40 cm, 40 - 80 cm, 80 - 120 cm) unterteilt. Die Bodenproben wurden sofort in Plastiksäcke ver- packt, während der Probenahme in einer Kühlbox aufbewahrt und bis zur Aufbereitung tiefgekühlt.

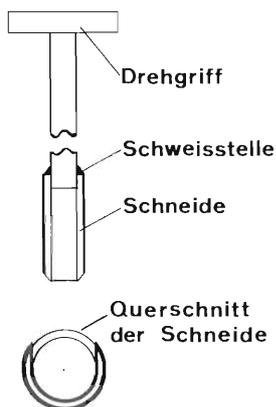


Abbildung 10:
Aufbau des Bohrgerätes im Längs- und Querschnitt.

Die Proben wurden am folgenden Tag mit einem Hammer zerkleinert, grössere Steine (Durchmesser >5 mm) entfernt, von Hand homogenisiert und gewogen. 100 g wurden im Wärmeschrank bei 105 °C getrocknet, weitere 100 g mit 400 ml entionisiertem Wasser versetzt, zwei Stunden auf der Schüttelmaschine stark geschüttelt und darauf eine Stunde im Kühlschrank stehen gelassen. In dieser Zeit konnte sich der grösste Teil der Boden- partikel absetzen. Von der überstehenden Lösung wurden 10 ml mit je 1 ml Carrez I und Carrez II geklärt, auf 20 ml aufgefüllt, mit einem Falten- filter und zusätzlich mit einem 0.45 μm Filter (Millipore) von

verunreinigenden Partikeln befreit. Die so vorbereitete Lösung war zur NO_3 -Bestimmung bereit.

493 Nitrat-Analytik

Alle Nitratgehalte wurden nach einer neueren Methode mit Hochdruck-Flüssigkeitschromatographie (HPLC) bestimmt (LEUENBERGER et al. 1980).

Diese Analysenmethode hatte den Vorteil, dass die Aufbereitung verschiedenartiger Proben sehr einfach und die Selektivität viel besser als in allen anderen publizierten Analysenmethoden war. Die Nachweisgrenze lag ungefähr bei 10 ng Nitrat, die Analysendauer betrug 7 Minuten.

Eine HPLC-Pumpe (Serie 3B, Perkin-Elmer, Küsnacht) mit automatischem Probengeber (ISS-100, Perkin-Elmer, Küsnacht) wurde mit einer Stahlsäule (μ -Bondapak NH2 10 μm Korngrösse, Durchmesser 4.0 mm ID, Länge 30 cm; Waters Assoc.) verbunden. Die Detektion erfolgte mit einem Photometer bei 210 nm (LC-55, Perkin-Elmer, Küsnacht). Die Integration und Auswertung erfolgte mit einem Computer (Sigma 10B, Perkin-Elmer, Küsnacht). Als mobile Phase wurde eine 1%-ige Phosphatpuffer-Lösung verwendet (10 g/l KH_2PO_4 , Merck 4873), die auf einen pH-Wert von 3.07 eingestellt worden war (ungefähr 0.5 ml 85%-ige H_3PO_4 , Merck 573).

Folgende Test- und Standardlösungen wurden zur Aufbereitung verwendet:

- Die NO_3 -Testlösung (10 mg/l oder 5 mg/l) wurde aus einer 1000 mg/l Lösung (1629 mg/l KNO_3 , Merck 5063) hergestellt.
- Carrez I-Lösung: 15 g $\text{K}_4\text{Fe}(\text{CN})_6$ (Merck 4984) gelöst in 100 ml H_2O .
- Carrez II-Lösung: 30 g ZnSO_4 (Merck 8883) gelöst in 100 ml H_2O .

Der Nitratgehalt der verschiedenen Lösungen wurde jeweils zwei-, bei Bodenproben dreimal bestimmt. Die Differenz der Nitratkonzentration musste kleiner als 5 % sein, ansonsten wurde die Analyse wiederholt.

Zur Umrechnung der Analysenergebnisse der Bodenproben in kg N/ha musste die Lagerungsdichte der Böden gemessen werden. In einer Durchschnittsprobe von 4 Einstichen pro Sauglysimeterfeld wurde auf allen Untersuchungsparzellen eine Dichte (ρ_L) von $1.4 \pm 0.1 \text{ g/cm}^3$ gefunden.

494 Ammonium-Analytik

Der NH_4 -Gehalt von Bodenproben, Gülle und Sauglysimeterproben wurde photometrisch bei 690 nm (Spectrometer Coleman 575, Perkin-Elmer, Küsnacht) mit dem Analysen-Set "Ammonium" (Spectroquant No. 14572, Merck Darmstadt) nach der Bertholet-Reaktion bestimmt.

Bei Gülle- und Bodenproben wurden 30 ml mit 4 ml 20%-iger KOH (Merck 5033) versetzt und über Nacht in den Kühlschrank gestellt. Anderntags wurden 10 ml dekantiert, und entsprechend der Analysenvorschrift die Ammoniumgehalte bestimmt. Sauglysimeterwasser wurde nur untersucht, wenn der NH_4 -Gehalt der Bodenprobe zwischen 40 und 80 cm Tiefe grösser als 2.5 kg N/ha war; im Sauglysimeterwasser konnte nie Ammonium nachgewiesen werden.

Die Nachweisgrenze der Methode lag bei 0.03 mg/l NH_4 ; dies entspricht einem NH_4 -N-Gehalt von 1.3 kg N/ha (Lagerungsdichte (ρ_L) = 1.4 g/cm^3).

5 Resultate der Untersuchungen im gesamten Naturlabor Buechberg

51 Wasserhaushalt

511 Wasserbilanz

- Niederschläge

Für die Gesamtbilanz des Naturlabors wurden monatliche Niederschlagssummen benützt. Sie sind in Tabelle 14 für die Jahre 1978 bis 1983 zusammengefasst.

Tabelle 14:

Monatliche, jährliche und halbjährliche (Sommer: 1.4. - 30.9. und Winter: 1.10. - 31.3.) Niederschlagsmengen in den Jahren 1978 bis 1983 und durchschnittlich gefallene monatliche Niederschläge in der Zeit 1901 bis 1961.

| Monat | 1978 mm | 1979 mm | 1980 mm | 1981 mm | 1982 mm | 1983 mm | Durchschnitt 1901-1966 mm |
|--------------------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|---------------------------------|
| Januar | - | 73.1 | 120.7 | 99.6 | 109.2 | 79.3 | 66 |
| Februar | - | 81.5 | 82.1 | 29.1 | 16.3 | 49.5 | 55 |
| März | - | 111.3 | 76.3 | 60.4 | 66.9 | 50.1 | 55 |
| April | - | 94.7 | 51.6 | 9.5 | 19.1 | 136.4 | 60 |
| Mai | - | 35.4 | 53.5 | 105.3 | 55.9 | 147.0 | 77 |
| Juni | - | 58.7 | 113.3 | 72.8 | 101.7 | 70.6 | 96 |
| Juli | - | 64.6 | 136.6 | 104.3 | 206.6 | 21.1 | 92 |
| August | 139.0 | 90.2 | 62.4 | 63.5 | 113.1 | 95.4 | 92 |
| September | 38.2 | 102.0 | 24.6 | 81.5 | 42.1 | 77.4 | 75 |
| Oktober | 49.2 | 38.3 | 121.0 | 162.4 | 136.8 | - | 60 |
| November | 9.0 | 113.1 | 42.9 | 64.3 | 47.5 | - | 61 |
| Dezember | 174.6 | 120.6 | 46.2 | 266.1 | 151.8 | - | 66 |
| Jahressumme | - | 983.7 | 931.2 | 1118.8 | 1067.2 | - | 855 |
| Halbjahressumme 1. Apr.-30. Sept. | - | 445.9 | 442.0 | 436.9 | 538.5 | 548.2 | 492 |
| Halbjahressumme 1. Okt.-31. März | 498.7 | 551.1 | 399.2 | 685.2 | 515.0 | - | 363 |

- Evapotranspiration

Für die Zeitperiode vom 1. August 1982 bis 31. Juli 1983 standen alle meteorologischen Daten zur Verfügung, die zur Berechnung der Evapotranspiration nach den verschiedenen Ansätzen nötig waren (vgl. Kapitel 44). Da bekannt ist, dass die von Primault vorgeschlagene Formel in anderen Untersuchungen zu geringe Verdunstungswerte ergab (SCHUDEL 1982, BLAU et al. 1983), interessierte es unter anderem, ob diese Berechnungsart für das untersuchte Einzugsgebiet der Buechberg-Quellen zufriedenstellende Resultate liefern würde. Weiter sollten die von den Forschungsanstalten Reckenholz-Zürich und Liebefeld-Bern geschätzten Transpirationskoeffizienten sowie die daraus resultierenden Evapotranspirationen mit den anderen Ansätzen verglichen werden.

In Abbildung 11 sind die Summenkurven der Verdunstungen nach den vier verschiedenen Methoden in der Zeit vom 1. August 1982 bis 31. Juli 1983 aufgezeichnet. Die nach Primault berechnete jährliche Evapotranspiration betrug 375 mm oder 36 % der gefallenen Niederschläge. Auch in dieser Untersuchung lag die verdunstete Wassermenge wesentlich unter den berechneten Werten der anderen Methoden.

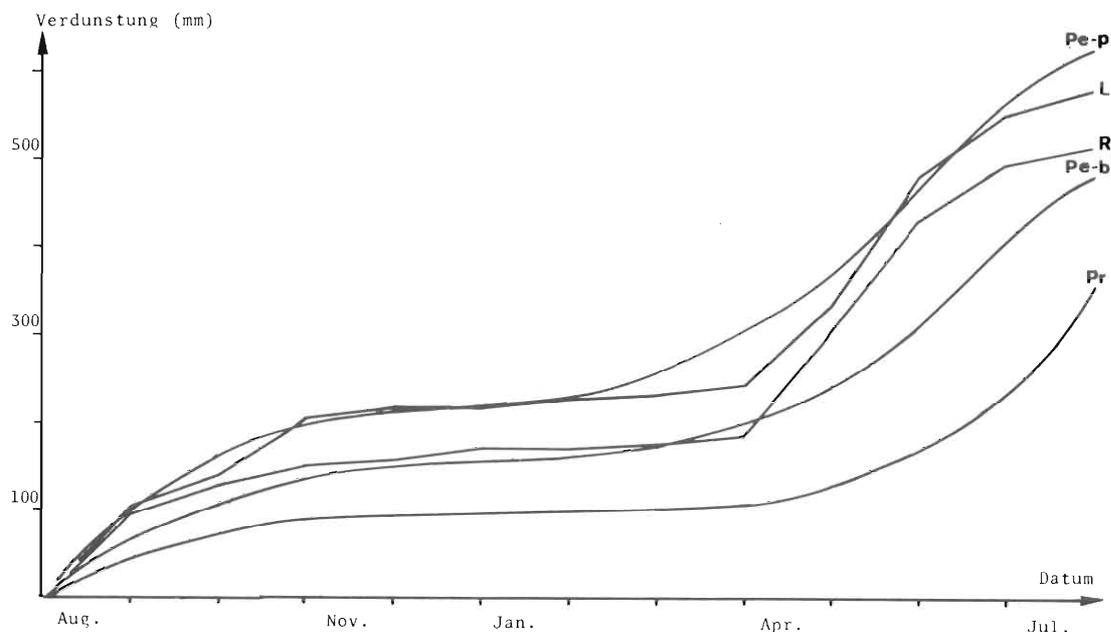


Abbildung 11:

Summenkurven der Verdunstung (mm) zwischen 1. August 1982 und 1. August 1983, berechnet nach verschiedenen Methoden (L = Forschungsanstalt Liebefeld, R = Forschungsanstalt Reckenholz, Pr = nach Primault, Pe-p und Pe-b = nach Penman und Rijtema für bepflanzte und brachliegende Felder).

Mit der Penman-Formel (PENMAN 1948), modifiziert nach RIJTEMA (1965), kann die Evapotranspiration auf bepflanzten und brachliegenden Flächen berechnet werden. Die Verdunstung brachliegender Gebiete wurde aufgrund der verringerten Oberfläche (keine Kulturen) geringer (vgl. Abbildungen 5 und 6). So verdunsteten auf bepflanzten Flächen 625 mm oder 60 % und auf Brache nur 480 mm oder 46 % der gefallen Niederschläge.

Die mit den Evapotranspirationskoeffizienten der Forschungsanstalten Reckenholz (R) und Liebefeld (L) berechneten Verdunstungen lagen zwischen den nach Penman berechneten Extremwerten minimaler (Brache) und maximaler Verdunstung (bepflanzt). Die Werte von Liebefeld waren etwas höher als jene von Reckenholz. Im Frühjahr (März) lag die berechnete Verdunstung nach Liebefeld und Reckenholz eher zu tief und im Frühsommer eher zu hoch. Der Durchschnittswert der beiden Koeffizienten - zumindest für das Jahr August 82 bis Juli 83 - schätzte die Evapotranspiration sehr gut ab. Im Naturlabor Buechberg mit einer 2 - 5jährigen Verweilzeit des Wassers im Grundwasserspeicher und mit vielen verschiedenen Kulturen und Bodenbedeckungsintensitäten ist die sehr einfache Berechnungsmethode genügend. In Tabelle 15 sind die Mittelwerte der monatlichen Evapotranspirationskoeffizienten, in Tabelle 16 die aus den Koeffizienten und den Niederschlägen berechneten monatlichen Verdunstungsmengen der Jahre 1978 bis 1983 aufgelistet.

Tabelle 15:

Mittelwerte der monatlichen Evapotranspirationskoeffizienten (k_M) der landwirtschaftlichen Forschungsanstalten Liebefeld-Bern und Reckenholz-Zürich.

| Evapotranspirationskoeffizienten (k_M) | | | | | | | | | | | |
|--|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Jan | Feb | Mrz | Apr | Mai | Jun | Jul | Aug | Sep | Okt | Nov | Dez |
| .08 | .10 | .20 | .78 | .93 | .96 | .96 | .91 | .81 | .27 | .15 | .08 |

Tabelle 16:

Monatliche Verdunstung (k_M * Niederschlagsmenge) in mm der Jahre 1978 bis 1983 auf dem Buechberg sowie der langjährige Durchschnitt der Evapotranspiration.

| Monat | 1978 mm | 1979 mm | 1980 mm | 1981 mm | 1982 mm | 1983 mm | Durchschnitt mm 1901 - 1966 |
|--------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|-----------------------------------|
| Januar | - | 5.8 | 9.7 | 8.0 | 8.7 | 6.3 | 5 |
| Februar | - | 8.2 | 8.2 | 2.9 | 1.6 | 5.0 | 6 |
| März | - | 22.2 | 15.3 | 12.1 | 13.4 | 10.0 | 11 |
| April | - | 73.9 | 40.2 | 7.4 | 14.9 | 106.4 | 47 |
| Mai | - | 32.9 | 49.8 | 97.9 | 52.0 | 136.7 | 72 |
| Juni | - | 56.4 | 108.8 | 69.9 | 97.6 | 67.8 | 92 |
| Juli | - | 62.0 | 131.1 | 100.1 | 198.3 | 20.3 | 88 |
| August | 126.5 | 82.1 | 56.8 | 57.8 | 102.9 | 87.1 | 84 |
| September | 30.9 | 82.6 | 19.9 | 65.9 | 34.1 | 62.7 | 61 |
| Oktober | 13.3 | 10.3 | 32.7 | 43.8 | 36.9 | - | 16 |
| November | 1.4 | 17.0 | 6.4 | 9.6 | 7.1 | - | 9 |
| Dezember | 11.8 | 9.6 | 3.7 | 21.3 | 12.1 | - | 5 |
| Jahressumme | - | 463.2 | 483.6 | 496.7 | 579.8 | - | 496 |
| Halbjahressumme | | | | | | | |
| 1. April-30. Sept. | - | 390.2 | 407.6 | 399.0 | 499.8 | 481.0 | 444 |
| 1. Okt-31. März | 62.7 | 70.1 | 65.8 | 98.4 | 77.4 | - | 52 |

- Sickerwasser

Tabelle 17 zeigt die aus dem langjährigen Durchschnitt der Niederschläge und der Evapotranspiration berechnete Sickerwassermenge. Sie betrug jährlich 359 mm; 48 mm (15 %) perkolieren im Sommerhalbjahr, entsprechend der Periode vom 1. April bis 30. September. 311 mm (85 %) der Gesamtsickerwassermenge versickerte im Winterhalbjahr (1. Oktober bis 31. März).

In den Sommerhalbjahren der Untersuchungsperiode 1980 bis 1983 lag die Versickerungsrate unter dem langjährigen Durchschnitt, während im Winter - bedingt durch überdurchschnittlich starke Niederschläge - die Versickerungsraten den langjährigen Durchschnitt überschritten.

Nach den $\delta^{18}O$ -Untersuchungen zur Aufenthaltszeit des Buechbergwassers betrug der in Grobporen schnell versickernde Anteil von Winterniederschlägen maximal 25 %.

Der grosse Niederschlagsanteil von Winterwasser am gesamten Sickerwasser liess einen $\delta^{18}O$ -Mittelwert erwarten, der viel tiefer ist

Tabelle 17:

Monatliche Sickerwassermengen in mm, berechnet aus der Differenz der Niederschläge und Evapotranspiration in den Jahren 1978 bis 1983 sowie berechnete durchschnittliche Sickerwassermenge als Differenz der langjährigen Durchschnitte der Niederschläge und Evapotranspiration.

| Monat | 1978 mm | 1979 mm | 1980 mm | 1981 mm | 1982 mm | 1983 mm | Durchschnitt 1901-1966 mm |
|-------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|---------------------------------|
| Januar | - | 67.3 | 111.0 | 91.6 | 100.5 | 73.0 | 61 |
| Februar | - | 73.3 | 73.9 | 26.2 | 14.7 | 44.5 | 49 |
| März | - | 89.1 | 61.0 | 48.3 | 53.5 | 40.1 | 44 |
| April | - | 20.8 | 11.4 | 2.1 | 4.2 | 30.0 | 13 |
| Mai | - | 2.5 | 3.7 | 7.4 | 3.9 | 10.3 | 5 |
| Juni | - | 2.3 | 4.5 | 2.9 | 4.1 | 2.8 | 4 |
| Juli | - | 2.6 | 5.5 | 4.2 | 8.3 | 0.8 | 4 |
| August | 12.5 | 8.1 | 4.6 | 5.7 | 10.2 | 8.6 | 8 |
| September | 7.3 | 19.4 | 4.7 | 15.6 | 8.0 | 14.7 | 14 |
| Oktober | 35.9 | 28.0 | 88.3 | 118.6 | 99.9 | - | 44 |
| November | 7.6 | 96.1 | 36.5 | 54.7 | 40.4 | - | 52 |
| Dezember | 162.8 | 111.0 | 42.5 | 244.8 | 139.7 | - | 61 |
| Jahressumme | - | 536.7 | 367.8 | 624.7 | 476.3 | - | 359 |
| Halbjahressumme | | | | | | | |
| 1. Apr.-30. Sept. | - | 55.7 | 34.4 | 37.9 | 38.7 | 67.2 | 48 |
| 1. Okt.-31. März | 436.0 | 481.0 | 333.4 | 586.8 | 437.6 | - | 311 |

als der gewogene ¹⁸0-Mittelwert der Niederschläge; dies traf nicht zu. Diese Unstimmigkeit wird bei allen ¹⁸0-Untersuchungen von Quell- und Niederschlagswasser gefunden. Sie beruht auf der geringen Versickerungsgeschwindigkeit im Oberboden, wodurch eine sehr gute Durchmischung von Sickerwasser verschiedener Jahreszeiten stattfindet (nach persönlicher Mitteilung von Dr. U. Siegenthaler).

512 Schüttleistungen der Buechberg-Quellen

Die drei Buechberg-Quellen wiesen grosse Unterschiede in den Schüttleistungen untereinander auf. Während die Leistungen der Luri- und Münchbrunnen-Quellen ungefähr gleich gross waren, trug die Schelmen-Quelle nur knapp 5 % zur Gesamtschüttung bei.

Abbildungen 12 und 13 zeigen die Schüttleistungen der Luri- und Münchbrunnen-Quellen vom 1. August 1980 bis 1983. Die Schüttung beider Quellen schwankte je nach Jahreszeit zwischen 1 und 7 l/sec. Die Ansprechzeit der Luri-Quelle war gegenüber Münchbrunnen ungefähr drei Wochen verzögert. Im Frühjahr nahm die Wassermenge mit der Schneeschmelze zu und sank darauf exponentiell wieder auf ein Minimum im Herbst ab. Im Januar 83 war ein Anstieg der Schüttung zu verzeichnen, der im Februar durch den Frost unterbrochen wurde (die Durchschnittstemperatur im Februar 1983 betrug -0.4 °C). Der weitere Verlauf im Mai war einerseits bedingt durch das Schmelzwasser und andererseits durch die anhaltenden Niederschläge im April und Mai 1983.

Schelme rechts und links (Abbildung 14 und 15) reagierten auf das Schneeschmelzwasser ca. 15 Tage vor Münchbrunnen. Grössere Regenperioden beeinflussten die Schüttung. Diese schwankte jährlich zwischen 0.05 und 0.4 l/sec. Die Schüttmengen der Schelmen-Quellen in den

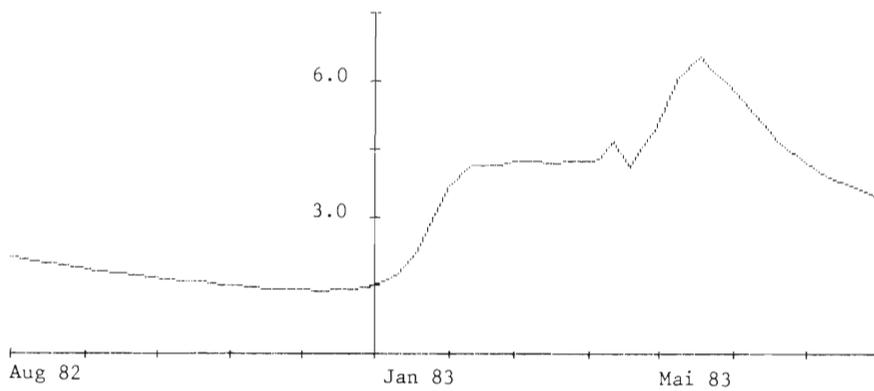
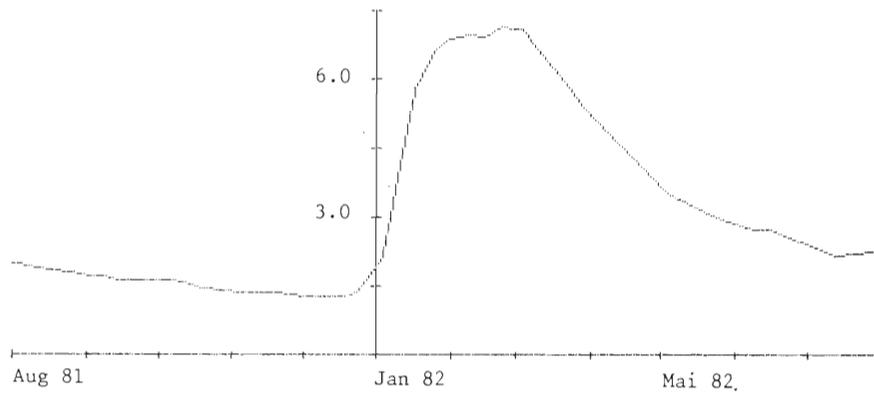
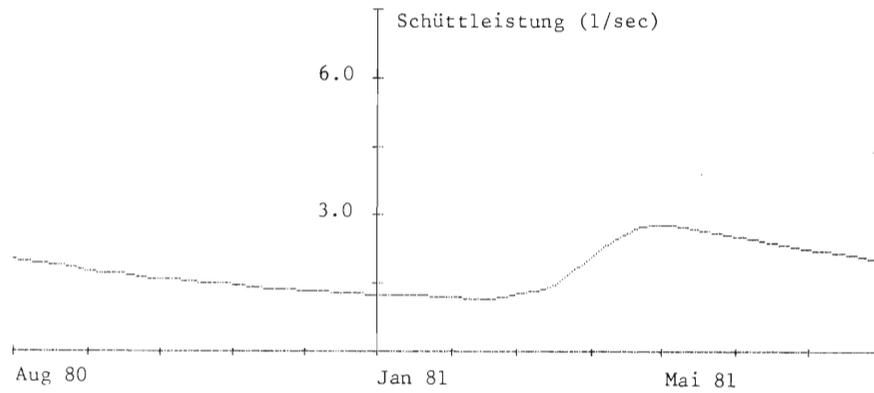


Abbildung 12:
Schüttleistung (l/sec) der Quelle LURI in der Zeit vom 1. Aug. 1980 bis 31. Juli 1983.

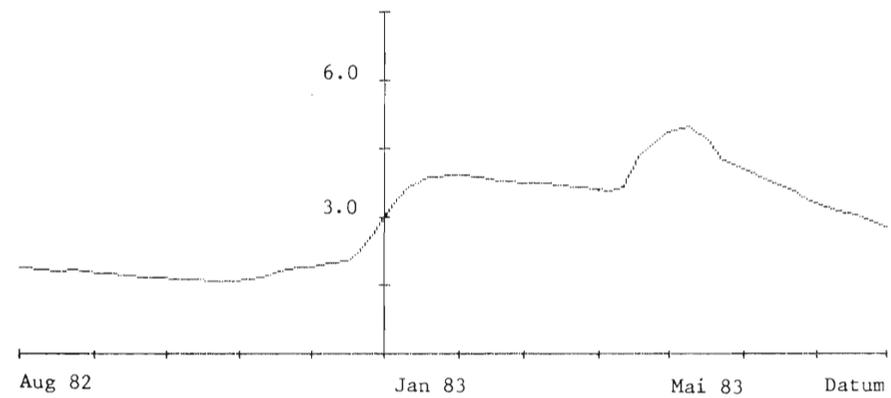
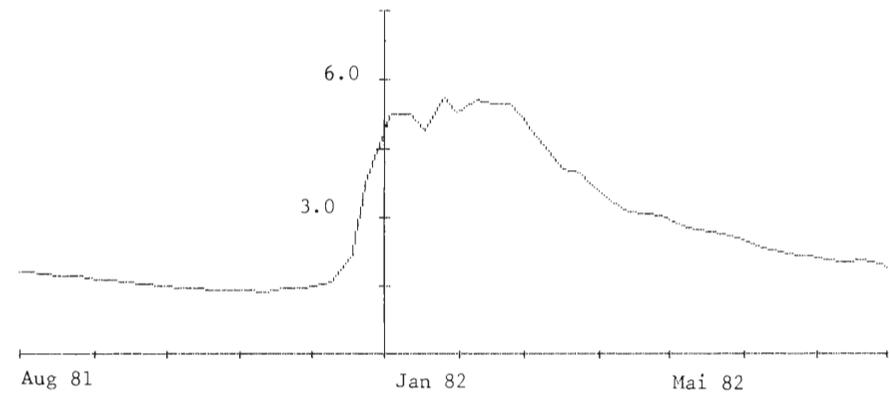
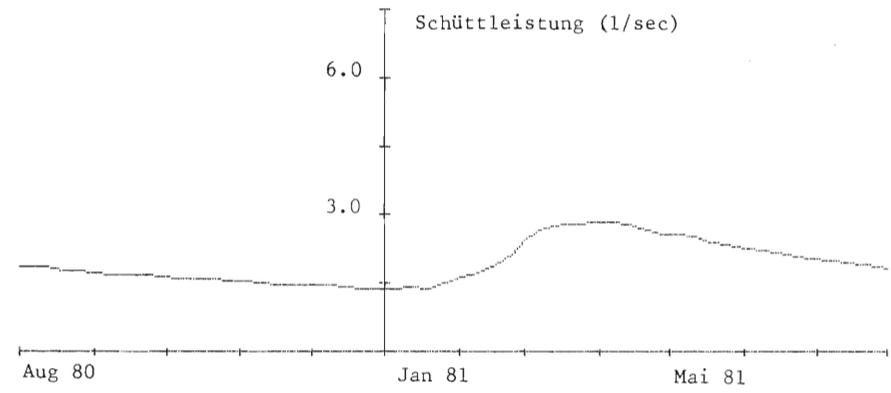


Abbildung 13:
Schüttleistung (l/sec) der Quelle MUENCHBRUNNEN in der Zeit vom 1. Aug. 1980 bis 31. Juli 1983.

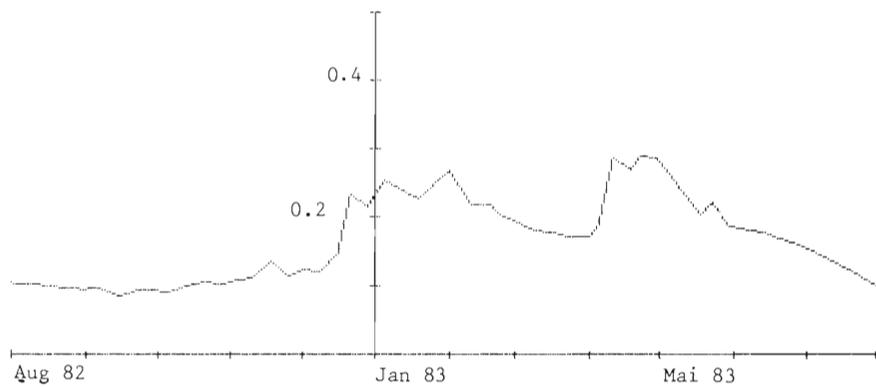
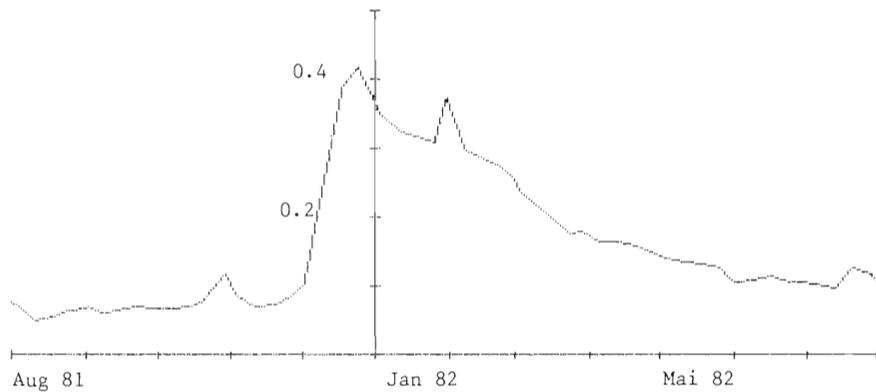
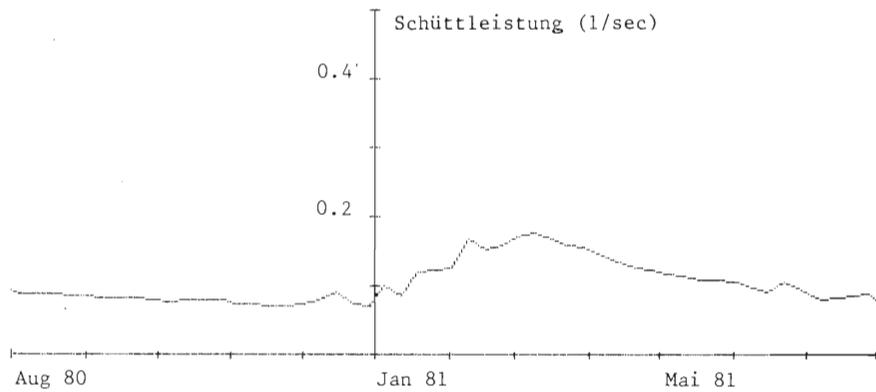


Abbildung 14:
Schüttleistung (1/sec) der Quelle SCHELME RECHTS in der Zeit vom 1. Aug. 1980 bis 31. Juli 1983.

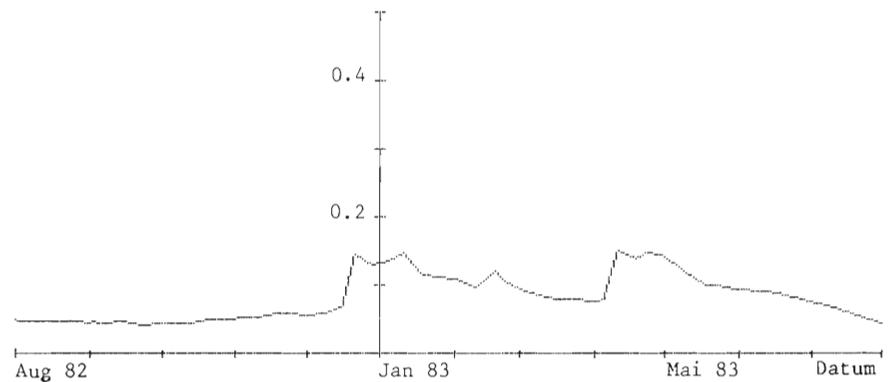
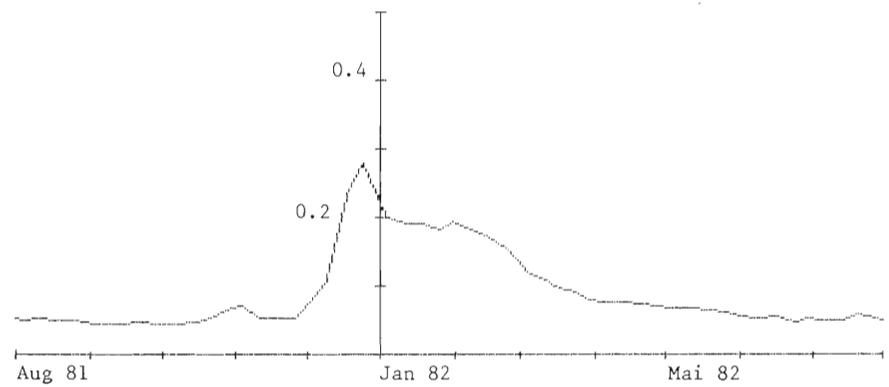
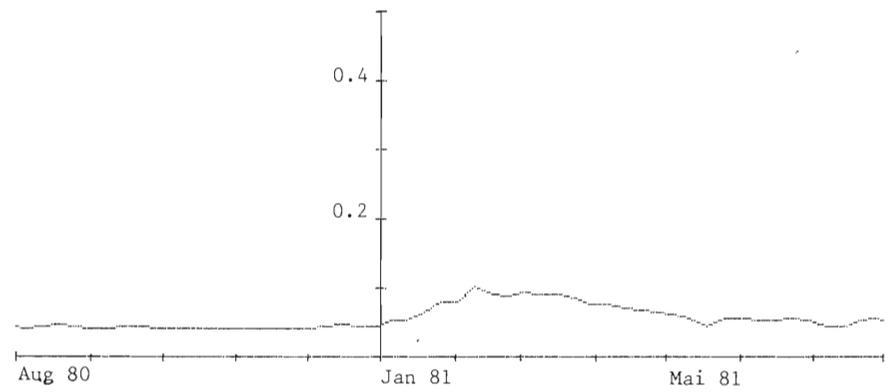


Abbildung 15:
Schüttleistung (1/sec) der Quelle SCHELME LINKS in der Zeit vom 1. Aug. 1980 bis 31. Juli 1983.

Sommerhalbjahren waren ungefähr konstant. Im Gegensatz dazu schwankten sie in den Winterperioden im Verhältnis der Sickerwassermengen. Die Gesamtschüttung aller Buechberg-Quellen (Abbildung 16) wurde in ihrer Kurvenform vollkommen geprägt von den grossen Quellen Luri und Münchbrunnen. Die Schüttung schwankte zwischen 3 und 13 l/sec. In Tabelle 2A im Anhang sind die monatlichen Gesamtschüttungen in der Zeit vom August 1980 bis August 1983 tabelliert. Tabelle 18 zeigt die halbjährlichen Schüttmengen (1. Juni bis 31. November = Sommer; 1. Dezember bis 31. Mai = Winter) aller Buechberg-Quellen.

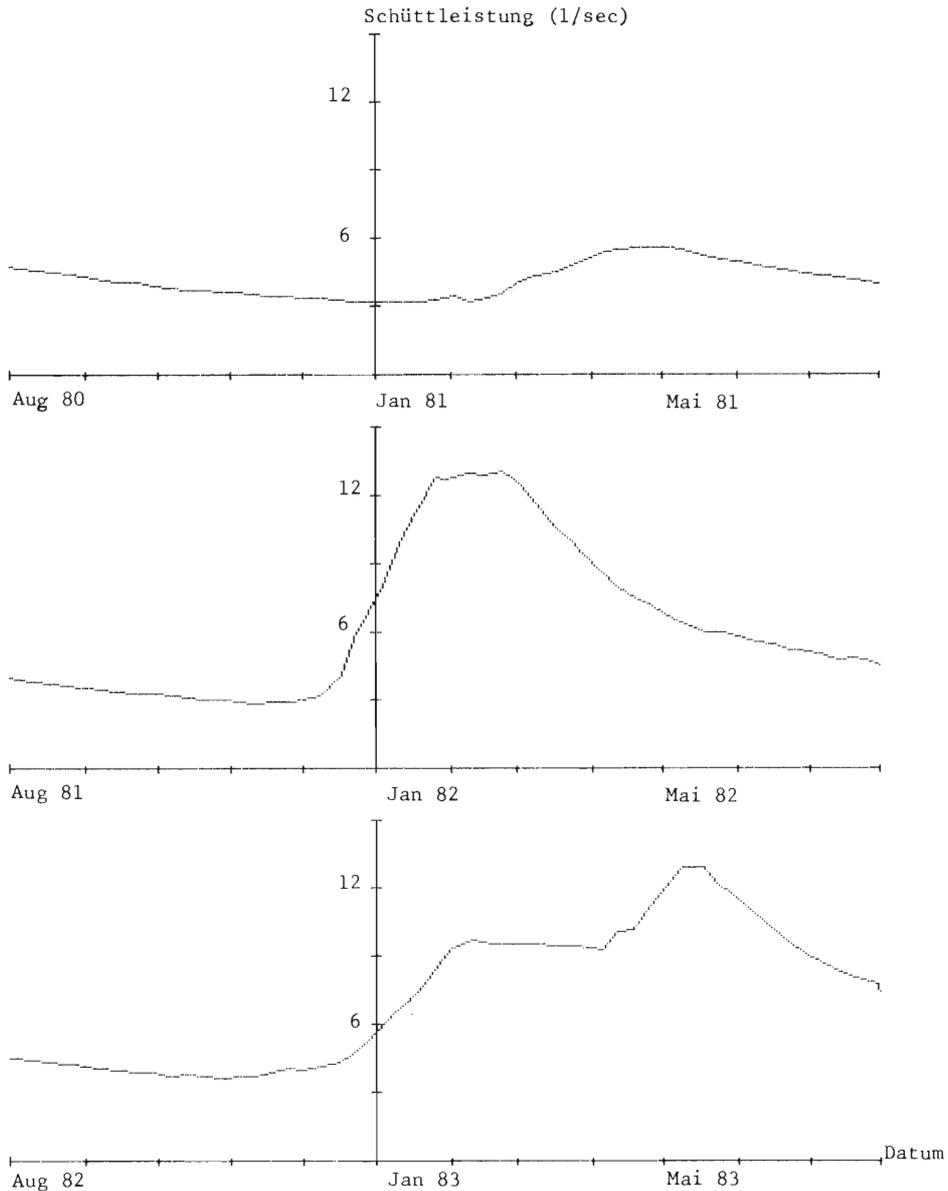


Abbildung 16:

Gesamte Schüttleistung (l/sec) der Buechberg-Quellen (Schelme, Münchbrunnen, Luri) in der Zeit vom 1. Aug. 1980 bis 1. Juli. 1983.

Tabelle 18:

Schüttung der Schelmen-Quelle (links und rechts), der Münchbrunnen- und der Luri-Quelle zusammen sowie aller Buechberg-Quellen (Total) in halbjährlichen Zeitabschnitten (Sommer: 1. Juni - 30. November; Winter: 1. Dezember - 31. Mai) zwischen Juni 1980 und November 1983.

| Quelle | Schüttung (m ³) | | | | | | |
|----------------------|-----------------------------|---------|--------|---------|--------|---------|--------|
| | Sommer | Winter | Sommer | Winter | Sommer | Winter | Sommer |
| | 1980 | 1980/81 | 1981 | 1981/82 | 1982 | 1982/83 | 1983 |
| Schelme | 2100 | 3000 | 2100 | 5800 | 2500 | 5500 | - |
| Münchbrunnen Luri | 70000 | 62500 | 57000 | 125000 | 68500 | 131500 | - |
| Total | 72000 | 65500 | 59000 | 130500 | 71000 | 137000 | 103000 |

Im Winterhalbjahr stieg die Quellschüttung auf ein Maximum an und im Sommer sank sie wieder exponentiell.

Ein Vergleich der jährlichen Quellschüttungen mit den entsprechenden, berechneten Sickerwassermengen ergab ein Quell-Einzugsgebiet der Buechberg-Quellen von 37 ± 6.5 ha.

Nach den pedologischen Abklärungen bedeckten 30 ha Ackerbaufläche das Einzugsgebiet der Quellen. Knapp 5 ha bewaldete Randzonen und Naturwiesen (oberhalb Schelme) mussten dem Einzugsgebiet zugerechnet werden.

Tabelle 19:

Prozentuale Flächenanteile der verschiedenen Hauptkulturen im Sommer und Bodenbedeckung im Winter, unterteilt in bedeckt, Halbbrache und Brache des Naturlabors Buechberg zwischen 1980 und 1983.

| Kultur | Sommer | Winter | Sommer | Winter | Sommer | Winter | Sommer |
|----------------------|--------|---------|--------|---------|--------|---------|--------|
| | 1980 | 1980/81 | 1981 | 1981/82 | 1982 | 1982/83 | 1983 |
| Naturwiese % | 11.3 | | 11.3 | | 11.3 | | 11.3 |
| Kunstwiese % | 11.3 | | 10.9 | | 12.0 | | 5.6 |
| Raps % | - | | 7.0 | | 7.4 | | 16.2 |
| bedeckte % Fläche | | 31.0 | | 33.2 | | 36.3 | |
| Winterweizen% | 43.1 | | 26.1 | | 32.2 | | 40.1 |
| Wintergerste% | 8.8 | | 21.1 | | 7.8 | | 6.7 |
| Halbbrache % | | 47.2 | | 39.9 | | 46.8 | |
| Hafer % | 3.9 | | 5.6 | | - | | 7.7 |
| Zuckerrüben % | 19.1 | | 5.3 | | 8.8 | | 6.7 |
| Kartoffel % | - | | 7.7 | | 4.6 | | - |
| Mais % | - | | 4.9 | | 9.2 | | 5.3 |
| Erbsen % | 2.5 | | - | | 7.1 | | - |
| Brache % | - | 21.8 | - | 26.9 | - | 16.9 | - |

Das Einzugsgebiet der Schelmen-Quelle, 4% oder 1.5 ha des gesamten Naturlabors befand sich in südwestlicher (vgl. Abbildung 1), das Einzugsgebiet der Luri-Quelle in nordöstlicher Lage; dasjenige der Münchbrunnen-Quelle lag im mittleren Teil des Naturlabors.

Im Drainagegebiet (Barzingersee) konnten je nach Bodensättigungsgrad mittlere und grössere Niederschlagsereignisse gemessen werden. Die Verzögerungen betragen ungefähr eine Woche. Die beiden Schelmen-Quellen reagierten bei wassergesättigtem Oberboden differenziert auf Niederschlagsperioden (v.a. im Spätherbst bis Frühjahr) mit ca. 4 Wochen Verzögerung. Bei den grossen Quellen Münchbrunnen und Luri konnte nur der Einfluss der Schneeschmelze im Frühjahr beobachtet werden (ausgenommen Januar bis Mai 1983).

52 Kulturanteile und Bodenbedeckung

Verschiedene Kulturen verhalten sich unterschiedlich bezüglich Stickstoffbedürftigkeit und N-Aufnahmefähigkeit. In Tabelle 19 sind die prozentualen Anteile der verschiedenen Kulturen des Naturlabors Buechberg während der Untersuchungsperiode aufgezeichnet.

Wintergetreide bedeckte zwischen 40 und 50 % der Gesamtfläche. Der Klee-Gras-Anteil war klein, er bewegte sich zwischen 6 und 12 %; ungefähr 20 % der Fläche wurden mit Hackfrüchten kultiviert. Im Vergleich zum 10-jährigen Fruchtfolgeplan (vgl. Abbildung 5) hätte der Klee-Gras-Anteil 18 % betragen müssen - rund das Doppelte der heute vorliegenden Fläche. Der Wintergetreideanteil war ungefähr 30 % zu hoch und der Hackfruchtanteil eher klein.

Diese Fruchtfolgekonstellation auf dem Buechberg liess im Winter einen hohen Halbbracheanteil erwarten mit eher wenig offener Ackerfläche. Da aber wenig Zwischenfutter oder überwinternde Gründüngung angesät wurde, war auch der Anteil an offener Ackerfläche ungefähr 30 % zu hoch.

Zusammengefasst ergab sich:

- Auf dem Buechberg wird, gemessen am zehnjährigen Fruchtfolgeplan, zu wenig Klee-Gras, Zwischenfutter und überwinternde Gründüngung angesät.
- Bracheperioden ergaben sich vor allem zwischen August und Oktober (bei geringem Gründüngungsanbau) und von November bis April entsprechend dem Hackfruchtanbau im folgenden Jahr. Zwischen August und Oktober war der Einfluss der Sickerwassermenge auf die Auswaschung gering, da der grösste Anteil der Niederschläge verdunstete und der Oberboden meist noch nicht im wassergesättigten Zustand vorlag. In dieser Periode konnten aber noch erhebliche Mengen organischen Stickstoffs mobilisiert werden, der im Winter bei fehlender Bodenbedeckung stark auswaschgefährdet war.

Die Auswaschung brachliegender Flächen zwischen November und April wurde durch die Niederschläge stark beeinflusst, da die Böden bei geringer Evapotranspiration meist wassergesättigt waren. Je später Hofdüngergaben in dieser Periode erfolgten, umso weniger wurden sie ausgewaschen. Erhöhte Temperaturen hatten eine N-Mobilisierung zur Folge.

- Halbbracheanteile (ca. 50 %) entsprachen der Anbaufläche von Wintergetreide. Früh eingesätes Getreide (v.a. Wintergerste) konnte zu einer besseren Bodenbedeckung beitragen. Spät eingesätes Wintergetreide (z.B. nach Zuckerrüben oder Mais) trug sehr wenig zur Verhinderung der Auswaschung bei, da solche Kulturen ein noch schwach entwickeltes Wurzelwerk besaßen.

53 Stickstoffzufuhr

- Handelsdünger und Hofdünger

Stickstoff wurde auf dem Buechberg vorwiegend als Handelsdünger, aber auch in Form von Gülle und Mist ausgebracht. Die ausgebrachten Mist- und Güllegaben wurden von den Landwirten geschätzt. Es zeigte sich, dass diese Angaben, vor allem bei Mist, ziemlich ungenau waren. Aus diesem Grund wurde auf die aufwendige Stickstoff-Analyse der verschiedenen Hofdünger verzichtet und die Durchschnittswerte der verschiedenen Güllesorten nach HASLER und HOFER (1979) verwendet.

Eine Aufteilung der N-Zufuhren in Handelsdünger-N und Hofdünger-N gab insofern Auskunft, welche Quellen eventuelle N-Ueberschüsse hervorriefen, und in welchen Zeitperioden welche Düngerformen bevorzugt angewandt wurden. In Tabelle 20 sind die verschiedenen N-Düngerformen und die ausgebrachten Mengen aufgelistet. Sie wurden in zwei Perioden (Hauptkultur: Februar bis Juli; Winterkultur: August bis Januar) unterteilt.

Die gesamthaft ausgebrachte N-Düngerzufuhr sank von 1980 (223 kg N/ha) bis 1982 (198 kg N/ha) um 25 kg Stickstoff pro ha. Die im Sommerhalbjahr ausgebrachten Düngermengen blieben ungefähr konstant. Vor allem die Düngergaben im Winterhalbjahr sanken von 74 kg N/ha (1980) um die Hälfte auf 37 kg N/ha (1982).

Tabelle 20:

Durchschnittlich ausgebrachte N-Düngermengen (kg N), aufgeteilt in Handelsdünger, Mist (organisch, anorganisch), Gülle (organisch, anorganisch) und total ausgebrachte Stickstoffmengen in den Jahren 1980, 1981 und 1982.

| Jahr | Periode | Handelsdünger kgN/ha | Mist | | Gülle | | Total kgN/ha |
|------|---------|-------------------------|------------------|--------------------|------------------|--------------------|-----------------|
| | | | organ. kgN/ha | anorgan. kgN/ha | organ. kgN/ha | anorgan. kgN/ha | |
| 1980 | Feb-Jul | 120 | 0 | 0 | 9 | 20 | 149 |
| | Aug-Jan | 16 | 14 | 10 | 13 | 21 | 74 |
| | Total | 136 | 14 | 10 | 22 | 41 | 223 |
| 1981 | Feb-Jul | 112 | 10 | 7 | 9 | 16 | 153 |
| | Aug-Jan | 13 | 25 | 16 | 2 | 4 | 60 |
| | Total | 125 | 35 | 23 | 11 | 20 | 213 |
| 1982 | Feb-Jul | 120 | 8 | 5 | 9 | 21 | 161 |
| | Aug-Jan | 8 | 4 | 3 | 7 | 15 | 37 |
| | Total | 128 | 12 | 8 | 16 | 36 | 198 |

1980 und 1981 wurden jährlich 86 kg N/ha Hofdünger verwendet, 1982 nur 71 kg N/ha; die Reduktion erfolgte vorwiegend im Winterhalbjahr. In der Sommerperiode wurden ca. 80 % des N-Düngers als Handelsdünger auf die Felder gebracht. Zwischen August und November bewegte sich der Hofdüngeranteil um 70 - 80 %.

- Gründung, Ernterückstände und Zwischenfütteranbau

Ernterückstände oder Gründungen waren 1980 in 40 % der untersuchten Flächen eingearbeitet worden. 1981 und 1982 lag der Anteil zwischen 60 und 67 %. Der Gründungsanteil war 1980 sehr tief, in den beiden nachfolgenden Jahren erhöhte er sich auf 1/4 der Gesamtfläche. Der Zwischenfütteranteil - im Herbst und Frühjahr umgebrochen - sank im Untersuchungszeitraum von 13 auf 3 % der Gesamtfläche. In Tabelle 21 sind die verschiedenen Gründungen, Ernterückstände und Zwischenfütter samt ihrer flächenmässigen Anteile im Winterhalbjahr festgehalten. Gesamthaft hatte die Bewirtschaftung des Naturlabors mit Gründungskulturen und Ernterückständen zugenommen. Im gleichen Zeitraum sank aber der Anteil flächenbedeckender Gründungskulturen während dem Winterhalbjahr.

Tabelle 21:

Prozentuale Flächenanteile von Gründungen, Ernterückständen, und Zwischenfütter der Winterhalbjahre 1980, 1981 und 1982.

| | 1980 % | 1981 % | 1982 % |
|---|-----------|-----------|-----------|
| Gründung | 8.2 | 26.4 | 24.0 |
| Ernterückstände von Rüben und Kartoffeln | 19.2 | 12.9 | 13.3 |
| Strohrückstände ohne Wur- zeln von Getreide und Mais | 9.2 | 20.8 | 21.1 |
| Zwischenfütter im Herbst gepflügt | 11.8 | 6.8 | 3.2 |
| Zwischenfütter im Frühjahr gepflügt | 1.7 | 2.5 | 0 |

- Niederschlags-Stickstoff

Der im Niederschlag enthaltene Stickstoff wurde auf dem Buechberg mehrmals gemessen. Er betrug 2.87 ± 0.35 mg N/l. Der erstaunlich hohe Stickstoff-Gehalt war mit grosser Wahrscheinlichkeit auf die 2 km westlich gelegene Zementfabrik zurückzuführen. In einem durchschnittlichen Regenjahr (855 mm Niederschläge) gelangten somit 24.5 kg N/ha in den Boden.

54 Stickstoffauswaschung des gesamten Naturlabors Buechberg

541 Nitrat-Konzentrationen des Quellwassers unter der Ackerbaufläche und der Naturwiese

Die Nitrat-Gehalte der Buechberg-Quellen wurden zwischen 1978 und 1980 monatlich einmal gemessen. Die gemessenen Gehalte (vgl. Abbildung 4) waren über die gesamte Periode sehr konstant (BIEDERMANN 1980).

Ab Mai 1980 wurden die Quellen wöchentlich untersucht; es zeigte sich, dass die Konzentrationen zum Teil beträchtliche Schwankungen aufwiesen. Die in den folgenden Abbildungen gezeichneten Kurven der Nitrat-Gehalte entsprechen den gleitenden Mittelwerten drei aufeinanderfolgender Messungen.

- Ackerbaufläche

Die Abbildungen 17 und 18 zeigen die NO_3 -Gehalte der Luri- und Münchbrunnen-Quellen in den drei Untersuchungsjahren. Der Nitrat-Gehalt der Münchbrunnen-Quelle lag ungefähr 2 mg N/l höher als derjenige von Luri, die Schwankungsbreiten beider Quellen betragen 8 mg N/l.

Nach den $\delta^{18}\text{O}$ -Messungen betrug der Anteil des Dränabflusses bei allen Buechberg-Quellen maximal 20 %. Eine Erhöhung des Nitrat-Gehaltes des Quellwassers um 5 mg NO_3 -N/l wäre durch einen NO_3 -Gehalt des Dränwassers von ca. 100 mg NO_3 -N/l hervorgerufen worden. Wie die Resultate der Kleinfelduntersuchungen (Kapitel 6) zeigen, ist dies ohne weiteres möglich.

Im Winterhalbjahr 1981/82 waren extrem hohe Niederschläge und dementsprechend hohe Sickerwasserabflüsse zu verzeichnen. Regenperioden traten vor allem im Oktober, Dezember und Januar auf.

Der Schütтанstieg der Münchbrunnen- und Luri-Quellen erfolgte zwischen Mitte Dezember und Anfang Januar. Eine zeitliche Koinzidenz zwischen Niederschlagsperioden und Schütтанstieg konnte nicht festgestellt werden.

Die Konzentrationserhöhungen zwischen Mai und August wiesen eine gewisse Regelmässigkeit auf; auch FURRER (1982) hatte dieselbe Feststellung gemacht. Ein eindeutiger Zusammenhang zwischen Düngeperioden und Nitrat-Anstieg konnte auch er nicht nachweisen. Die lange Aufenthaltszeit des Sickerwassers bis zu seinem Austritt aus der Quelle verhinderte eine eindeutige Korrelation von Einzelereignissen zwischen Düngung und Nitrat-Auswaschung.

- Naturwiese

Oberhalb der Schelmen-Quellen lagen die Wiesen des Naturlabors Buechberg. Ihr Flächenanteil betrug 3.2 ha oder knapp 10 % des gesamten Quelleinzugsgebietes.

In den Abbildungen 19 und 20 sind die NO_3 -Konzentrationskurven der Schelmen-Quellen aufgezeichnet. Auffallend war der viel tiefere Stickstoff-Gehalt zwischen 5 und 10 mg N/l, wobei die linke Quelle einen höheren N-Gehalt aufwies. Auch hier waren im mittleren Untersuchungsjahr (1981) relativ grosse Nitrat-Gehaltsschwankungen gemessen worden. Eine Korrelation zwischen Nitrat-Konzentration und Sickerwasser konnte nicht festgestellt werden.

Die Schelmen-Quellen lieferten ungefähr 4 % der Gesamtschüttung. Mit Sicherheit lag ihr Einzugsgebiet unter den besagten Wiesenflächen. Dies erklärt auch den im Vergleich zu den anderen Quellen tieferen NO_3 -Gehalt. Der hohe NO_3 -Gehalt der Münchbrunnen- und Luri-Quelle wurde durch das vollständig unter Ackerland liegende Einzugsgebiet hervorgerufen. Nur kleine Anteile dieses Kulturlandes (15 - 20 %) waren in den Winterhalbjahren optimal bedeckt (vgl. Tab 19).

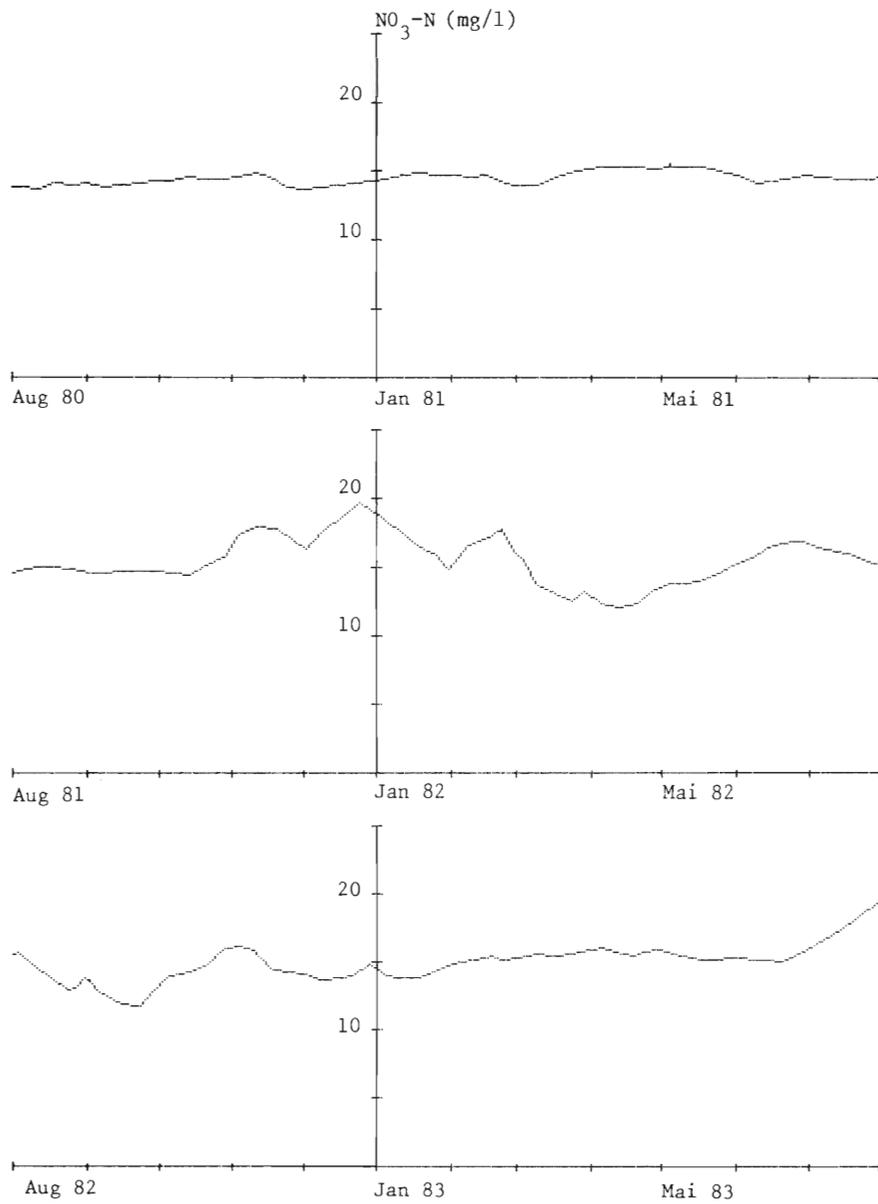


Abbildung 17:
Nitrat-Stickstoffgehalt (mg N/l) der Quelle LURI in der Zeit vom 1. Aug. 1980 bis 31. Juli 1983.

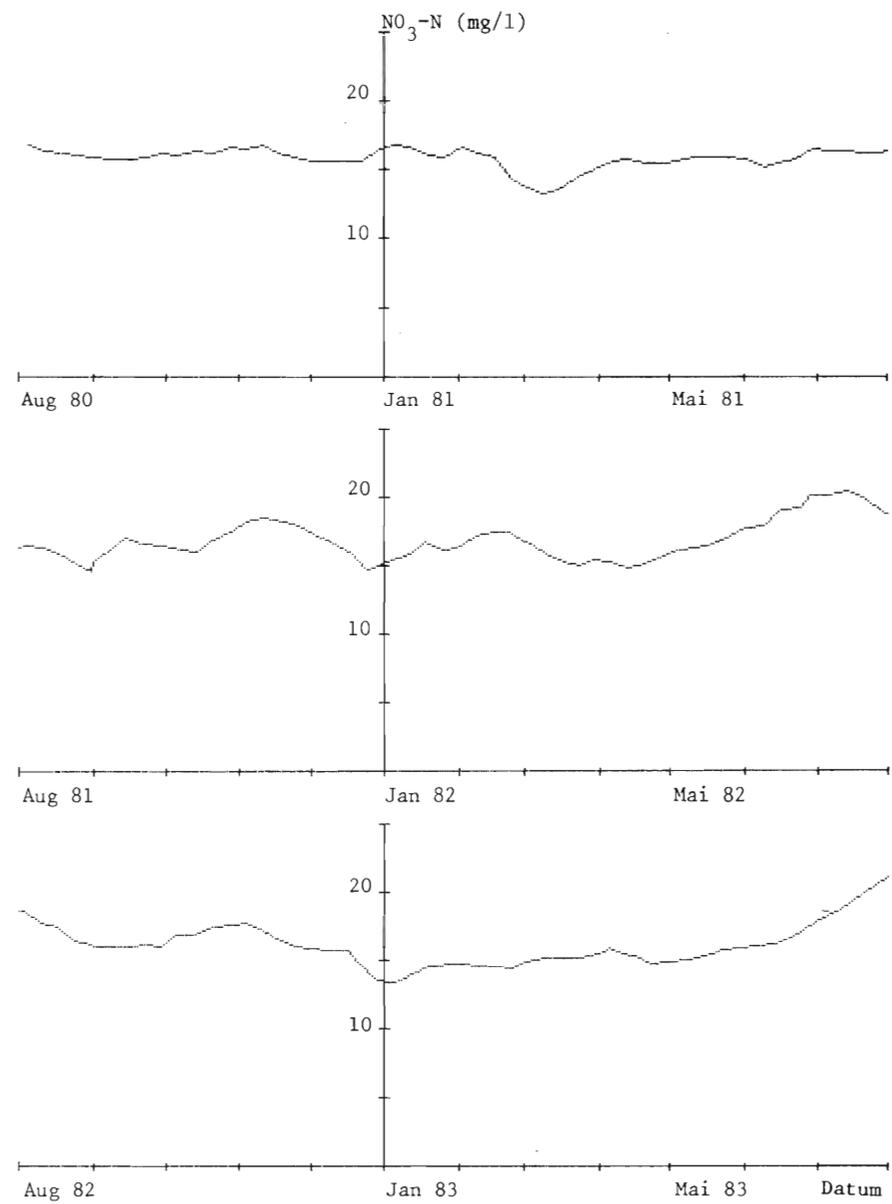


Abbildung 18:
Nitrat-Stickstoffgehalt (mg N/l) der Quelle MUENCHBRUNNEN in der Zeit vom 1. Aug. 1980 bis 31. Juli 1983.

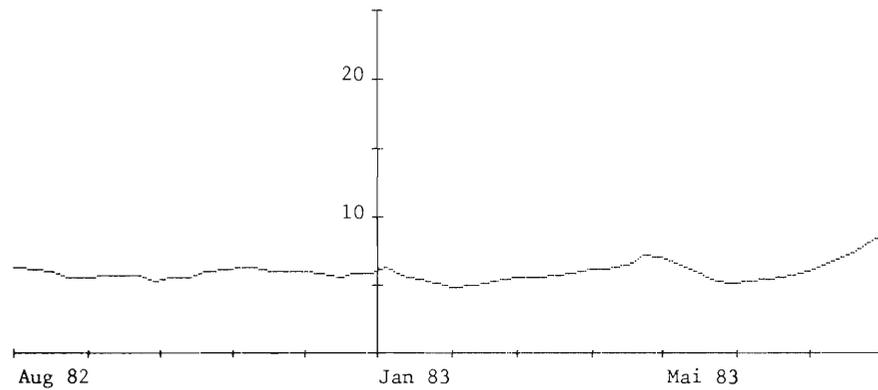
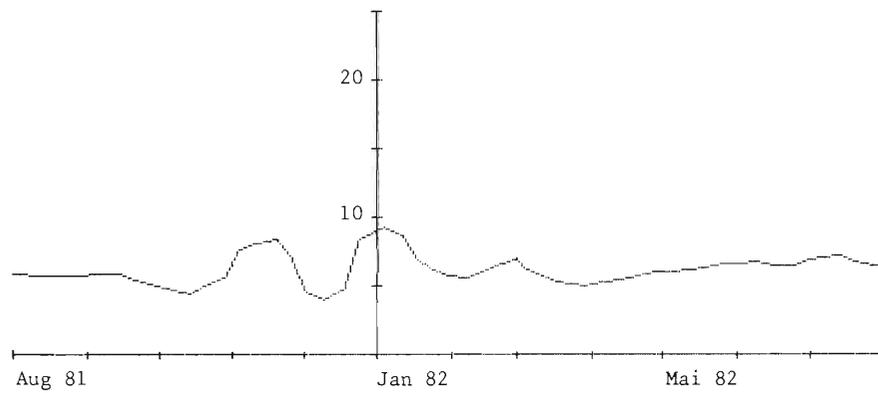
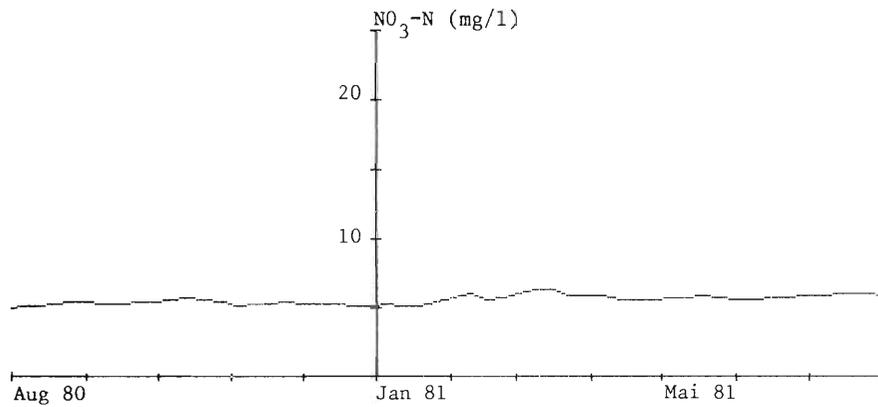


Abbildung 19:
Nitrat-Stickstoffgehalt (mg N/l) der Quelle SCHELME RECHTS in der Zeit vom 1. Aug. 1980 bis 31. Juli 1983.

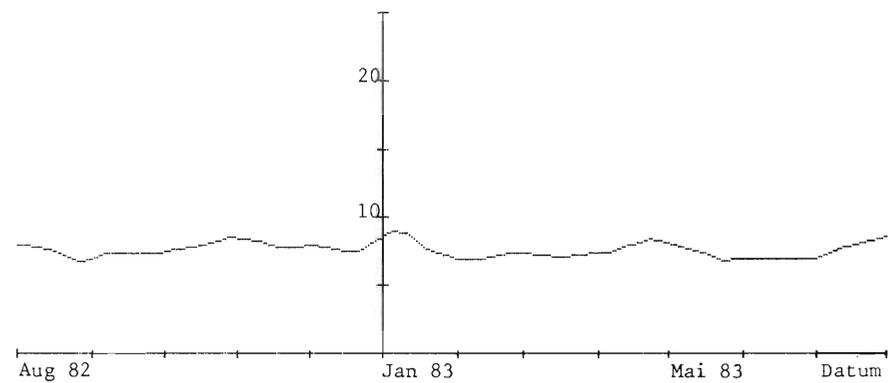
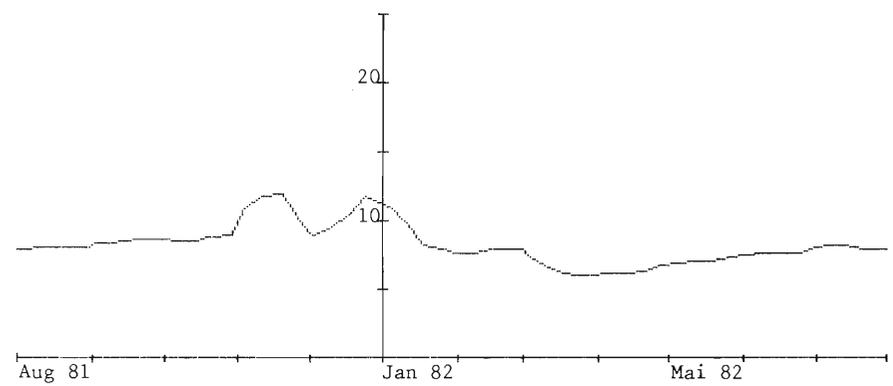
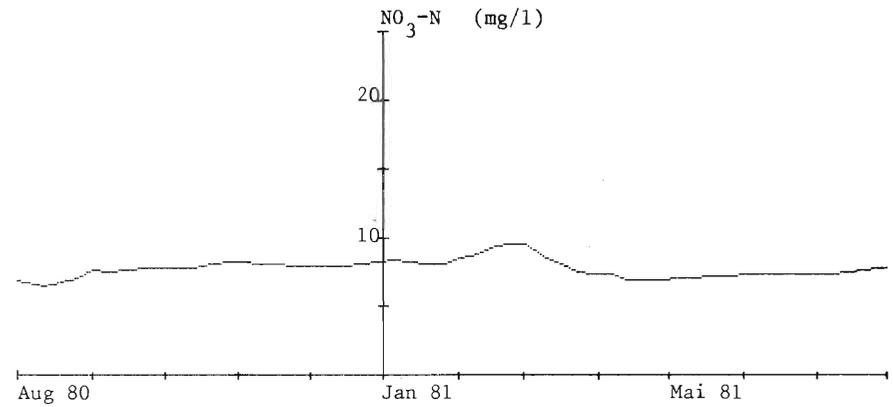


Abbildung 20:
Nitrat-Stickstoffgehalt (mg N/l) der Quelle SCHELME LINKS in der Zeit vom 1. Aug. 1980 bis 31. Juli 1983.

Der durchschnittliche NO_3 -Gehalt der Luri-Quelle lag geringfügig unterhalb demjenigen der Münchbrunnen-Quelle (2 mg N/l). Bei allen Quellen traten Perioden tiefer Nitratkonzentrationen vermehrt im Frühjahr auf; sie waren nicht sehr eindeutig. Hohe Nitratgehalte wurden im Winter zwischen November und April sowie zwischen Mai und August beobachtet.

542 Nitrat-Frachten der Quellen unter den Ackerflächen oder den Wiesen

Frachten wurden aus dem Mittelwert der Schüttleistungen sowie der Nitrat-Gehalte zweier aufeinanderfolgender Probenahmen berechnet und mit der Zahl der dazwischenliegenden Tage multipliziert. Der durch die schlechte Zeitauflösung bedingte Fehler war klein, da die Schüttleistungen der Buechberg-Quellen nur auf das Schmelzwasser im Frühjahr reagierten. Abbildung 21 zeigt die Gesamtstickstoff-Fracht der Ackerbau-

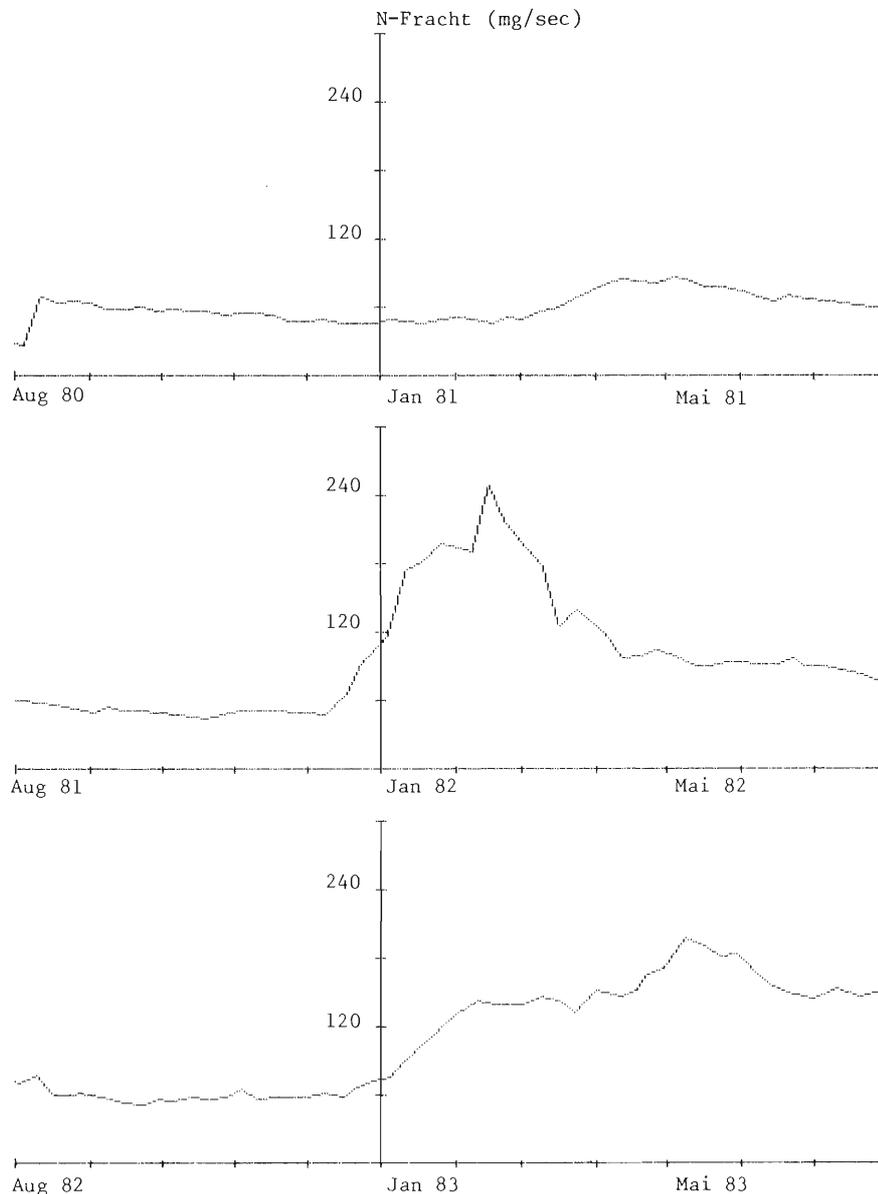


Abbildung 21:
Gesamte Nitrat-Stickstofffracht (mg N/l/sec) der Ackerbau-Quellen (Münchbrunnen und Luri) im der Zeit vom 1. Aug. 80 - 31. Juli 83 .

Quellen in der Zeit von August 1980 bis August 1983. Im Anhang sind die Abbildungen der Stickstoff-Frachten der einzelnen Buechberg-Quellen aufgeführt (Abbildungen 8A bis 11A).

Ein Vergleich der Gesamtschüttung (Abbildung 16) mit der Gesamtfracht (Abbildung 21) zeigt sehr deutlich, dass vor allem der Quelledurchfluss die Nitrat-Fracht bestimmte. Die halbjährlichen Nitrat-Frachten wurden aus den monatlichen Frachten (Tabelle 2A im Anhang) berechnet, sie sind in Tabelle 22 aufgeführt. Die Halbjahresperioden dauerten vom 1. Juni bis 31. November (Sommer) und vom 1. Dezember bis 31. Mai (Winter).

Die Quellen unter Naturwiese (Schelme) lieferten im Sommer durchschnittlich 4 - 5 kg N/ha und im Winter 10 - 12 kg N/ha. Ihre Fracht leistete ungefähr 1.5 % der gesamten Nitrat-Auswaschung der Buechberg-Quellen (Tabelle 22), während das Einzugsgebiet 10% betrug.

Ganz anders verhielten sich die Quellen unter Ackerflächen (Münchbrunnen und Luri). Die hauptsächliche Auswaschung der Buechberg-Quellen erfolgte aus der landwirtschaftlich intensiv angebauten Fläche, die ungefähr 28 ± 5 ha des Einzugsgebietes beanspruchte (5 ha Waldzonen, Abhänge, vgl. Tabelle 22).

Tabelle 22:

Halbjährliche Schüttmengen (m³), Nitrat-Frachten (kg N und kg N/ha) und durchschnittlicher Nitrat-Gehalt der Buechberg-Quellen gesamthaft und aufgeteilt in Quellen unter Naturwiesen und unter Ackerflächen (halbjährliche Zeitabschnitte: Sommer 1. Juni - 30. November; Winter 1. Dezember - 31. Mai).

| Quelle | Parameter | Perioden | | | | | | |
|--|-----------------------------------|----------------|-------------------|----------------|-------------------|----------------|-------------------|----------------|
| | | Sommer 1980 | Winter 1980/81 | Sommer 1981 | Winter 1981/82 | Sommer 1982 | Winter 1982/83 | Sommer 1983 |
| Naturwiese: (Schelme) Fläche: ca. 3 ha | Schüttung Total (m ³) | 2100 | 3000 | 2100 | 5800 | 2500 | 5500 | ca. 3000 |
| | Nitrat-Fracht Total (kgN) | 9 | 20 | 14 | 41 | 16 | 33 | ca. 21 |
| | Ø Nitrat-Gehalt (mg/l) | 4,3 | 6,7 | 6,7 | 7,1 | 6,4 | 6,0 | 7,0 |
| | Nitrat-Fracht (kgN/ha) | 3 | 7 | 5 | 14 | 5 | 11 | ca. 7 |
| Ackerbau: (Münchbrunnen, Luri) Fläche: 28 ha | Schüttung Total (m ³) | 70'000 | 62'500 | 57'000 | 125'000 | 68'500 | 131'500 | ca. 90'500 |
| | Nitrat-Fracht Total (kgN) | 1050 | 920 | 895 | 2040 | 1105 | 2135 | ca. 1500 |
| | Ø Nitrat-Gehalt (mgN/l) | 15,0 | 14,7 | 15,7 | 16,3 | 16,1 | 16,4 | ca. 16,6 |
| | Nitrat-Fracht (kgN/ha) | 38 | 33 | 32 | 73 | 40 | 76 | ca. 54 |
| Buechberg: Gesamt Fläche: ca. 31 ha | Schüttung Total (m ³) | 72'000 | 65'500 | 59'000 | 131'000 | 71'000 | 137'000 | ca. 93'500 |
| | Nitrat-Fracht Total (kgN) | 1060 | 940 | 910 | 2080 | 1120 | 2170 | ca. 1520 |
| | Ø Nitrat-Gehalt (mgN/l) | 14,7 | 14,4 | 15,4 | 15,9 | 15,8 | 15,8 | ca. 16,3 |
| | Nitrat-Fracht (kgN/ha) | 34 | 30 | 29 | 67 | 36 | 70 | ca. 49 |

Im Sommer betrug die Nitrat-Auswaschung 35 - 40 kg N/ha, und im Winter variierte sie je nach Niederschlagsintensität zwischen 35 und 80 kg N/ha. Die grosse Variationsbreite der Quellfrachten im Winterhalbjahr resultierte aus dem verstärkten Einfluss der Niederschläge auf die Sickerwassermenge.

Die gewichteten Mittelwerte der durchschnittlichen, halbjährlichen NO_3 -Konzentrationen des Buechbergs wurden aus den Quotienten der Gesamtfracht und der Gesamtschüttung berechnet. Tabelle 22 zeigt die so berechneten Werte. Die Konzentrationen wiesen seit Beginn der Untersuchungen eine steigende Tendenz auf. Einzig im Winterhalbjahr 1980/81 war der Stickstoff-Gehalt niedriger als im vorausgegangenen und nachfolgenden Sommer. Der allgemeine Konzentrationsanstieg stand im Gegensatz zur sinkenden Tendenz der im Winterhalbjahr ausgebrachten Düngermengen, jedoch erhöhten sich in dieser Periode die Brache- und Halbbracheanteile.

Die halbjährlichen Stickstoff-Frachten sind in Tabelle 22 dargestellt.

Wird berücksichtigt, dass im Winter ungefähr 90 % der jährlichen Sickerwassermenge versickern, muss von der jährlichen Nitrat-Fracht (Sommer- und Winterhalbjahr) ausgegangen werden. Damit erhöhen sich die winterlichen Frachten wie folgt:

| | unter Ackerbau | unter Naturwiese |
|----------------|----------------|------------------|
| Winter 1980/81 | 59 kg N/ha | 11 kg N/ha |
| Winter 1981/82 | 101 kg N/ha | 17 kg N/ha |
| Winter 1982/83 | 117 kg N/ha | 16 kg N/ha |

Die starke Variation der Frachten in den Untersuchungsjahren wurde durch die unterschiedlichen Niederschläge und das winterliche Sickerwasser hervorgerufen. Die erhöhte Auswaschung im Winterhalbjahr 1982/83 trotz geringerer Sickerwassermengen im Vergleich zum vorhergehenden Jahr rührte einerseits vom milden Winter 82/83 her. Andererseits war der Grundwasserspiegel im Oktober 1982 noch nicht auf die mittlere Höhe gesunken, und die Quellen wiesen zu dieser Zeit eine überdurchschnittlich hohe Schüttung auf. Daraus ergab sich die grosse Differenz der NO_3 -Gehalte zwischen den Winterhalbjahren 1981/82 und 1982/83, da "Sickerwasser der vergangenen Periode" mit dem "aktuellen Sickerwasser" vermischt war. Der durchschnittliche NO_3 -N-Gehalt des Sickerwassers, berechnet aus der Sickerwassermenge (Tabelle 17) und der N-Fracht betrug

| | |
|--------------|---------------|
| im Jahr 1980 | 16.5 mg N/l |
| im Jahr 1981 | 15.4 mg N/l |
| im Jahr 1982 | 19.3 mg N/l |
| im Jahr 1983 | ca. 20 mg N/l |

Der durchschnittliche NO_3 -Gehalt des Sickerwassers während der Untersuchungsperiode lag bei 17.0 ± 2.0 mg N/l N. Der durchschnittliche gemessene Nitrat-Gehalt der Buechberg-Quellen unter Ackerflächen lag im Untersuchungszeitraum bei 15.8 ± 0.7 mg N/l (Tabelle 22). Ein Vergleich der Daten zeigt eine gute Uebereinstimmung. Der Nitrat-Gehalt, berechnet aus der Sickerwassermenge, war geringfügig höher als der gemessene Wert. Dies weist auf eine tendenzielle Erhöhung der Grundwasserbelastung mit Nitraten in den nächsten Jahren hin. Weiter wäre möglich gewesen, dass die effektive Sickerwassermenge gegenüber dem berechneten Wert ungefähr 10 % höher lag.

55 Stickstoff-Bilanz des ganzen Naturlabors Buechberg

Um den Einfluss der Bewirtschaftung im Winter zu untersuchen, war es notwendig, Stickstoff-Bilanzierungen halbjährlich vorzunehmen und das Jahr in zwei Perioden aufzuteilen (Sommerhalbjahr = "Bewirtschaftung zur Hauptkultur", Winterhalbjahr = "Bewirtschaftung zur Winterkultur"). Die entsprechenden halbjährlichen Niederschlags- und Abflussperioden der Buechberg-Quellen sind in Tabelle 23 zusammengestellt.

Tabelle 23:

Zeitperioden für die halbjährlichen N-Bilanzen, Schüttung, N-Fracht, Niederschlag, Düngung und Pflanzen-N-Entzug.

| Ereignis | Sommerperiode | Winterperiode |
|---------------------------|------------------|------------------|
| Schüttung Fracht | 1. Juni-31. Nov. | 1. Dez.-31. Mai |
| Niederschlag | 1. Apr.-30. Sep. | 1. Okt.-31. März |
| Düngung Pflanzenentzug | Hauptkultur | Winterkultur |
| N-Bilanz | Sommer | Winter |

Die zeitliche Verschiebung zwischen Niederschlags- und Abflussperiode resultierte aus der Verzögerung zwischen Ansprechzeit der Quellen und Beginn der Schneeschmelze.

Obwohl die Verweilzeit des Wassers im Buechberg minimal zwei Jahre betrug (vgl. Kapitel 445), war die Berechnung der Stickstoff-Auswaschung anhand der Quellfracht möglich, da sich die Bewirtschaftungsweise in den letzten Jahren (mindestens seit 1978) nicht geändert hatte.

Zur Ermittlung der halbjährlichen N-Bilanz der Gesamtfläche musste für jede der 33 Parzellen eine individuelle Bilanzierung durchgeführt werden. Die Summe der Stickstoff-Ueberschüsse der einzelnen Parzellen ergab das jeweilige N-Depot der gesamten Untersuchungsfläche. Zur Bilanzierung von Natur- und Kunstwiesen wurden die N-Auswaschungen im Winterhalbjahr mit 15 kg N/ha eingesetzt. Nach eigenen Untersuchungen (vgl. Kapitel 6) betrug die Auswaschung auf einem Klee-Gras-Feld im nassen und warmen Winterhalbjahr 1982/83 16 kg N/ha. Denitrifikation und symbiotische N-Fixierung war, bedingt durch den geringen Anteil von Klee-Gras-Flächen, klein. Ihre Flächenanteile in den Jahren 1980-1983 bewegten sich zwischen 1.5 und 3 ha. In der N-Bilanz wurden Denitrifikation und symbiotische N-Fixierung nicht berücksichtigt. Die asymbiotische N-Fixierung wurde mit 7 kg N/ha während dem Sommerhalbjahr festgelegt.

551 Halbjährliche N-Bilanz der einzelnen Parzellen

- N-Depot im Sommerhalbjahr

Alle N-Dünger wurden im Frühjahr zur Hauptkultur in Form von Hof- und vor allem Handelsdünger verabreicht. Auf einer Parzelle wurde 1980 und 1981 organischer Stickstoff durch Umbruch des Zwischenfutterfeldes zugeführt.

Zur Bestimmung des N-Depots im Sommer wurde die N-Düngebilanz jedes einzelnen Feldes erstellt. Diese entspricht der Summe aller N-Zufuhren (N-Düngung und Niederschlags-Stickstoff), reduziert um den pflanzenbedingten N-Entzug. Mit den spezifischen Datenangaben der Landwirte über Erträge und Kulturen wurden die Stickstoff-Entzüge berechnet (vgl. die Kapitel 353, 463 und 464 sowie die Tabellen 8 - 10). Das Gesamt-N-Depot des Naturlabors Buechberg im Sommer ist die Summe aller positiven N-Düngebilanzen ($N\text{-Zufuhr} > N\text{-Entzug}$) der einzelnen Parzellen. Der Ueberschuss resultiert aus dem zugeführten Düngerstickstoff im Frühjahr. Da die Auswaschung im Sommerhalbjahr stets klein ist, wird er dem N-Depot im Winterhalbjahr zugerechnet.

- N-Depot im Winterhalbjahr

Im Herbst wurden vorwiegend Hofdünger, Gründüngung und Ernterückstände in den Boden eingearbeitet - organische Stickstoff-Quellen, die durch mikrobielle Tätigkeit über längere Zeit anorganischen, löslichen Stickstoff freisetzen.

Das N-Depot im Winterhalbjahr entspricht der Summe aus dem eventuellen Ueberschuss der N-Düngebilanz im Sommer, den N-Zufuhren im Herbst und Winter und dem Niederschlags-Stickstoff. Ein meist grosser Teil des N-Depots liegt in organischer, der Rest in anorganischer Form vor.

Das Gesamt-N-Depot im Winter entspricht der Summe aller N-Depots der einzelnen Parzellen. In der Tabelle 1A im Anhang sind die N-Düngebilanzen der einzelnen Parzellen für die Sommer- und Winterhalbjahre der Untersuchungsperioden 1980 - 1983 aufgeführt. Die Bilanzierungen von Wiesenflächen wurden nicht durchgeführt. Zusätzlich zur Düngebilanz der Parzellen wurden die Grössen der Flächen und Kulturen und das Einbringen von Hofdüngern vermerkt. Bei Winter-Düngebilanzen wurden auch noch Handelsdüngergaben sowie das Einarbeiten der Ernterückstände ohne Wurzeln aufgelistet und die N-Bilanz in einen organischen und anorganischen Pool aufgeteilt.

552 Halbjährliche N-Bilanzen des gesamten Untersuchungsgebietes

In den Sommerhalbjahren wurden alle Parzellen mit positiver N-Düngebilanz ($N\text{-Zufuhr} > N\text{-Entzug}$) summiert; diese Felder waren im Frühjahr überdüngt worden.

Zusätzlich wurden auch alle Parzellen mit negativer Düngebilanz ($N\text{-Entzug} > N\text{-Zufuhr}$) addiert. Die Tabellen 1A im Anhang zeigt, dass die N-Defizite dieser Parzellen durch die organischen N-Vorräte des vergangenen Herbstes gedeckt werden, dass also in der gesamten Untersuchungsperiode nie eine Parzelle einen Stickstoffmangel aufwies.

Tabelle 24 zeigt die totale N-Düngebilanz der überdüngten und der "unterdüngten" Parzellen in den Sommerhalbjahren sowie die totale N-Düngebilanz der Winterhalbjahre, aufgeteilt in einen organischen und anorganischen N-Pool.

Tabelle 24:

Totale N-Düngebilanzen des gesamten Naturlabors Buechberg der überdüngten und "unterdüngten" Parzellen im Sommerhalbjahr, sowie die totale N-Düngebilanz des eingebrachten organischen und anorganischen Stickstoffs im Winterhalbjahr zwischen 1980 und 1983.

| Bilanz-Periode | N-Düngebilanz (kgN/ha) | | | |
|----------------|------------------------|-----------|----------|-----------|
| | "unterdüngt" | überdüngt | organ. N | anorga. N |
| Sommer 1980 | - 25 | 30 | | |
| Winter 1980/81 | | | 62 | 41 |
| Sommer 1981 | - 21 | 12 | | |
| Winter 1981/82 | | | 60 | 30 |
| Sommer 1982 | - 15 | 24 | | |
| Winter 1982/83 | | | 49 | 31 |

Tabelle 25:

Halbjährliche N-Düngebilanz nach Tabelle 1A (kg N und kg N/ha), Nitrat-Auswaschung unter Ackerflächen (Tabelle 22) sowie die N-Depots im Herbst und Frühjahr während der Untersuchungs Jahren 1980 - 1983.

| Jahreszeit | N-Düngebilanz | | N-Depot im Herbst | | N-Auswaschung unter der Ackerfläche kgN | N-Depot im Frühjahr | |
|----------------|---------------|--------|-------------------|--------|--|---------------------|-----------|
| | kgN | kgN/ha | kgN | kgN/ha | | kgN | kgN/ha |
| Frühjahr 1980 | | | | | | ca. = 1000 | ca. 33 |
| Sommer 1980 | + 260 | + 9 | | | - 1050 | | |
| Herbst 1980 | + 3070 | +110 | = 3280 | 117 | | | |
| Winter 1980/81 | | | | | - 920 | | |
| Frühjahr 1981 | | | | | | = 2360 | 84 |
| Sommer 1981 | - 60 | - 2 | | | - 900 | | |
| Herbst 1981 | + 2710 | +97 | = 4110 | 147 | | | |
| Winter 1981/82 | | | | | - 2040 | | |
| Frühjahr 1982 | | | | | | = 2070 | 74 |
| Sommer 1982 | + 470 | +17 | | | - 1100 | | |
| Herbst 1982 | + 2400 | +86 | = 3840 | 137 | | | |
| Winter 1982/83 | | | | | - 2130 | | |
| Frühjahr 1983 | | | | | | = 1710 | 61 |
| Sommer 1983 | + 300 | +11 | | | - ca. 1500 | | |

Die asymbiontische N-Fixierung beträgt im Sommerhalbjahr total 7 kg N/ha, Wurzelrückstände (vgl. Tabellen 10 und 19) lieferten in allen drei Untersuchungsjahren 6.5 kg N/ha pro Winterhalbjahr (total 180 kg N). Asymbiontische N-Fixierung und Wurzelrückstände wurden in Tabelle 25 zu den entsprechenden N-Düngebilanzen summiert. 1980 und 1981 betrug der Natur- und Kunstwieseanteil 6.2 ha, 1982 nur 4.8 ha; die N-Auswaschung unter Wiese lag damit gesamthaft zwischen 80 und 100 kg N (oder 3 kg N/ha bezüglich der Gesamtfläche).

In Tabelle 25 sind die Frühjahrs- und die Herbstdepots, die halbjährlichen totalen N-Düngebilanzen, die gesamten Quellfrachten und die Stickstoff-Auswaschung unter Ackerflächen aufgeführt. Herbst- und Frühjahresdepots entsprechen dem noch im Oberboden vorhandenen Stickstoff.

Die Herbstdepots der drei Untersuchungsjahre lagen durchschnittlich zwischen 120 und 150 kg N/ha. Jedoch war der Anteil an anorganischem NO_3 -Stickstoff geringer (vgl. Tabelle 24). Die Frühjahresdepots betragen nach der halbjährlichen Bilanzmethode 60 bis 90 kg N/ha.

Berechnungen der Evapotranspiration haben gezeigt, dass ungefähr 90 % des Sickerwassers im Winterhalbjahr gebildet wird und im Sommer der grösste Teil der Niederschläge verdunstet.

Daraus lässt sich schliessen, dass 90 % der jährlichen Nitrat-Fracht im Winterhalbjahr in für die Kulturen nicht mehr erreichbare Bodentiefen versickert und in den folgenden Perioden die Quellen speist.

Anhand einer solchen Bilanzierung müsste die jährliche Quellfracht zu 9/10 im Winterhalbjahr und zu 1/10 im Sommerhalbjahr berücksichtigt werden. Die Herbst-N-Depots werden dabei nicht verändert. Entscheidend ändert sich der pflanzenverfügbare Stickstoff im Frühjahr.

Die so berechneten N-Depots im Frühjahr betragen:

im Frühjahr 1981: 1600 kg N = 58 kg N/ha,
im Frühjahr 1982: 1290 kg N = 49 kg N/ha,
im Frühjahr 1983: 560 kg N = 20 kg N/ha.

Die Nitrat-Konzentration des Sickerwassers, berechnet aus der halbjährlichen Sickerwassermenge (Tabelle 17) und der jährlichen, gemessenen Quellfracht (Tabelle 22), betrug in den Jahren

1980/81: 19.6 mg N/l,
1981/82: 17.5 mg N/l,
1982/83: ca. 26.4 mg N/l.

6 Resultate der Kleinfelduntersuchungen mit Sauglysimeter

61 Bodenphysikalische Grössen

611 Bestimmung des Rückhaltevermögens von Nitrat in einer Parabraunerde

Das Retentionsverhalten von Nitrat (rf-Wert) wurde in 3 Tiefen 0 - 40 cm, 40 - 80 cm und 80 - 120 cm bestimmt.

Abbildung 24 zeigt den Anstieg der Nitrat-Konzentration des künstlich zugefügten Nitrates in Abhängigkeit der perkolierten Wassermengen.

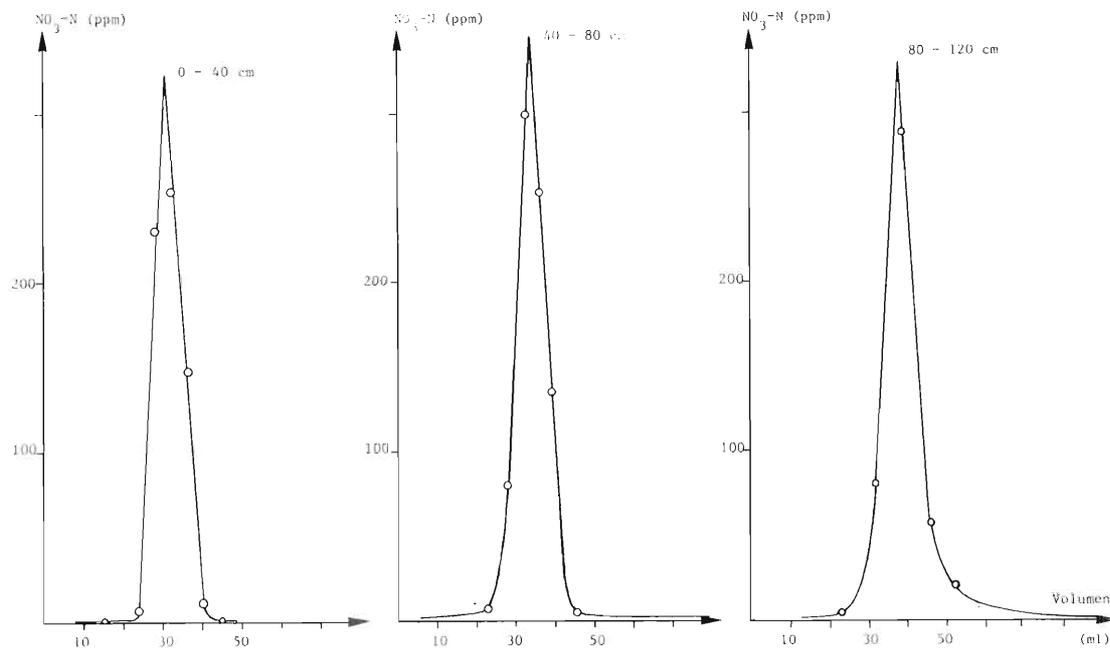


Abbildung 22:

Bestimmung des Rückhaltevermögens (rf-Wert) von in gelöster Form zugefügtem Nitrat in den Bodenschichten 0 - 40 cm, 40 - 80 cm und 80 - 120 cm.

Die benötigten Wasservolumina bis zum Konzentrationsmaximum sowie die Porenvolumina sind in Tabelle 26 aufgeführt. Der Quotient aus Porenvolumen und Durchflussvolumen des perkolierten Wassers bis zum Konzentrationsmaximum entspricht dem rf-Wert von Nitrat.

Der kf-Wert von Wasser an "ungestörten Bodenproben" der Bodentypen 5 und 7 (Abbildung 6A und 7A im Anhang) wurde von JAEGGLI und PETRASEK (1983) bestimmt (Tabelle 26). Der kf-Wert von Nitrat ist das Produkt aus experimentell bestimmtem rf-Wert multipliziert mit dem kf-Wert von Wasser (Tabelle 26).

Das Rückhaltevermögen in der Humusschicht war sehr gering. Die adsorptive (Wechselwirkung zwischen Partikeln und Ionen) Verzögerung der Nitrat-Auswaschung zwischen 40 und 120 cm Bodentiefe betrug ungefähr 12 %. Die diffusionsbedingte Auswaschung der Nitrationen des Haftwassers war gering; dies veranschaulichte der folgende Versuch.

Tabelle 26:

Wasserführende Porenvolumina der Bodenproben 0 - 40, 40 - 80 und 80 - 120 cm, Durchflussmenge bis zum NO₃-Peak-Maximum der Versuchsanordnungen 1 und 2, sowie aus Porenvolumen und Durchfluss berechnete rf-Werte und kf-Werte (nach JAEGLI 1983).

| | Versuch 1: NO ₃ -Zugabe | | | Versuch 2: Elektrolytlösung | | |
|--------------------------------------|------------------------------------|-------|--------|-----------------------------|-------|--------|
| | 0-40 | 40-80 | 80-120 | 0-40 | 40-80 | 80-120 |
| Bodentiefe cm | 0-40 | 40-80 | 80-120 | 0-40 | 40-80 | 80-120 |
| Porenvolumen cm ³ | 30.2 | 29.8 | 33.0 | 25.3 | 28.0 | 42.0 |
| Durchfluss cm ³ | 31.0 | 34.0 | 38.0 | - | 47.0 | 65.0 |
| bis NO ₃ -Max. rf-Wert | 0.97 | 0.87 | 0.88 | - | 0.60 | 0.65 |
| kf-Werte H ₂ O: | | | | | | |
| Bodentyp 5 cm/d | 2.6 | 1.8 | 1.8 | 2.6 | 1.8 | 1.8 |
| Bodentyp 7 cm/d | 5.0 | 1.9 | 2.0 | 5.0 | 1.9 | 2.0 |
| kf-Werte NO ₃ : | | | | | | |
| Bodentyp 5 cm/d | 2.5 | 1.6 | 1.6 | - | 1.1 | 1.2 |
| Bodentyp 7 dm/d | 4.9 | 1.7 | 1.8 | - | 1.1 | 1.3 |

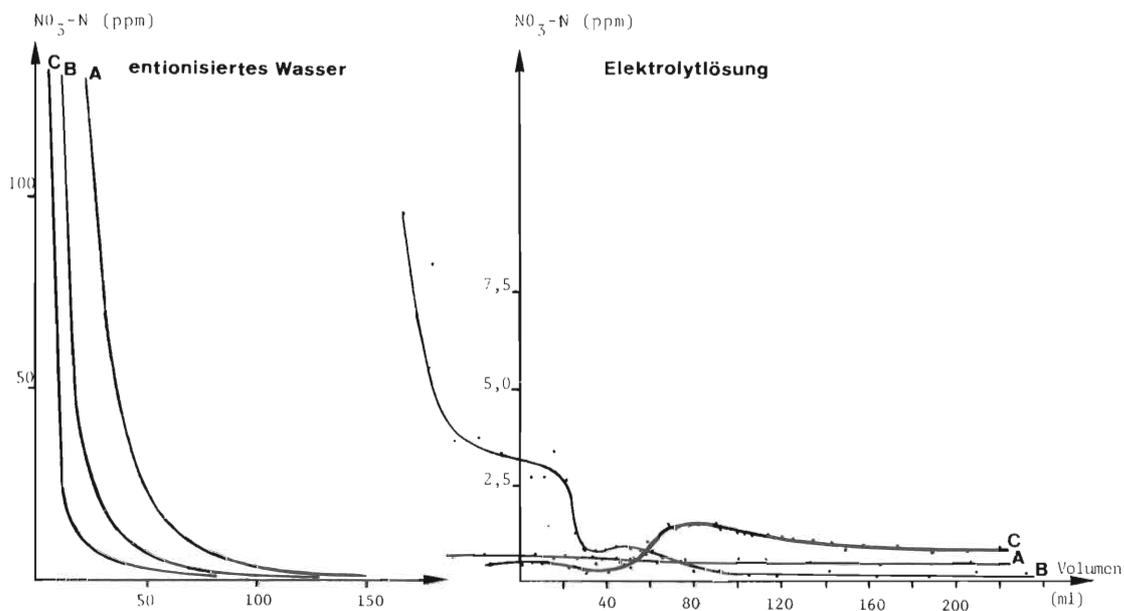


Abbildung 23:

Bestimmung des Rückhaltevermögens (rf-Wert) von Nitrat in den Bodenschichten 0 - 40 cm (A), 40 - 80 cm (B) und 80 - 120 cm (C) durch Auswaschen mit entionisiertem Wasser und einer Elektrolytlösung.

In der Versuchsanordnung 2 (Elution mit einer Elektrolytlösung) wurde der rf-Wert der in kapillaren Hohlräumen adsorbierten Nitrat-Ionen experimentell bestimmt. Abbildung 23 zeigt das Verhalten der Nitrat-Konzentration in Abhängigkeit der perkolierten Wassermengen (Abbildung 23 links = entionisiertes Wasser, Abbildung 23 rechts = Elektrolytlösung).

Erwartungsgemäss war das benötigte Volumen der Elektrolytlösung bis zum Erscheinen des Nitrat-Peaks (vgl. Abbildung 23) grösser als im Versuch 1 (Zudosierung von Nitrat).

In Tabelle 26 sind die experimentell bestimmten rf-Werte (Quotient aus Porenvolumen und Durchflussmenge der Elektrolytlösung bis zum Konzentrationsmaximum) der 3 verschiedenen Bodentiefen aufgeführt.

Die Auswaschung solcher, in kapillaren Hohlräumen adsorbierter Nitrationen war gegenüber zudosierten Ionen weit mehr verzögert. Die Verzögerung gegenüber der Wasserfront betrug ungefähr 30 - 40 %; auch in diesem Fall waren die Verhältnisse in der Humus-Schicht andersartig. Während der Elution mit der Elektrolytlösung war in dieser Schicht kein zusätzlicher Nitratpeak zu verzeichnen.

Experimentell wurde die bekannte Tatsache bestätigt, dass Güllegaben auf Schnee zu hohen Nitratauswaschungen führen. Dies trat auch bei N-Düngungen kurz vor oder während einer Regenperiode ein. Die Versuchsanordnung 1 (Zugabe von Nitrat zum Wasser) entsprach einem solchen Prozess.

Die Diffusion von Nitrationen aus den Sickerwasser- in die Haftwasserporen (z.B. nach einer N-Düngung) war unwahrscheinlich, da die Ionenkonzentration in den allermeisten Fällen in kapillaren Hohlräumen grösser ist als in den groben Poren (vgl. Kapitel 612), ausgenommen die Humusschicht. Die Versuchsanordnung 2 (Auswaschung mit einer Elektrolytlösung) entsprach darum viel eher der Auswaschung von mikrobiell gebildetem Nitrat. Diese war wegen der Diffusion in die Sickerwasserporen verzögert.

612 Abhängigkeit der Ionenkonzentration von der Haftfähigkeit des Wassers an Bodenpartikeln

Am 20. Juni 1983 wurden je vier Bodenproben der Sauglysimeterfelder 3 und 4 zu einer Probe vereinigt. Tabelle 27 zeigt die Mittelwerte des verfügbaren Wassers und des Haftwassers der Bodenproben zwischen 0 - 40 cm, 60 - 80 cm und 100 - 120 cm. Die Standardabweichungen aller Mittelwerte waren kleiner als 4 %.

Tabelle 27:

Mittelwerte mit Standardabweichung der Wassergehalte in den Bodentiefen 0 - 40, 60 - 80 und 100 - 120 cm bezüglich 100 g Boden-TS (gesiebt) bei Trocknungstemperaturen von 105 °C und 190 °C.

| Bodentiefe cm | getrocknet bei 105°C verfügbares Wasser ml | getrocknet bei 190°C Haftwasser ml |
|------------------|--|--|
| 0 - 40 | 17.8 ± 0.12 | 1.24 ± 0.050 |
| 60 - 80 | 20.3 ± 0.24 | 2.03 ± 0.017 |
| 100 - 120 | 21.7 ± 0.24 | 2.22 ± 0.054 |

In Tabelle 3A im Anhang sind die NO_3 -Konzentrationen der verschiedenen Bodenproben mit und ohne Elektrolytzusatz aufgelistet. Mit diesen Messergebnissen wurden die Nitratkonzentrationen der Bodenfraktionen bestimmt. Die Konzentrationen des leicht und schwer verfügbaren Wassers wurden aus dem Nitratgehalt der Bodenanalysen mit entionisiertem Wasser bestimmt. Die Differenz der Konzentrationen mit und ohne Elektrolytlösung entsprach dem Nitratgehalt des Haftwassers. Die Konzentrationen der verschiedenen Bodenlösungen sowie des Sauglysimeterwassers sind in Tabelle 28 aufgeführt.

Tabelle 28:

Mittelwerte mit Standardabweichungen der NO_3 -Konzentrationen (mg N/l) des leicht und schwer verfügbaren Wassers sowie des Haftwassers in den verschiedenen Bodenschichten 0 - 40, 60 - 80 und 100 - 120 cm, zusätzlich die durchschnittliche NO_3 -Konzentration des Sauglysimeterwassers der Felder 3 und 4 vom 20. Juni 1983.

| Bodentiefe cm | NO_3 -N-Konzentrationen (ppm) | | |
|------------------|--|------------------------------|---------------------------------|
| | Haftwasser (mg/l) | verfügbares Wasser (mg/l) | Sauglysimeter- wasser (mg/l) |
| 0 - 40 | 295 \pm 339 | 211.1 \pm 7.1 | |
| 60 - 80 | 351 \pm 156 | 153.2 \pm 3.6 | 136.9 \pm 35.9 |
| 100 - 120 | 169 \pm 71 | 57.6 \pm 1.6 | 50.0 \pm 6.6 |

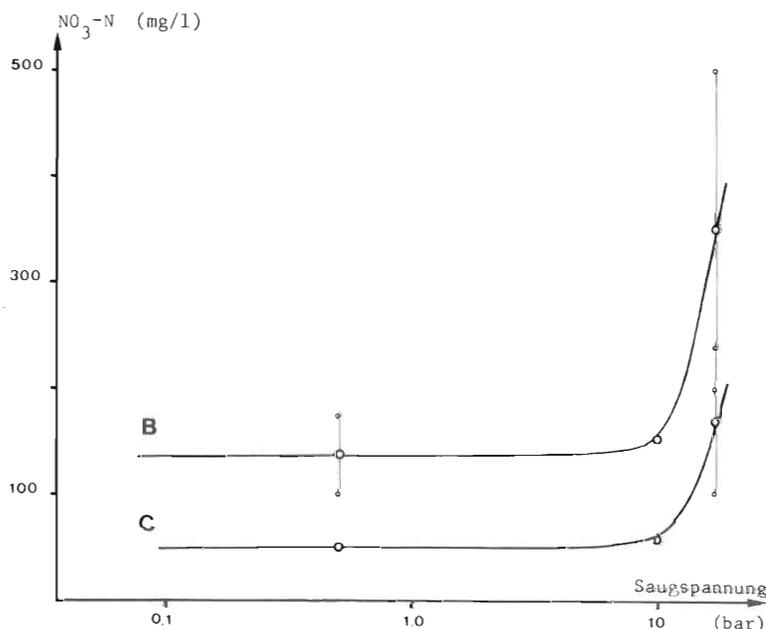


Abbildung 24:

Abhängigkeit der NO_3 -Konzentration (mg N/l) von der Saugspannung (bar) in den Bodenschichten 60 - 80 cm (B) und 100 - 120 cm (C).

In der obersten Bodenschicht war keine Differenz der Nitratkonzentrationen vorhanden. Zwischen 60 und 80 cm verdoppelte, zwischen 100 und 120 cm verdreifachte sich die Nitratkonzentration im Haftwasser gegenüber dem leicht und schwer verfügbaren Wasser. Abbildung 24 veranschaulicht die Ionenverteilungen in Abhängigkeit der Haftfähigkeit des Bodenwassers an den Bodenpartikeln (Saugspannung).

Die Saugspannung von leicht und schwer verfügbarem Wasser liegt zwischen -0.1 bar und -15.0 bar, diejenige von Haftwasser unter -15.0 bar. Die NO_3 -Gehalte der Sauglysimeterwasser und die Nitratkonzentrationen des noch verfügbaren Bodenwassers wiesen keine grossen Differenzen auf. Erst im Haftwasser stieg die Ionenkonzentration stark an.

Ein qualitativer Vergleich mit den Versuchen zur rf-Wert-Bestimmung (Abbildung 23) zeigt dieselben Befunde. In der obersten Bodenschicht konnte die Retentionszeit der Nitrationen in kapillaren Hohlräumen nicht gemessen werden, da das entionisierte Wasser das ganze Nitratdepot eluiert hatte, und in der tiefsten Bodenschicht (80 - 120 cm) war der Nitratpeak grösser als in der mittleren Bodenschicht (40 - 80 cm).

Diese qualitativen Resultate wiesen eindeutig darauf hin, dass die Nitratkonzentration im Sickerwasser nur sehr geringfügig vom Nitratgehalt des Sauglysimeterwassers abwich.

62 Einflüsse der Bewirtschaftungsweise auf die Nitratauswaschung

621 Wasserhaushalt auf den brachliegenden und den bepflanzten Feldern

Für die Kleinfelduntersuchungen wurde der Wasserhaushalt im Boden mittels meteorologischen Daten ermittelt, da die Sickerwasserrate im Oberboden von der Feldkapazität und den meteorologischen Verhältnissen stark abhängig ist.

Evapotranspiration und Sickerwasserbewegungen wurden darum mit Methoden berechnet, die spezifische klimatische Einflüsse berücksichtigten. Dazu eignete sich die Evapotranspirationsberechnung nach PENMAN (1948) und RIJTEMA (1965, 1968). Die Verdunstung aus brachliegenden Feldern wurde mit einem Rauigkeitsparameter (Abbildung 5) und einem Diffusionswiderstand (Abbildung 6) korrigiert (RIJTEMA 1968).

Die Abhängigkeit der Evapotranspiration von der im Oberboden vorhandenen Wassermenge wurde mit dem Wasserbilanzmodell (Gleichungen 13 bis 17) nach BLAU et al. (1983) berücksichtigt, wonach eine Reduktion der Evapotranspiration eintritt, wenn der Bodenwassergehalt des oberen Bodenwasserspeichers (Abbildung 7) unter 70 % der Feldkapazität sinkt.

Abbildung 25 zeigt die Summenkurve der täglich gefallenen Niederschläge, der Evapotranspiration sowie der Sickerwassermengen auf brachliegenden und bedeckten Flächen bei einer Feldkapazität von 275 mm. Die Evapotranspirationsleistung bedeckter Flächen ist wegen der Transpiration der Pflanzendecke gegenüber offenen Ackerflächen erhöht (Abbildung 25, 26). Die Verdunstung solcher Flächen war nach den in dieser Arbeit benutzten Ansätzen von BLAU et al. (1983) und RIJTEMA (1968) um 20 - 30 % erhöht. Die Sickerwassermengen (Abbildung 26) unter bedeckten Flächen wurden vor allem im Herbst und späteren Frühjahr (April) gegenüber Brache erniedrigt. Dafür verantwortlich ist vor allem die Wasserspeicherkapazität - nutzbare Feldkapazität (nF) - des Bodens. Diese ist auf bedeckten Böden grösser als auf offenen Ackerflächen. Im Winterhalbjahr, bei gesättigten Böden, waren die Unterschiede der Sickerwasserraten gering, da die Evapotranspiration nur knapp 5 % der Niederschläge betrug und die feldkapazitätsbedingte Sickerwasserreduktion praktisch ausgeschlossen werden konnte (gesättigte Böden).

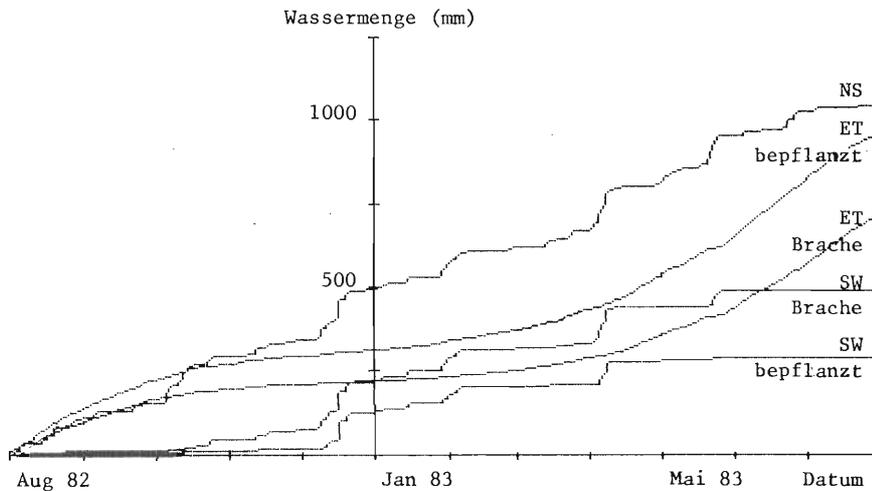


Abbildung 25:

Summenkurven der Niederschläge (NS), der täglich berechneten Evapotranspiration (ET) sowie der Sickerwassermenge (SW) auf bepflanzten und brachliegenden Feldern in der Zeit vom 1. August 1980 bis 31. Juli 1983.

Abbildung 26 veranschaulicht die unterschiedlichen, täglichen Sickerwasserabflüsse auf bepflanzten und brachliegenden Feldern. Hier wird noch besser ersichtlich, dass bepflanzte Felder vor allem in den Uebergangszeiten Herbst und Frühjahr die Sickerwassermenge stark reduzierten. Die erhöhte Transpiration der Pflanzendecke und die grössere nutzbare Feldkapazität (nF) bedeckter Flächen verringerten den Bodensättigungsgrad und erhöhten die Pufferkapazität gegenüber Niederschlägen. Dies hatte eine verminderte Versickerung und damit auch eine verminderte Auswaschung ins Grundwasser zur Folge. Abbildung 27 zeigt den täglich berechneten Wassergehalt der Böden bei einer nutzbaren Feldkapazität von 275 mm.

Bei grösseren Niederschlagsmengen ist das Speichervolumen des Bodens schnell gefüllt und es tritt Versickerung auf. Für Kulturen mit geringer Wurzeltiefe (Mais, Zuckerrüben, Kartoffeln) wird die nutzbare Feldkapazität klein. Unter solchen Kulturen kann auch im Sommer N-Auswaschung eintreten.

622 Einfluss der Winterbegrünung mit Klee-Gras

Die Abbildungen 28 bis 31 zeigen die Nitrat-Konzentrationen der vier verschiedenen Untersuchungspartellen während der Zeit vom 1. August 1982 bis 26. Juli 1983 in den Bodentiefen 70 und 120 cm.

Die Nitrat-Konzentrationen des Sauglysimeterwassers in den beiden Bodentiefen wurden varianzanalytisch auf ihre Signifikanz untersucht. Die Konzentrationsunterschiede waren grösstenteils hochsignifikant (Irrtumswahrscheinlichkeit $< 1 \%$). In den Abbildungen 28 - 31 wurden signifikante Unterschiede mit einem vertikalen (\perp), nichtsignifikante Unterschiede mit einem horizontalen (-) Strich gekennzeichnet. Im Anhang (Tabellen 12.01.A - 12.17.A) sind alle Einzelergebnisse der Varianzanalyse festgehalten.

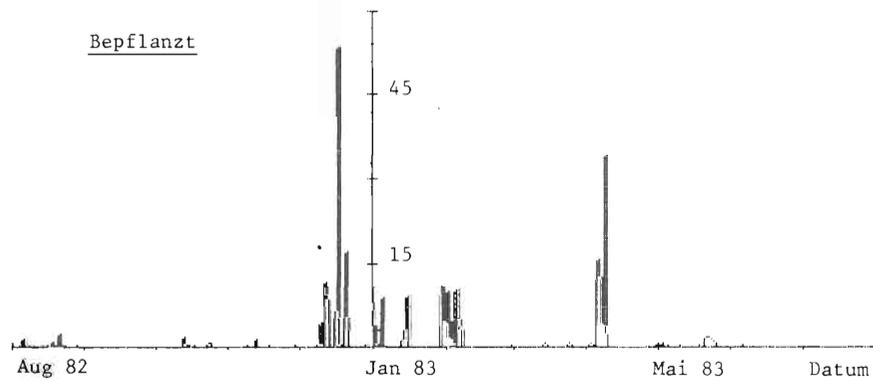
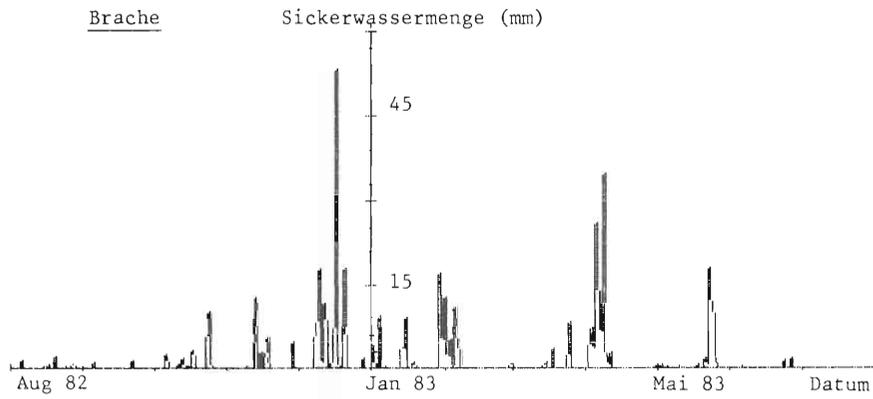


Abbildung 26:
Tägliche Sickerwassermenge (mm) auf brachliegenden und bepflanzten Flächen in der Zeit zwischen 1. August 1982 und 31. Juli 1983 (Feldkapazität nF = 275 mm).

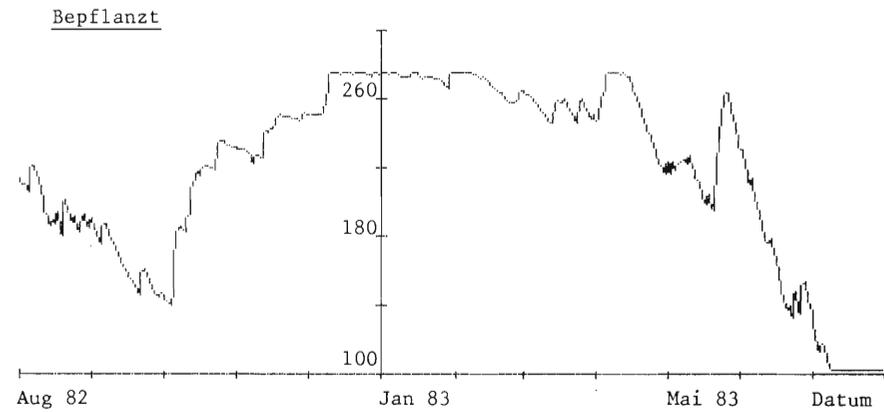
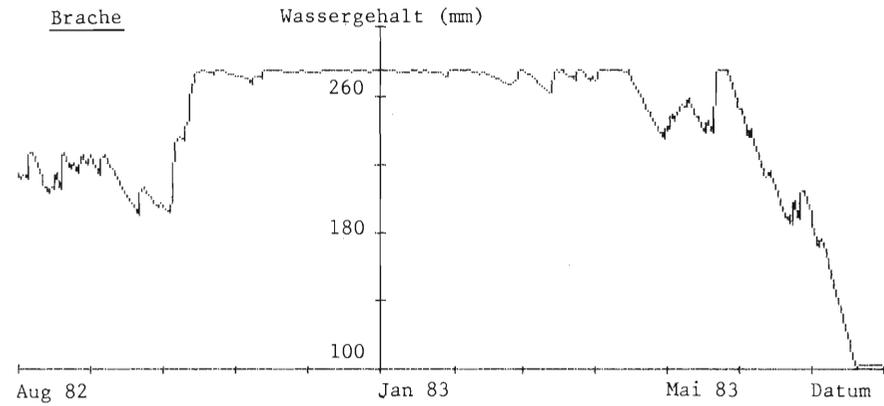


Abbildung 27:
Täglich berechneter Wassergehalt (mm) des oberen Bodenwasserspeichers auf brachliegenden und bepflanzten Flächen in der Zeit vom 1. August 1982 bis 31. Juli 1983

Die untersuchten Parzellen waren am 15. Juli 1983 mit Klee-Gras (Feld 1 - 4) angesät worden (vgl. Tabelle 11). Nach der Klee-Gras-Einsaat blieben die Konzentrationen noch längere Zeit ziemlich hoch. 120 Tage nach der Einsaat verminderte sich der NO_3 -Gehalt des Sickerwassers auf allen Untersuchungsparzellen stark. Die Konzentrationen in 70 cm Bodentiefe sanken unter die Nitrat-Gehalte von 120 cm Tiefe. In dieser Zeit wurden zum Teil nicht signifikante Unterschiede gemessen (Abbildung 31). Die Minima der Konzentrationen in 120 cm Bodentiefe wurden 180 Tage nach der Einsaat erreicht. Die Retentionszeit des Nitrats zwischen 70 und 120 cm betrug 60 Tage, was einem Nitrat-k-Wert von rund 1 cm/Tag entspricht.

Der Einfluss der Bodenbedeckung auf die Auswaschung zeigte sich im unterschiedlichen Verhalten der Nitratkonzentration des Sauglysimeterwassers. Der Stickstoffgehalt des Bodenwassers aller Parzellen (3 und 4 Ende Dezember und 2 Mitte Mai) stieg nach dem Umbruch kontinuierlich an (Abbildungen 29 - 31). Auf diesen Feldern wurden nach dem Umbruch hochsignifikante Unterschiede der Nitratkonzentrationen in beiden Bodentiefen gemessen.

Im Gegensatz dazu lag der Nitratgehalt der begrünten Parzellen 1 und 2 (bis Mitte Mai 1983) im Winter und Frühjahr unter 10 mg N/l. Aus den tiefen Konzentrationen und den geringen Konzentrationsunterschieden der Klee-Gras-Felder 1 und 2 (Abbildungen 28 und 29) resultierten keine signifikanten Abweichungen der Nitratkonzentrationen in den beiden Tiefen 70 und 120 cm.

Auswirkungen des Umbruchs auf die Nitratkonzentration im Bodenwasser konnten auf allen Feldern in 70 und 120 cm Bodentiefe verifiziert werden. Die Retentionszeit war bei allen untersuchten Parzellen identisch. Die Konzentrationsanstiege von Nitrat in 70 cm Tiefe wurden auf der

Parzelle 4 nach ca. 30 Tagen,
Parzelle 3 nach ca. 30 Tagen,
Parzelle 2 nach ca. 30 Tagen gemessen.

In 120 cm Bodentiefe erfolgte der Anstieg auf der

Parzelle 4 nach ca. 60 Tagen,
Parzelle 3 nach ca. 60 Tagen,
Parzelle 2 nach ca. 60 Tagen.

Die k-Werte von Nitrat betragen zwischen 20 und 120 cm ungefähr 1.7 cm pro Tag (Tabelle 26; es muss berücksichtigt werden, dass die k-Werte in der Humusschicht viel grösser waren und beim Umbruch die Böden 25 cm tief gepflügt wurden).

Ein Vergleich mit den Labor-k-Werten zeigte, dass nach Umbruch einer Parzelle vor allem Auswaschung ohne Diffusion auftrat. Dies war zu erwarten, da in diesen Fällen Stickstoff nicht in kapillaren Hohlräumen mobilisiert wurde. Im Gegensatz dazu waren zur Bildung des Nitrat-Restgehaltes beim Minimum Ende Januar 1983 Diffusionsprozesse viel stärker beteiligt. Der k-Wert zwischen 70 und 120 cm betrug ungefähr 1 cm pro Tag. Der Beitrag der Diffusion zur Auswaschung in dieser Periode ist plausibel. Die Wurzeln der Klee-Gras-Mischung hatten viel Nitrat aus den oberen Bodenschichten aufgenommen. Das perkolierende Sickerwasser wies deshalb einen tiefen Nitratgehalt auf, der erst in Bodenschichten unterhalb 70 cm durch diffundierendes Nitrat angereichert wurde.

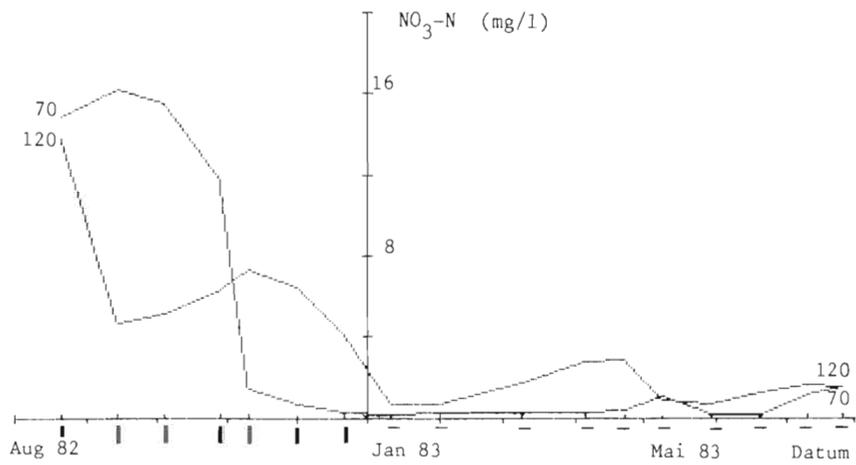


Abbildung 28: PARZELLE 1

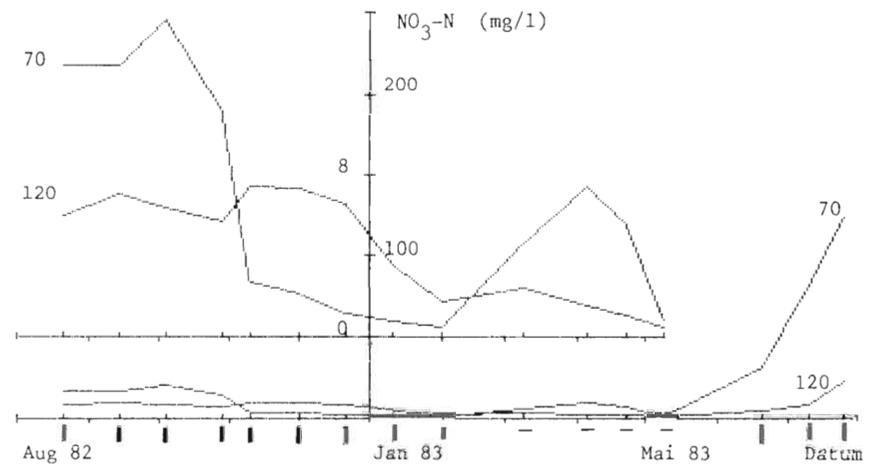


Abbildung 29: PARZELLE 2

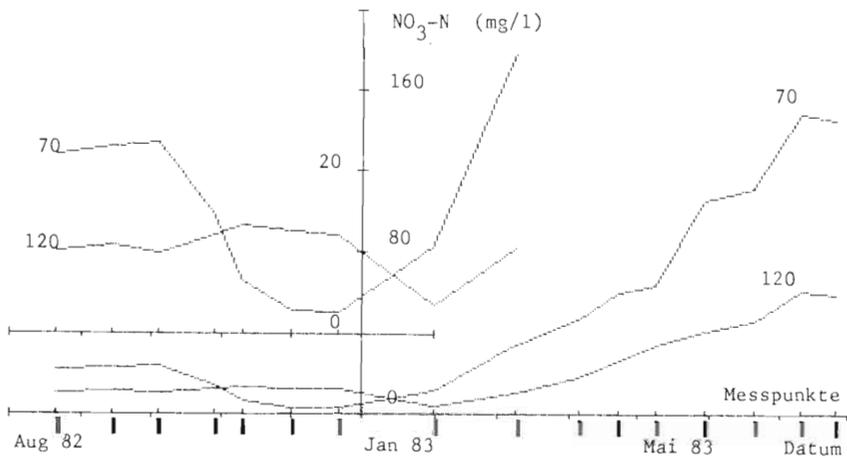


Abbildung 30: PARZELLE 3

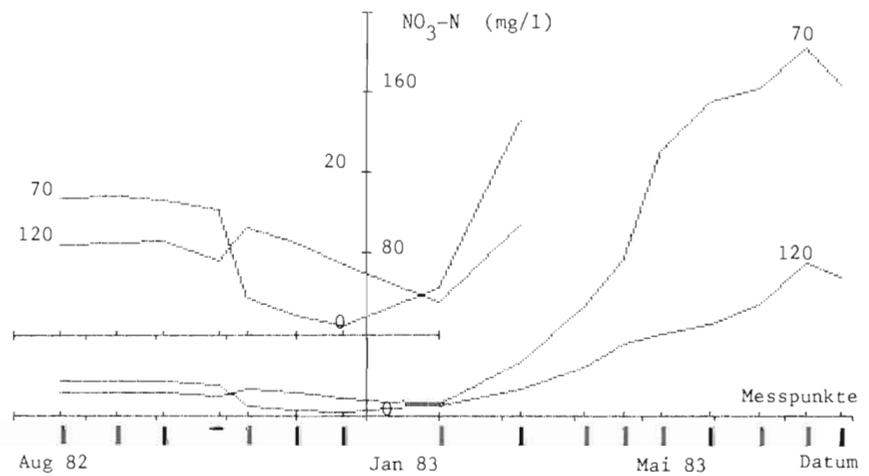


Abbildung 31: PARZELLE 4

Mittelwerte der Nitratkonzentrationen des Sauglysimeterwassers (mg N/l) in 70 und 120 cm Bodentiefe der Parzellen 1 bis 4 in der Zeit vom 1. Aug. 1982 bis 26. Juli 1983 ("|" signifikanter, "-" nicht signifikanter Konzentrationsunterschied zwischen 70 und 120 cm Bodentiefe).

Insgesamt zeigten die varianzanalytischen Vergleiche der Nitratkonzentrationen in den beiden Bodentiefen 70 und 120 cm das erwartete Bild. Auf bepflanzten Feldern waren bei kräftigem Graswuchs keine signifikanten Konzentrationsunterschiede festgestellt worden. Der mineralisierte Stickstoff wurde von der Pflanzendecke aufgenommen. Im Gegensatz dazu wurden auf offenen Ackerflächen starke Konzentrationsgradienten mit hohen Nitratgehalten vorgefunden und dementsprechend hochsignifikante Unterschiede der Nitratkonzentrationen festgestellt. Auf solchen Feldern wurde das mineralisierte Nitrat in tiefere Bodenschichten ausgewaschen. In einer weiteren Varianzanalyse wurden die Sauglysimeterwasser

Tabelle 29:

Varianzanalyse der Versuchsfelder 1 bis 4 untereinander in den Bodentiefen 70 und 120 cm (ns = nicht signifikant, ● = signifikant, ●● = hoch signifikant, - = keine Messung).

| Felder- Vergleich | 1 / 2 | | 1 / 3 | | 1 / 4 | | 2 / 3 | | 2 / 4 | | 3 / 4 | |
|----------------------|-------|-----|-------|-----|-------|-----|-------|-----|-------|-----|-------|-----|
| | 70 | 120 | 70 | 120 | 70 | 120 | 70 | 120 | 70 | 120 | 70 | 120 |
| 20. 8.82 | ns | ns | ns | ● | ● | ● | ns | ns | ●● | ns | ● | ns |
| 14. 9.82 | ns | ns | ns | ● | ● | ● | ns | ns | ● | ns | ns | ns |
| 4.10.82 | ns | ns | ns | ● | ● | ns | ns | ns | ● | ns | ● | ns |
| 28.10.82 | ns | ns | ● | ns | ns | ●● | ●● | ns | ● | ●● | ns | ● |
| 10.11.82 | ns | ns | ns | ●● | ● | ●● | ns | ●● | ns | ●● | ns | ns |
| 1.12.82 | ns | ns | ns | ●● | ns | ●● | ns | ●● | ●● | ●● | ns | ns |
| 21.12.82 | ns | ns | ns | ●● | ns | ●● | ns | ns | ns | ●● | ns | ● |
| 11. 1.83 | ns | ns | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1. 2.83 | ns | ns | ●● | ●● | ●● | ●● | ●● | ●● | ●● | ●● | ●● | ns |
| 9. 3.83 | ns | ns | ●● | ●● | ●● | ● | ●● | ●● | ●● | ● | ● | ns |
| 5. 4.83 | ns | ns | ●● | ●● | ●● | ● | ●● | ●● | ●● | ● | ns | ns |
| 22. 4.83 | ns | ns | ●● | ●● | ●● | ● | ●● | ●● | ●● | ● | ns | ns |
| 9. 5.83 | ns | ns | ●● | ●● | ●● | ●● | ●● | ●● | ●● | ●● | ●● | ns |
| 30.5.83 | - | - | ●● | ●● | ●● | ●● | - | - | - | - | ●● | ns |
| 20.6.83 | ● | ns | ●● | ●● | ●● | ●● | ●● | ●● | ●● | ●● | ●● | ns |
| 11.7.83 | ●● | ns | ●● | ●● | ●● | ●● | ●● | ●● | ●● | ●● | ● | ns |
| 26.7.83 | ●● | ns | ●● | ●● | ●● | ●● | ns | ●● | ns | ● | ns | ns |

der vier Untersuchungspartzen der beiden Bodentiefen verglichen. Im Anhang (Tabellen 12.01A - 12.17A) sind alle Einzelergebnisse der Varianzanalyse festgehalten. Tabelle 29 zeigt die nicht signifikanten (ns), die signifikanten (●) und die hochsignifikanten (●●) Unterschiede der Versuchspartzen untereinander auf.

Zu Beginn der Kleinfeldversuche (Mitte August bis Oktober 1982) wurden meistens nicht signifikante Konzentrationsunterschiede zwischen den einzelnen Feldern festgestellt, sofern dieselben Bodentiefen miteinander verglichen wurden. Ein solches Verhalten war zu erwarten, da alle Felder vorher einheitlich mit Wintergerste bepflanzt waren und nachher eine Klee-Gras-Mischung eingesät wurde. Eine Ausnahme bildete Feld 4 in 70 cm und Feld 1 in 120 cm Bodentiefe, welche gegenüber den anderen Feldern signifikante Unterschiede aufwiesen.

In der Zeit von Ende Oktober bis anfangs November war eine uneinheitliche Situation zu verzeichnen. Diese rührte vom starken Sinken der Nitratkonzentration in 70 cm Tiefe her. Der Nitratverlust resultierte aus den pflanzenbedingten Nährstoffentzügen in dieser Bodentiefe.

Zwischen Oktober und Ende Dezember konnten in 70 cm Bodentiefe, wegen des einheitlichen Klee-Gras-Bewuchses, keine signifikanten Konzentrationsunterschiede festgestellt werden. In 120 cm Bodentiefe wurden zum Teil noch hochsignifikante Unterschiede zwischen den Felderpaaren 1, 2 und 3, 4 gemessen.

Ende Dezember erfolgte der Umbruch der Felder 3 und 4. Sofort wiesen die Konzentrationen der bedeckten Partzen (1 und 2) gegenüber den offenen Ackerflächen (3 und 4) hochsignifikante Unterschiede auf. Dieselbe Situation ereignete sich nochmals im Mai 83, als das Feld 2 umgebrochen wurde.

Ende Juli wiesen die offenen, jetzt mit Mais bepflanzt Feldern (2, 3 und 4) in 70 cm Tiefe keine signifikanten Unterschiede mehr auf. Wichtig festzustellen ist, dass die Konzentrationsunterschiede der Partze 2 in 120 cm Bodentiefe gegenüber der weiterhin mit Klee-Gras bedeckten Partze nicht signifikant, gegenüber den im Dezember umgebrochenen Partzen aber zum Teil sogar hochsignifikant waren. Dies beweist, dass beim späten Umbruch der Partze 2 nur sehr wenig Nitrat in tiefere Bodenschichten ausgewaschen wurde.

Die varianzanalytische Untersuchung der am 28. Dezember 1982 und 20. April 1983 gemisteten Partze 4 mit der nicht gemisteten Partze 3 ergab nach den Hofdüngergaben während 2 Monaten hochsignifikante Abweichungen der Nitratkonzentrationen in 70 cm Bodentiefe. In 120 cm Tiefe konnte keine Signifikanz festgestellt werden.

623 Einfluss von Hofdüngergaben auf die Nitrat-Auswaschung der begrüntten oder brachliegenden Partzen

Alle vier untersuchten Felder wurden am 4. Dezember 1982 mit 15 m³/ha Gülle (= 50 kg schnell wirksamer Stickstoff) gedüngt und die Partzen 3 und 4 am 28. Dezember umgebrochen. Zusätzlich wurde Partze 4 mit 30 m³/ha Mist (= 60 kg schnell wirksamer Stickstoff) kurz vor dem Umbruch gemistet. Die Abbildungen 28 bis 31 der NO₃-Konzentrationen des Sauglysimeterwassers aller Untersuchungspartzen veranschaulichen, dass die Güllegabe anfangs Dezember zu keinem Konzentrationsanstieg im Sauglysimeterwasser geführt hatte, obwohl nachher eine starke Niederschlagsperiode folgte (132 mm Sickerwasser zwischen 1. - 21. Dezember 1982).

Zusätzlich zu den Wasserproben der Sauglysimeter wurden Bodenproben zwischen 0 - 40, 40 - 80 und 80 - 120 cm jeweils bei der Probenahme des Sauglysimeterwassers entnommen.

Die Abbildungen 32 - 35 zeigen die Summe der NO_3^- - und NH_4^- -Konzentrationen der Untersuchungspartellen in den verschiedenen Bodentiefen. Die Güllegabe anfangs Dezember bewirkte einen deutlichen Konzentrationsanstieg. Die Auswirkungen waren auch noch in der mittleren Bodenschicht zu bemerken, während in 80 und 120 cm Bodentiefe kein Konzentrationsanstieg erfolgte.

Die Volldüngergabe auf Parzelle 1 (Abbildung 32) am 17. März 1983 scheint vom Bauern falsch angegeben worden sein, mit grosser Sicherheit erfolgte die Düngung anfangs März.

Die Mistgabe auf Parzelle 4 vor dem Umbruch des Klee-Grases verursachte einen weit stärkeren Konzentrationsanstieg in der Bodenschicht 0 - 40 cm als in der Vergleichspartelle 3 ohne Mistgabe. Die Hofdüngergabe verursachte eine verstärkte Nitratauswaschung ab Mitte Januar 1983 (Abbildungen 34 und 35), und die NO_3^- -Konzentration des Bodenwassers der mittleren Bodenschicht erhöhte sich innerhalb eines Monats um 8 mg N/l gegenüber der ungedüngten Parzelle 3.

Im Januar 83 lag die monatliche Durchschnittstemperatur bei 2.3 °C oder 4 °C über dem langjährigen Durchschnitt. Im Februar sank das monatliche Mittel um 3.7 °C auf -1.4 °C oder 1 °C unter dem langjährigen Durchschnitt. Die Erniedrigung der anorganischen Stickstoffkonzentration auf den Feldern 3 und 4 im Februar 1983 wurde durch die temperaturbedingte verminderte N-Mobilisierung in jenem Monat hervorgerufen.

Im Gegensatz dazu stieg auf den bedeckten Feldern 1 und 2 die NO_3^- -Konzentration im Februar leicht an. Trotzdem war die Auswaschung auf den bewachsenen Feldern kleiner als auf den Bracheflächen und die Nitratkonzentration in der obersten Bodenschicht blieb konstant.

Der mobilisierte Stickstoff wurde im Winter auf bedeckten Feldern von den Pflanzen aufgenommen, da bei temperaturbedingter Erhöhung der N-Mobilisierung entsprechend die N-Aufnahme der Pflanzen zunahm. Auf brachliegendem Boden wurde mobilisierter Stickstoff akkumuliert und in Regenperioden mit dem Sickerwasser ausgewaschen.

63 Nitratauswaschung auf brachliegenden und bedeckten Feldern

Abbildung 36 zeigt die kumulierten Nitratfrachten in 120 cm Bodentiefe der Sauglysimeterfelder 1 bis 4. Die Untersuchungspartellen 1 und 2 waren über die ganze Winterperiode mit Klee-Gras bedeckt, die beiden anderen Partellen 3 und 4 wurden am 28. Dezember gepflügt und Parzelle 4 zusätzlich am 28. Dezember und am 20. April mit Mist gedüngt. In den Tabellen 4A und 12.01A - 12.17A im Anhang sind die Sickerwasserraten und die durchschnittlichen Nitratgehalte der Sauglysimeterfelder in 70 und 120 cm Bodentiefe aufgeführt.

Der Nitratgehalt auf allen Sauglysimeterfeldern war bis Ende Dezember in 70 und 120 cm Bodentiefe relativ hoch. Die hohen N-Mengen stammten von der Vorkultur oder waren nach der Ernte mobilisiert worden. Nach der Klee-Gras-Einsaat blieben die Partellen noch längere Zeit nicht optimal bedeckt, sodass der vorhandene und mineralisierte Stickstoff nicht vollständig von der Kultur aufgenommen werden konnte. Erst im Oktober und November sank der NO_3^- -Gehalt in 70 cm. Im Oktober hatten die hohen Niederschläge (140 mm) den Boden gesättigt. Aus zusätzlichen Niederschlägen (140 mm) resultierten anfangs Dezember auf allen Partellen, den bedeckten (1 und 2) sowie den noch bedeckten Feldern (3 und 4) Nitrataus-

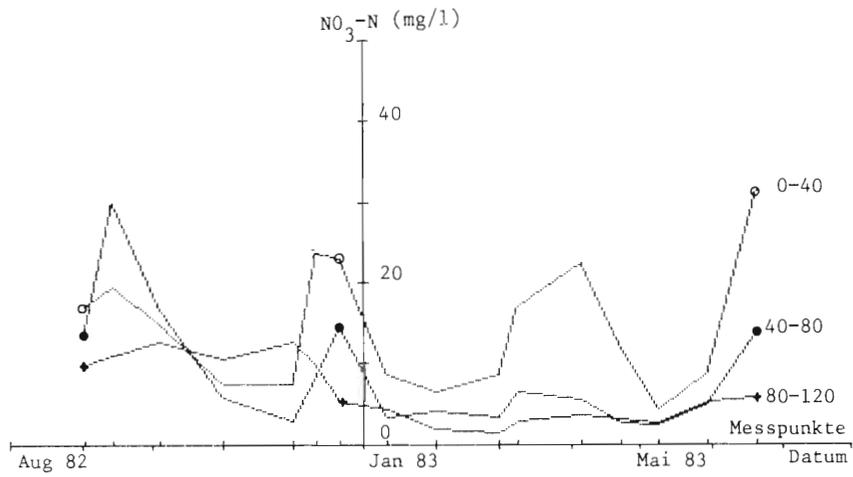


Abbildung 32: PARZELLE 1

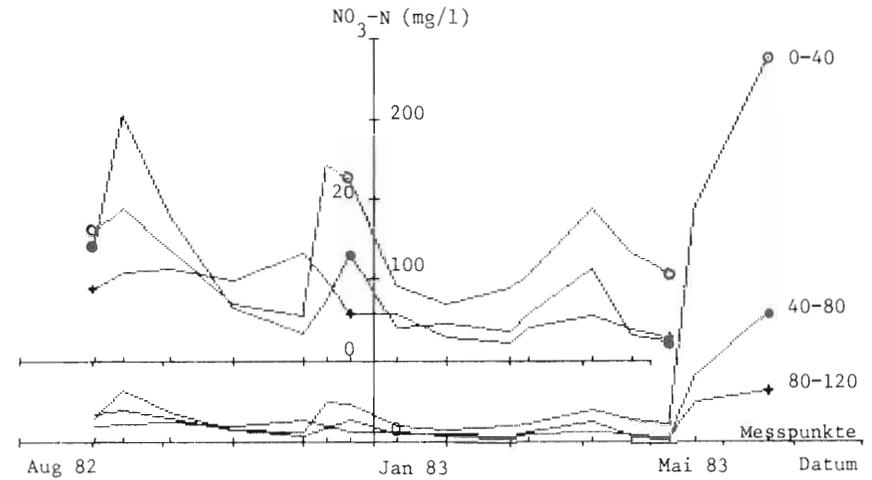


Abbildung 33: PARZELLE 2

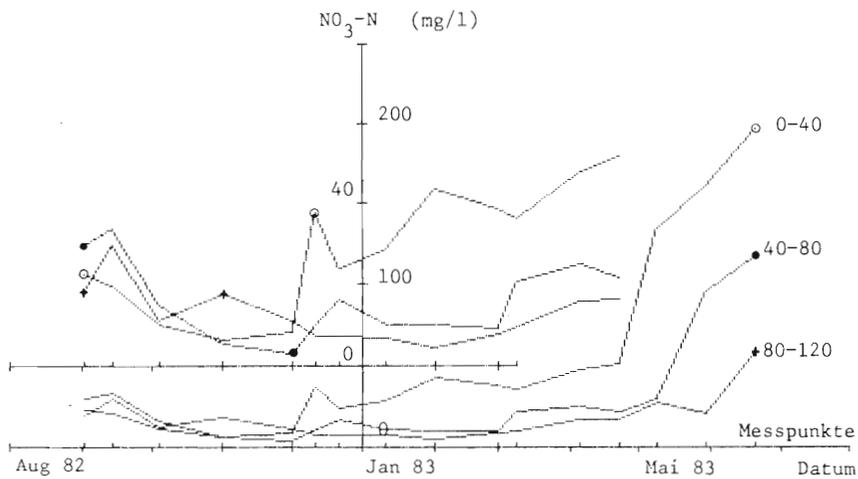


Abbildung 34: PARZELLE 3

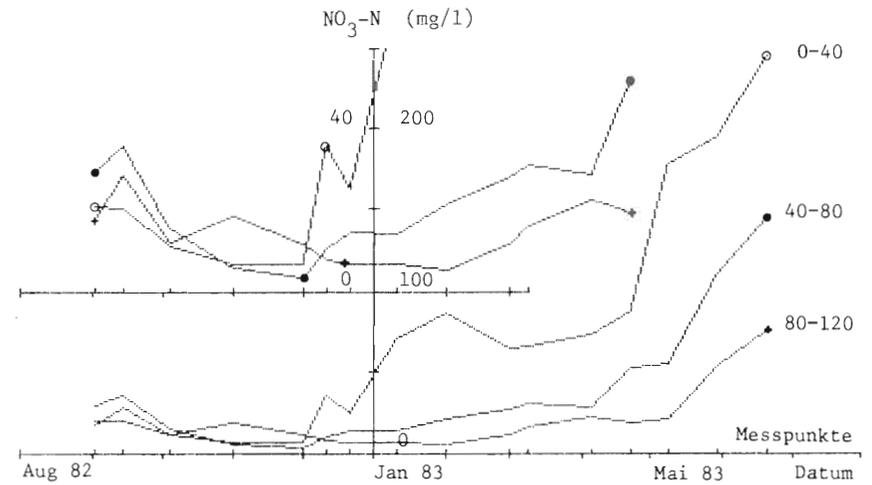


Abbildung 35: PARZELLE 4

Nitrat-Stickstoffkonzentration (mg N/l) des Bodenwassers der Bodenproben in 0 - 40, 40 - 80 und 80 - 120 cm Bodentiefe der Felder 1 bis 4 in der Zeit vom 20. Aug. 1982 bis 20. Juli 1983.

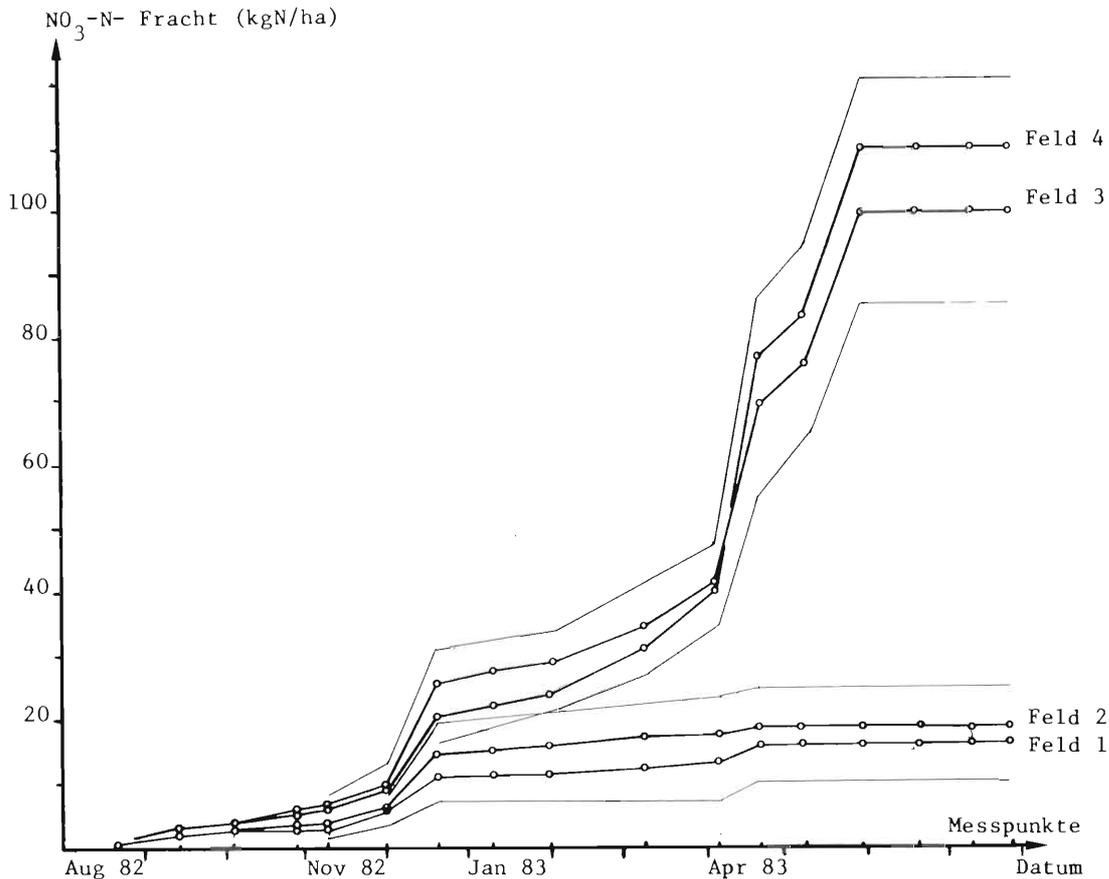


Abbildung 36:

Kumulierte Nitrat-Auswaschung und Standardabweichung der Sauglysimeterfelder 1 und 2 (bepflanzt) sowie 3 und 4 (Brache) in der Zeit vom 1. August 1982 bis 26. Juli 1983.

waschungen zwischen 8 und 18 kg N/ha. Ab Februar 1983, rund zwei Monate nach Umbruch der Parzellen 3 und 4 begann sich die erhöhte Nitratkonzentration in 120 cm Bodentiefe auszuwirken, und die Auswaschung unter den Brachefeldern nahm zu. Die Klee-Gras-Felder 1 und 2 wiesen eine viel geringere Auswaschung auf als die seit dem 1. Januar 1983 Parzellen 3 und 4. Die hohen Niederschläge (260 mm) zwischen April und Mai hatten auf den Bracheparzellen eine Nitrat-Auswaschung von ungefähr 60 kg N/ha zur Folge.

Auf den bepflanzen Feldern waren maximal 3 kg N/ha ausgewaschen worden. Hier zeigt sich, dass eine kräftige Klee-Gras-Mischung Nitrat-Auswaschungen sehr stark vermindert (Abbildung 36). Niederschläge in derselben Größenordnung zwischen Oktober und Dezember 1982 (bei noch schwächerer Kultur) hatten drei- bis fünfmal höhere Nitratfrachten zur Folge gehabt. Das zusätzlich am 28. Dezember 1982 gemästete Feld (4) wies zwischen Dezember 1982 und Juli 1983 eine gegenüber dem ungemästeten Feld (3) zusätzliche Auswaschung von 16 kg N/ha auf. Diese Differenz liess sich statistisch nicht gesichert auf die Mistgaben zurückführen. Die Düngung vom 20. April 1983 auf Feld 4 hatte sich bis am Ende der Messperiode noch nicht auf die Nitratkonzentration in 120 cm Bodentiefe ausgewirkt (vgl. Abbildung 36). Zwischen August 1982 bis August 1983 wurden auf den Brachefeldern (Feld 3 und 4) je 105 ± 20 kg N/ha und auf

bedeckten Feldern (Feld 1 und 2) je 18 ± 8 kg N/ha ausgewaschen. Obwohl nach dem Pflügen im Mai die Nitratkonzentration des Sauglysimeterfeldes 2 stark anstieg, blieb die Fracht gering, da in dieser Zeit die Sickerwasserrate praktisch null war. Mit Sicherheit haben im Herbst 1983 nach Abernten der Maiskultur grössere Nitratauswaschungen stattgefunden, da die Böden vor der Maiseinsaat stark überdüngt worden waren.

64 Abschätzung der Stickstoff-Mobilisierung und der Denitrifikation mit Hilfe der Stickstoff-Bilanz

Zur Erstellung der N-Bilanz war der anorganische N-Vorrat in jedem Sauglysimeterfeld mit Bodenproben bestimmt worden. Aus der N-Bilanz zwischen zwei Probenahmen konnte die Differenz aus mobilisiertem und denitrifiziertem Stickstoff ($N\text{-Differenz} = N_{\text{mob}} - N_{\text{DE}}$) berechnet werden (Gleichung 2, Kapitel 35). Der symbiontisch fixierte Luftstickstoff wurde in der N-Bilanz nicht berücksichtigt, da er von der Pflanze direkt aufgenommen wird. Damit entspricht die N-Differenz nur noch den Einflussgrössen der Gleichung 2.

Die Summe des anorganischen Stickstoffs der drei Bodenschichten ergab den Gesamt-N-Pool zu den verschiedenen Messzeitpunkten ($N_{\text{anorg}(t)}$), die anorganischen Stickstoffkonzentrationen der Bodenschichten sind in den Tabellen 6A bis 9A im Anhang aufgeführt. Die Stickstofffrachten (N_{out}) der verschiedenen Untersuchungspartellen (Tabelle 5A im Anhang), der eingebrachte Stickstoff durch Niederschlag (N_{NS} , Tabelle 4A), anorganischer Düngerstickstoff (N_{D} , Tabelle 12) und der pflanzenbedingte Stickstoff-Entzug (N_{Pfl} , Tabelle 11) sind aus den entsprechenden Tabellen ersichtlich.

Die Stickstoffdifferenzen ($N_{\text{mob}} - N_{\text{DE}}$) sind in den Tabellen 10A und 11A im Anhang aufgeführt, sie wurden nach Gleichung 2 berechnet.

Die N-Differenzen der Felder 3 und 4 zeigten, dass nach Hofdüngergaben die Stickstoffdifferenzen immer negativ ($N_{\text{mob}} - N_{\text{DE}} < 0$) waren. Diese Defizite rührten von der Ammonium-Fixierung an Tonmineralien her. Von Frühjahr bis Herbst trat zusätzlich aufgrund der höheren Temperaturen Ammoniak-Verflüchtigung auf.

Die negativen N-Differenzen der Sauglysimeterfelder 1 und 2 (Tabelle 10A) resultierten weitgehend aus dem Stickstoffentzug, der erst beim Schnitt der Wiese als N-Entzug bilanziert wurde. Die Differenzen ($N_{\text{mob}} - N_{\text{DE}}$) dieser Felder gaben nur als Summe im Zeitraum zwischen zwei Schnitten Auskunft über Mobilisierung und Denitrifikation. Eine positive Differenz verwies auf eine Stickstoffmobilisierung, die grösser war als die Summe des pflanzenbedingten Stickstoffentzugs und der Denitrifikation zusammen. Die auf den Versuchsfeldern 3 und 4 (Brache) gemessenen Stickstoffdifferenzen der verschiedenen Perioden entsprachen dem mobilisierten Stickstoff. Zwischen Dezember und Mai wurden 75 bis 85 kg N/ha mobilisiert und bis Ende Juni weitere 75 bis 85 kg N/ha. Das bedeutet, dass im Winter und Frühjahr täglich durchschnittlich 0.5 kg N/ha und im Sommer 1.3 kg N/ha und Tag mobilisiert wurden.

Die Denitrifikation einer Klee-Gras-Fläche konnte abgeschätzt werden, sofern die mobilisierten N-Mengen auf Brache und bedeckten Feldern gleich hoch angenommen wurden, was bei gleichen Temperaturen, gleichem organischem N-Vorrat und C:N-Verhältnis der Fall ist. Zweitens musste der pflanzenbedingte N-Entzug möglichst genau bekannt sein. Die Abschätzung der Denitrifikation konnte aus obgenannten Gründen nur sehr grob durchgeführt werden und allenfalls die Grössenordnung wiedergeben. Für eine genauere Bilanzierung hätten alle weiteren Parameter, vor allem die N-Pflanzenaufnahme, sehr genau bestimmt werden müssen.

Auf dem Sauglysimeterfeld 2 betrug die Differenz ($N_{\text{mob}} - N_{\text{DE}}$) zwischen Dezember und Mai ungefähr 45 kg N/ha. Auf den brächliegenden Feldern 3 und 4 wurde in demselben Zeitraum ca. 80 kg N/ha mobilisiert. Damit waren zwischen Dezember und Mai rund 35 kg N/ha, oder durchschnittlich 0.2 kg N/ha und Tag, denitrifiziert worden.

7 Diskussion

Die Abhängigkeit der Nitratbelastung des Grundwassers von der landwirtschaftlichen Bodennutzung konnte in dieser Arbeit erneut bewiesen werden.

Sie zeigt in der kleinmassstäblichen und gesamtörtlichen Untersuchung den engen Zusammenhang zwischen landwirtschaftlicher Bewirtschaftungspraxis und Nitrat Auswaschung durch perkolierendes Sickerwasser.

Im Rahmen der Arbeit konnten einige kritische Punkte der konventionellen landwirtschaftlichen Praxis ermittelt werden:

- Niederschläge und das damit verbundene Sickerwasser üben einen sehr grossen Einfluss auf die Nitratfracht aus. Starke Niederschläge erhöhen die Nitratfracht; ein Verdünnungseffekt durch die erhöhte Sickerwassermenge wurde nicht beobachtet. Die Nitratkonzentrationen des Grundwassers schienen weitgehend unabhängig von den Schüttschwankungen der Quellen zu sein. Dieser Sachverhalt ist erstaunlich. Änderungen der Quellschüttung konnten nicht mit Änderungen der Nitratkonzentration korreliert werden. Mit grosser Wahrscheinlichkeit stand dies in Zusammenhang mit der langen Aufenthaltszeit des Wassers im Boden bis zum Austritt aus der Quelle.
- Alle Quellen wiesen über die Messperiode eine leicht steigende Tendenz der Nitratkonzentrationen auf.
- Die Nitratgehalte der Quellen unter Naturwiese lagen deutlich unter denen der Ackerflächen (Tabelle 22).

Der Vergleich der Nitrat Auswaschung des gesamten Einzugsgebietes der Buechberg-Quellen mit jener der Kleinfelduntersuchungen im Winterhalbjahr 1982/83 zeigte augenfällige Aehnlichkeiten.

- Die beiden Klee grasparzellen wiesen gegenüber den Quellen unter Wiese eine geringfügig höhere Nitrat Auswaschung auf. Berücksichtigte man die verminderte Nitrataufnahmefähigkeit der Klee grasmischung nach der Ein-saat (August bis Oktober), so entsprachen die Nitrat Auswaschungen jenen der "Naturwiese-Quellen" (vgl. Tabelle 22 und Abbildung 36).
- Dieselbe gute Uebereinstimmung zeigte auch ein Vergleich der Nitrat-frachten der "Ackerbau-Quellen" mit den brachliegenden Kleinfeldern. Die Fracht der "Ackerbau-Quellen" betrug im Winterhalbjahr 1982/83 117 kgN/ha, und auf den brachliegenden Kleinfeldern wurden 105 ± 20 kgN/ha ausgewaschen. Im Gesamtgebiet betrug der Brach-anteil 20 - 30 %. Der Brach- und Halbbrachanteil schwankten in den Untersuchungsjahren zwischen 72 und 78 %. Daraus liess sich eindeutig folgern, dass Wintergetreide wie Winterweizen und Wintergerste die Nitrat Auswaschung nicht merklich verminderte.

Abbildung 37 zeigt die in den Wintermonaten brachgelegenen oder mit Wintergetreide angesäten Flächen im Einzugsgebiet der Buechberg-Quellen. Zusätzlich erkennt man das gehäufte Auftreten brachliegender Flächen direkt oberhalb der Quellen Münchbrunnen (M) und Luri (L). Die Nitratkonzentration dieses Quellwassers schwankte zwischen 14.8 und 16.6 mg N/l.

Im Gegensatz dazu lagen die Schelmen-Quellen weitgehendst unter Naturwiesen; die Nitratkonzentration dieses Quellwassers betrug rund 7 mg N/l.

Abbildung 38 hält die in den Untersuchungsjahren wenig bis regelmässig stark überdüngten Parzellen des gesamten Einzugsgebietes fest. Ueberdüngte Gebiete traten gehäuft über der Münchbrunnen-Quelle auf. Dieses Quellwasser wies gegenüber dem Luri-Quellwasser eine um $2 \text{ mg NO}_3\text{-N/l}$ erhöhte Konzentration auf.

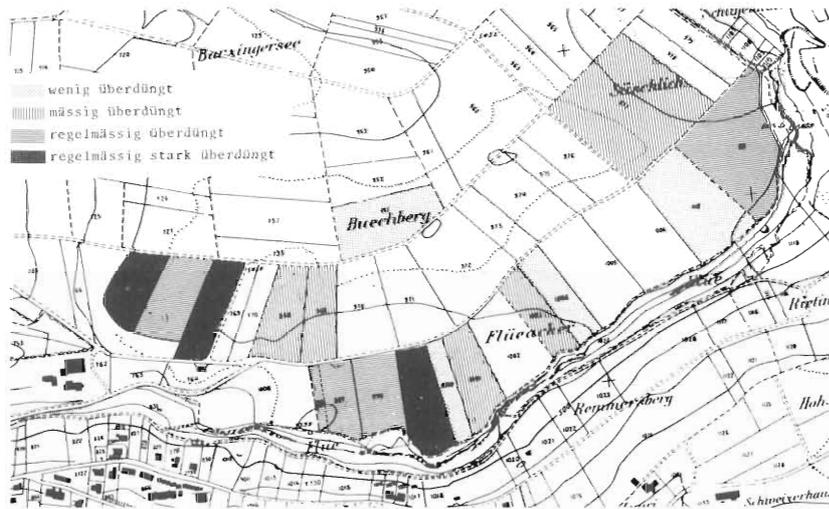


Abbildung 38:
Ueberdüngung zur Hauptkultur während den Untersuchungsjahren 1980 bis 1982.

8 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Die Erfordernisse, den Nitratgehalt des Grundwassers deutlich herabzusetzen, beziehungsweise Verluste von Nitrat aus landwirtschaftlichen Nutzflächen möglichst gering zu halten, führen zu einer Reihe von Empfehlungen. Daraus können sich aber auch Probleme organisatorischer und finanzieller Art für die landwirtschaftliche Betriebsführung ergeben.

Grundsätzlich kann der Landwirt in Teilbereichen die Stickstoffdynamik des Bodens und somit den Nitrataustrag ins Grundwasser beeinflussen. Die Resultate der Arbeit weisen stark darauf hin, dass die winterliche Bodenbedeckung den weitaus grösseren Einfluss auf die Nitratauswaschung ausübt als unsachgemässe N-Düngergaben.

Folgende Hauptmassnahmen drängen sich auf:

- Möglichst wenig Brache, Teil- oder Zwischenbrache, die überdies nicht gedüngt werden dürfen.
- Ueberwinternde Kulturen sind zu empfehlen. Vorsicht bei Gründungen. Diese können nach dem Unterpflügen grosse Nitratauswaschungen zur Folge haben.
- Keine Ueberdüngung (EDI, 1979)
- N-Düngung hat zum richtigen Zeitpunkt sowie in der richtigen Dosierung und Form zu erfolgen (EDI, 1979; BIEDERMANN, 1980). Darauf muss vor allem beim Verwenden von Hofdüngern geachtet werden. Eine Düngung von Brachflächen, insbesondere im Spätherbst und Winter, ist zu unterlassen.

81 Bodenbedeckung im Winter

Der Anteil brachliegender Flächen steht in engem Zusammenhang mit den üblichen Fruchtfolgen im konventionellen Landbau. Vor allem Mais- und Zuckerrübenanbau mit späten Einsaat- und Ernteterminen verursachen lange Brachperioden. Grundsätzlich sind möglichst ganzjährig bodenbedeckende Fruchtfolgen anzustreben. Weiter sollte beachtet werden:

- Die Ernte der Hauptkultur sollte zu einem Zeitpunkt erfolgen, der die Einsaat kräftiger Winterkulturen erlaubt (z.B. Leguminosen als Kraftfutter).
- Kulturen mit spätem Einsaat- und Erntetermin sind zu vermeiden. Dies hätte zur Folge, dass weniger Mais (ersetzt durch Leguminosen) und Zuckerrüben angebaut würden.
- Frühreife Kartoffelsorten sind spätreifen Sorten vorzuziehen. Dadurch wäre eine anschliessende winterharte Begrünung möglich.
- In der Getreidezüchtung sollten neben ökonomischen vermehrt auch ökologische Kriterien beachtet werden. Ertragsreichere Sommerweizensorten müssen gesucht werden. Damit könnte Wintergetreide durch Sommergetreide ersetzt werden.
- Langjährige Fruchtfolgen mit einer längeren Kleegrasperiode entschärfen das Problem der hohen Brachanteile stark.
- Die Einsaat von Untersaaten zur Bodenbedeckung speziell zu Mais ist zu fördern und die diesbezügliche Forschung zu intensivieren (KLAEY, 1984).
- Probleme längerer Fruchtfolgen ergeben sich durch den erhöhten Grünfutanfall auf Ackerbaubetrieben und den geringeren Kraftfutteranteil in Form von Mais bei Viehbetrieben. Gemischtwirtschaftliche Betriebe sind,

bei angepassten Viehbeständen und genügend grossen Hofdüngerlagerräumen, von diesen Problemen weniger betroffen. Andernfalls könnten Abnahmeverträge zwischen Viehbetrieben und Ackerbaubetrieben den Absatz des vermehrt anfallenden Hofdünger garantieren.

82 Düngung

- Auf sandigen, wasserdurchlässigen Böden müssen die Düngergaben auf mehrere kleine Portionen verteilt werden (EDI, 1979). Besondere Beachtung verdienen organische, langsam wirkende Düngerformen (VETTER und STEFFENS 1982a).
- Hofdünger müssen gezielt eingesetzt werden (EDI 1979). Stickstoffdüngung auf Brache und Halbbrache (Winterweizen und Wintergerste) im Herbst muss unterbleiben. Mist- und Güllegaben kurz vor Umbruch der Kulturen im Spätherbst haben hohe Nitratverluste zur Folge. Einzig Hofdüngergaben im Herbst und Spätherbst auf Böden mit geschlossener Pflanzendecke (Kleegras, Raps) hingegen verursachen keine erhöhten Auswaschungen.
- Flüssiger Hofdünger darf nicht mehr länger als Abfallprodukt der Tierhaltung angesehen werden. Er muss als vollwertiger Dünger in das Düngekonzept der Landwirte integriert werden. Probleme einer solchen Düngepraxis ergeben sich aber bei Viehmast- und Milchwirtschaftsbetrieben, in denen der Grundfutter- oder Kraftfutteranbau mit Mais im Vordergrund steht. Der grosse Hofdüngereinsatz, der meist hohe Viehbesatz pro Flächeneinheit und der Maisanbau mit den langen Brachperioden verursachen hohe Nitratauswaschungen. Zusätzlich werden leider vielfach Hofdünger auf abgeerntete, und unbedeckte Flächen (v.a. Mais) ausgebracht.
- Da das Ausbringen von Gülle auf brachliegende, wassergesättigte Böden sehr gefährlich ist und die Nitratauswaschung stark fördert, drängen sich für Hofdünger Stapelräume für 4 bis 5 Monate auf; eine Fruchtfolge mit genügend Grünland ist allerdings Voraussetzung.
- Viehintensive Betriebe mit zuwenig Eigen- und Pachtland müssen mit Abnahmeverträgen für eine geordnete Verwendung sorgen (VETTER und STEFFENS 1982b).
- Die Düngeberatung der Landwirte muss von einem industrieunabhängigen Berater auf jedem Viehhaltungsbetrieb hofspezifisch durchgeführt werden.
- Die Forschung über Gehalt und Verfügbarkeit der Nährstoffe in verschiedenen Hofdüngern, sowie deren Ausbringart und -form ist zu intensivieren (VETTER und STEFFENS 1982b).
- Weiter sollen Mistzetter, Druckfass und andere Hofdüngerausbringgeräte eine gleichmässige Verteilung und gezielte Dosierung ermöglichen. Leistungsfähige Pumpen müssen für ein intensives Mischen der Gülle vor dem Ausfahren sorgen (VETTER und STEFFENS, 1982b).

83 Allgemeine Empfehlungen

Es ist notwendig, dass die landwirtschaftlich bedingte Belastung unseres Trinkwassers mit Nitraten vermindert werden kann.

- Die heutige Entwicklung der landwirtschaftlichen Produktionsverhältnisse zu immer grösseren und rationalisierteren Produktionseinheiten steht oekologischen Forderungen zum Teil diametral entgegen.
- Die heutigen Zuchtbestrebungen (Saat- und Viehzucht) nach immer höheren Erträgen müssen überprüft werden.
- An die Stelle der Quantität muss gleichwertig die Qualität der Produkte treten.
- Der Spezialisierung in Ackerbau-, Viehmast-, Schweinemast oder Milchwirtschaftsbetriebe muss entgegengewirkt werden.
- Alternative Landbausysteme sind seit langem bestrebt Methoden und Wege zu finden, wie die landwirtschaftliche Belastung des Grundwassers mit Nitraten reduziert werden kann. Die diesbezügliche Forschung in Richtung solcher Landbautypen sollte vermehrt gefördert werden.

9 Literaturverzeichnis

- AMBERGER, A. (1982): Gefäßversuche zur N-Wirkung verschiedener Güllen unter Zusatz von Dicyanamid; *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 34, 75 - 78
- AMBERGER, A. und J. VILSMEIER (1983): Stickstoffbilanz von ¹⁵N-Harnstoff bzw ¹⁵N-Ammonsulfatsalpeter mit Dicyanamid in Gefäßversuchen zu Grünhafer und Sommerweizen; *Z. Pflanzenernaehr. Bodenk.*, 146, 438 - 448
- BERRY, G. (1964): The evaluation of Penman's evaporation formula by electronic computer; *Aust. J. Appl. Sci.*, 15, 61 -64
- BIEDERMANN, R. und D. LEU (1980): Nitrate in Nahrungsmitteln, eine Standortsbestimmung; *Dt. Lebensm. Rundschau*, 76, 5/6, 1 - 20
- BLAU, R., P. HOEHN, P. HUFSCHMIED und A. WERNER (1983): Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate aus Niederschlägen; *Gas, Wasser, Abwasser*, 63, 1, 45 - 54
- BUS; Bundesamt für Umweltschutz (1979): Wegleitung für den Gewässerschutz in der Landwirtschaft; Seite 41, Verlag EDMZ, Bern (CH)
- BRUNT, D. (1939): Zit. in Penman (1948)
- BURNS, R.C. und R.W.F. HARDY (1975): Nitrogen fixation in bacteria and higher plants; Springer Verlag Heidelberg / New York,
- CRUTZEN, P.J. und D.H. EHHALT (1977): Effects of nitrogen fertilizer and combustion on the stratospheric ozone layer; *Ambio* 6, 2/3, 112 - 117
- DARIMONT, T. und M. SONNEBORN (1981): Nitrat im Trinkwasser der BRD, in LESCHBER, R. und H. RUEHLE (1981): Aktuelle Fragen der Umwelthygiene; Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Band 52, 187 - 195, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart
- DEMERDASH und OTTOW (1982): Potentielle Denitrifikationskapazität unterschiedlicher Böden und Nitratzusatz; Vortragsammlung der Frühjahrstagung der Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft in Giessen (BRD) 29. / 30. 3. 1982
- EDI (1979): Nitrat im Trinkwasser - Lagebericht; Eidg. Departement des Innern (Nov. 1979), Bern
- ETTLINGER, L. (1980): Biologische Stickstoff-Fixierung: Stand der Forschung und Zukunftsperspektiven; *Schweiz. landwirtschaftliche Forschung* 19, 3/4, 165 - 178
- FOCHT, D.D. (1974): The effect of temperature, pH and aeration on the production of nitrous oxide and gaseous nitrogen - a zero order kinetic model; *Soil. Sci.* 118, 173 - 179
- FREYTAG, H.E. (1980): Zur Quantifizierung der Mineralisierung der organischen Bodensubstanz unter natürlichen Bedingungen; *Arch. Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde*, Berlin 24, 12, 791 - 798

- FRIEDLI, F. (1981): Chemisch synthetisierte Stickstoffdünger in Landwirtschaft und Gartenbau; Vortragssammlung der Informationstagung "Nitrat im Gemüsebau und Landwirtschaft", 23.11.1981 am GDI in Rüslikon (ZH)
- FURRER, O. und R. GAECHTER (1972): Der Beitrag der Landwirtschaft zur Eutrophierung der Gewässer in der Schweiz; Schweiz. Zeitschr. f. Hydrologie 34, 1, 71 - 93
- FURRER, O.J. (1978): Abschwemmung und Auswaschung von Nährstoffen; Vortragssammlung der Informationstagung EFAC "Landwirtschaft und Gewässerschutz" vom 27.10.1978 in Bern
- FURRER, O.J. (1979): Die Wirkung von Klärschlamm und Müllkompost auf Pflanzen und Sickerwasser in einem Lysimeterversuch; Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz, Bulletin 3, 73 - 82
- FURRER, O.J. (1980): Verhinderung der Nitratauswaschung in der Landwirtschaft durch kulturtechnische Massnahmen; Vortragssammlung des Weiterbildungskurs des Schweizerischen Verbandes der Agro-Techniker, "N-Düngung und Nitratprobleme", Landw. Technikum Zollikofen 9./10. Oktober 1980
- FURRER, O.J., F. STADELMANN und W. STAUFFER (1982): Stickstoff in der Landwirtschaft; Vortragssammlung des VSA Fortbildungskurs 13./15. Januar 1982 in Engelberg (CH)
- HASLER und HOFER (1979): Düngungslehre; Verlag Wirz Aarau
- HEGE und DIETZ (1982): Stickstoffumsatz bei unterschiedlicher Düngungsintensität im 9-jährigen Feldversuch; Vortragssammlung der Frühjahrstagung der Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft in Giessen (BRD), 29./30. 3. 1982
- HEINEMEYER, O. (1982): N₂O-Freisetzung und mineralischer Bodenstickstoff einer Winterweizen- und Grünfläche; BPT - Bericht Nr.2 (1981); und Vortragssammlung der Frühjahrstagung der Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft in Giessen (BRD), 29./30. 3. 1982
- JAEGGLI, F. und M. PETRASEK (1983): Bericht zur Bodenkartierung des Naturlabors Buechberg; Eidg. Forschungsanstalt für landw. Pflanzenbau Zürich-Reckenholz (Juli 1983)
- JUNG, J. (1972): Faktoren der Stickstoffauswaschung aus dem Oberboden und Beziehungen zum Gewässerschutz; Landwirtschaftliche Forschung 25, 336 - 354
- KLAEY, R. (1984): Gegenseitige Beeinflussung von Unterkultur und Mais, sowie Auswirkungen auf Bodenstruktur, Nitratauswaschung, Stickstoff-Fixierung und Entwicklung der Folgekulturen; Dissertation, ETH Zürich
- KLOTTER, H.-E. (1969): Möglichkeiten zur Denitrifikation von Grundwässern; Jahrb. vom Wasser 35, 93 - 140
- KOVACS, G. (1973): Zit. in BLAU, R. (1983)

- LEUENBERGER, U. (1980): Determination of nitrate and bromide in foodstuffs by high-performance liquid chromatography; *J. of Chromatogr.* 202, 461 - 468
- MAYER, R. (1974): Ermittlung des Stoffaustrags aus Böden mit Versickerungswasser; *Mitt. Dt. bodenkundl. Gesellsch.* 20, 292 - 299
- MENGEL, K. (1968): Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze; Fischer Verlag, Jena
- MUELLER, G. und B. HICKISCH (1979): Der Einfluss von Ureolyse- und Nitrifikationsinhibitoren auf Bodenmikroorganismen; *Arch. Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde*, Berlin, 23, 539 - 546
- MULLER, J.C. (1977): Mineralisation en sol de craie de l'azote organique des eaux residuaires de feculerie; *Ann. agron.* 28, 95 - 111
- National Research Council (1978): Nitrates: An environmental assessment; National Academy of Sciences, Washington D.C.
- OBERMANN, P. (1981): Hydrochemische/hydromechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser bei landwirtschaftlicher Nutzung; Besondere Mitteilungen zum deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch Nr. 42, Ruhr Universität Bochum, Düsseldorf
- OESCHGER, H. und U. SIEGENTHALER (1972): Umweltisotope im Dienste der Hydrologie und Ausblick auf neue Methoden; *GWF* 113, 501 - 508
- OHLENDORF, W. (1976): Lysimeteruntersuchungen über den Verbleib der Düngernährstoffe, insbesondere des mit ¹⁵N markierten Stickstoffs; Dissertation Universität Giessen (1976)
- OSMAN, R. (1981): Stickstoffmetabolik in einem abwasserbelasteten Feuchtbiotop - am Beispiel Othfresen; Dissertation Gesamthochschule Kassel
- PENMAN, H.L. (1948): Natural evaporation from open water, bore soil and grass; *Proc. Royal Soc. A* 193, 120 - 145
- PRIMAULT, B. (1981): Extension de la validite de la formule Suisse de calcul de l'evapotranspiration; *Arbeitsberichte der Schw. meteorol. Zentralanstalt*, No. 103
- QUINCHE, J.-P. (1981): Les teneurs en nitrates des eaux de fontaines et de sources en Suisse romande; *Rev. suisse agriculture* 13, 21 - 24
- RENGER, M., O. STREBEL und W. GIESEL (1974): Beurteilung bodenkundlicher, kulturtechnischer und hydrologischer Fragen mit Hilfe von klimatischer Wasserbilanz und bodenphysikalischer Kennwerten; *Z. Kulturtechn. Flurberein.* 15, 148 - 160, 206 - 221, 353 - 366
- RENGER, M. (1980): Jährliche Grundwasserneubildung in Abhängigkeit von Bodennutzung und Bodeneigenschaften; *Wasser und Boden* 32, 362 - 366
- RENGER, M. (1980): Beregnungsbedarf landwirtschaftlicher Kulturen in Abhängigkeit vom Boden; *Wasser und Boden* 32, 572 - 575

- RIJTEMA, P.E. (1965): An analysis of actual evapotranspiration; Dissertation Wageningen (NL)
- RIJTEMA, P.E. (1968): On the relation between transpiration, soil physical properties and crop production as a basis for water supply plans; Institute for Land and Water management research, Tech. Bull. 58
- SCHEFFER, B. und R. BARTELS (1974): Die N-Dynamik eines Niedermoorbodens und seine Beeinflussung; Mitteilung deutsche bodenkundliche Gesellschaft 20, 425 - 434
- SCHEFFER, B. (1977): Zur Frage der Stickstoffumsetzung in Niedermoorböden; Landwirtschaftliche Forschung, Sonderheft II, 33, 20 - 28
- SCHEFFER, B. (1977): Stickstoff- und Phosphorverlagerung in norddeutschen Niederungsböden und Gewässerbelastung; Geol. Jahrbuch 4, 203 - 243
- SCHROEDER, D. und H. BECKMANN (1982): Gasförmige Stickstoffverluste bei verschiedenen Bodentypen in Abhängigkeit von Bodenfeuchte, Temperatur, Stickstoffdüngung und Organismenätigkeit; Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.; 34, 27 - 32
- SCHUDEL, P. (1982): Feldmethode zur Messung der Nitrat-Auswaschung eines Bodens in ebener Lage; Dissertation, Universität Bern
- SIEGENTHALER, U. (1972): Bestimmung der Verweildauer von Grundwasser im Boden mit radioaktiven Umweltisotopen (^{14}C , Tritium); Gas Wasser Abwasser 52, 9, 283 - 290
- SIEGENTHALER, U. (1979): Stable hydrogen and oxygen isotopes in the water cycles; in: Lectures in Isotope Geology, Hrsg. E. JAEGER, J.C. HUNZIKER; Springer-Verlag Berlin
- STADELMANN, F. (1978): N-Mineralisierung und Nitrifikation als Ursachen der Nitrat-Auswaschung; Vortragssammlung der Informationstagung EFAC "Landwirtschaft und Gewässerschutz" vom 27.10.1978 in Bern
- STADELMANN, F., O.J. FURRER und W. STAUFFER (1981): Einfluss der N-Mobilisierung, Nitrifikation und Düngung auf die Nitratauswaschung ins Grundwasser; Vortragssammlung der Informationstagung "Nitrat im Gemüsebau und Landwirtschaft", 23.11.1981 am GDI in Rüschlikon (ZH)
- STANFORD, G., S. DZIENIA und R. VANDER POL (1975): Effect of temperature on denitrification rate in soils; Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 39, 867 - 870
- STAUFFER, W. und O.J. FURRER (1982): Nitratauswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Gebieten; Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz 6, 57 - 62

- STREBEL, O. und M. RENGER (1978): Vertikale Verlagerung von Nitrat-Stickstoff durch Sickerwasser aus dem wasserungesättigten Boden ins Grundwasser bei Sandböden verschiedener Bodennutzung; Abschlussbericht DFG-Vorhaben, Hannover
- TREMP, E. (1980): Die Belastung der schweizerischen Bevölkerung mit Nitraten in der Nahrung; Mitt. Geb. Lebensm. Hyg. 71, 182 - 194
- UHLIG, (1954): Mittg. Dt. Wetterdienstes 1, Nr. 6
- ULRICH, B. (1978): Beitrag zur Frage der Stickstoff-Düngebedürftigkeit: Stickstoffzufuhr aus der Luft und Stickstoff-Umsatz im Boden; Landwirtschaftliche Forschung 31, 111 - 118
- VETTER, H. und G. STEFFENS (1982 a): Düngen wir zuviel?; Landwirtschaftsblatt Weser-Ems Nr. 2, 15.1.1982 und Nr. 3, 22.1.1982
- VETTER, H. und G. STEFFENS (1982 b): Gezielter Einsatz von Gülle und Stickstoff; Landwirtschaftsblatt Weser-Ems Nr. 8, 26.2.1982 und Nr. 9, 5.3.1982
- WALTHER, U. (1981): Möglichkeiten und Empfehlungen zur Verhinderung von Nährstoffverlusten aus düngungs- und anbautechnischer Sicht; Mitteilungen der Schweizerischen Landwirtschaft 29, 225 - 234
- WARRICK, A.W. und A. AMOOZEGAR-FARD (1977): Soil water regimes near porous cup water samplers; Water Res. 13, 203 - 207
- WELTE, E. und F. TIMMERMANN (1976): Fertilité du sol et bilan de l'azote dans l'essai permanent de fumure "Ewiger Roggebau" (culture continue de seigle) a Halle/Saale; Ann. Agron. 27, 721 - 742
- WELTE, E. und F. TIMMERMANN (1982): Ueber den Nährstoffeintrag in Grundwasser und Oberflächenwasser aus Boden und Düngung; Verlag VDLUFA, Darmstadt

Adresse des Verfassers:

U. BOSSHART
Wasserversorgung Zürich
Hardhof 9
8023 Zürich

A N H A N G

Abbildung 1A - Abbildung 11A Seite 88 - 96

Tabelle 1A - Tabelle 11A Seite 97 - 102

Statistischer Anhang:

Tabelle 12.01A - 12.17A Seite 103 - 107

Die Nitratgehalte des Sauglysimeterwassers der vier Kleinfeldversuche wurden mittels Varianzanalyse, total randomisiert und zwei-faktoriell untersucht. Die Berechnungen auf einem Mikrocomputer (Apple III) mit einem modifizierten "ANOVA - Programm (analysis of variance) wurden am Institut für "Methoden des alternativen Landbau" der Gesamthochschule Kassel in Witzenhausen ausgeführt.

Es wurde auf signifikante Unterschiede der Nitratkonzentrationen in 70 und 120 cm (Faktor A) und auf signifikante Unterschiede derselben Bodentiefe der vier Felder untereinander (Faktor B) getestet. Mit dem Duncan - Test erfolgte die Entscheidung über Signifikanz der Konzentrationsunterschiede.

Erklärungen zu den Tabellen 12.01 A - 12.17 A

Versuch: Die Nummer entspricht der Probenahme (Zwischen 20. Aug. und 26. Juli wurden 17 Proben gemessen).

B1 - B3: Einzelwerte der Nitratgehalte (mg N/l)

MX: Mittelwert der drei Einzelwerte

SX: Standardabweichung der drei Einzelwerte

V1: Kleinfeld 1 in 120 cm Bodentiefe

V2: Kleinfeld 2 in 120 cm Bodentiefe

V3: Kleinfeld 3 in 120 cm Bodentiefe

V4: Kleinfeld 4 in 120 cm Bodentiefe

V5: Kleinfeld 1 in 70 cm Bodentiefe

V6: Kleinfeld 2 in 70 cm Bodentiefe

V7: Kleinfeld 3 in 70 cm Bodentiefe

V8: Kleinfeld 4 in 70 cm Bodentiefe

BM: Blockmittel

M1, M2: Mittel der Faktoren A

BM1 - BM4: Mittel der Faktoren B

VU: Varianzuntersuchung

DF: Freiheitsgrade

SS: Summenquadrate

MS: Quadrate der Mittelwerte

F: F - Test

LSD: t - Test (0.05 = 95 %; 0.01 = 99 %)

TO: Total

A: Faktor A

B: Faktor B

AxB: Interaktion Faktor A und Faktor B

ER: Fehler

Die Kleinbuchstaben in der "Kolonne MX" der ersten Tabelle stammen aus dem Duncan-Test. Gleiche Kleinbuchstaben bedeuten KEINE SIGNIFIKANTE Abweichung.

Beispiel: Tabelle 12.01A

Versuch 001.82

V1: Mittelwert 4.5 mg N/l

Keine Signifikanz mit V2 (e)

Signifikanz mit V3 bis V8

V2: Mittelwert 6.0 mg N/l

Keine Signifikanz mit V1 (e) und V3, V4 (d)

Signifikanz mit V5 bis V8

Hohlenbaumstrasse 192
Telefon 053 8 04 80

Briefadresse:
Postfach 37, 8204 Schaffhausen

Düngerplan von 19.. (nur für stickstoffhaltige Dünger)

1. Name:
2. Grundbuchnummer:
Parzelle/Schlag (Nr. oder Flurbezeichnung, auch auf der mitgelieferten Karte anschreiben):
Grösse der Parzelle in Aren:
3. Frucht: Vorfrucht:
4. Stickstoffhaltige Düngung (In der Tabelle soll die gebrauchte Menge Dünger eingesetzt werden inklusive Herbstfrucht, wie Grünfutter, Gründüngung, etc.)

| Datum | Hofdünger | | | | Klär- schlamm E ₃ / P | stickstoffhaltige Handelsdünger (kg/a) | | | | | | | | | | Gründüngung | | | | |
|-------|-------------------------------|-----------|-----------|-----------|---|--|---------------|------------------|--------|------------|----------------|------------------|-----------|-------------|-------------------------|-------------|------------|--------------|-----------|--------|
| | Mist E ₃ / P | Vollgülle | Harngülle | Sauggülle | | Kalksalpeter | Ammonsalpeter | Mg-Ammonsalpeter | Uresan | Uresan-Bor | Kalkstickstoff | Ricasol Nr. | Harnstoff | Ammonsulfat | Ammonfoskal Nr. | andere | Rübenblatt | Petridestroh | Maisstroh | andere |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

5. mechanische Bodenbearbeitung und Einsaat: (Datum notieren und zutreffendes mit Kreuz bezeichnen, bei der Einsaat Mischung notieren)

6. Erträge

| Datum | Ernte | letzter Schnitt | pflügen | gruppieren | eggen | anderes | Einsaat | Jahr | Kultur | Nachkultur | Fläche | Ertrag/Are |
|-------|-------|--------------------|---------|------------|-------|---------|---------|------|--------|------------|--------|------------|
| | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | |

Abbildung 1 A "Düngerplan" zur Erhebung der Daten über eingebrachte Düngermengen, Kulturen, Bodenbearbeitungen und Erträge in den Untersuchungspersioden 1980 bis 1982.

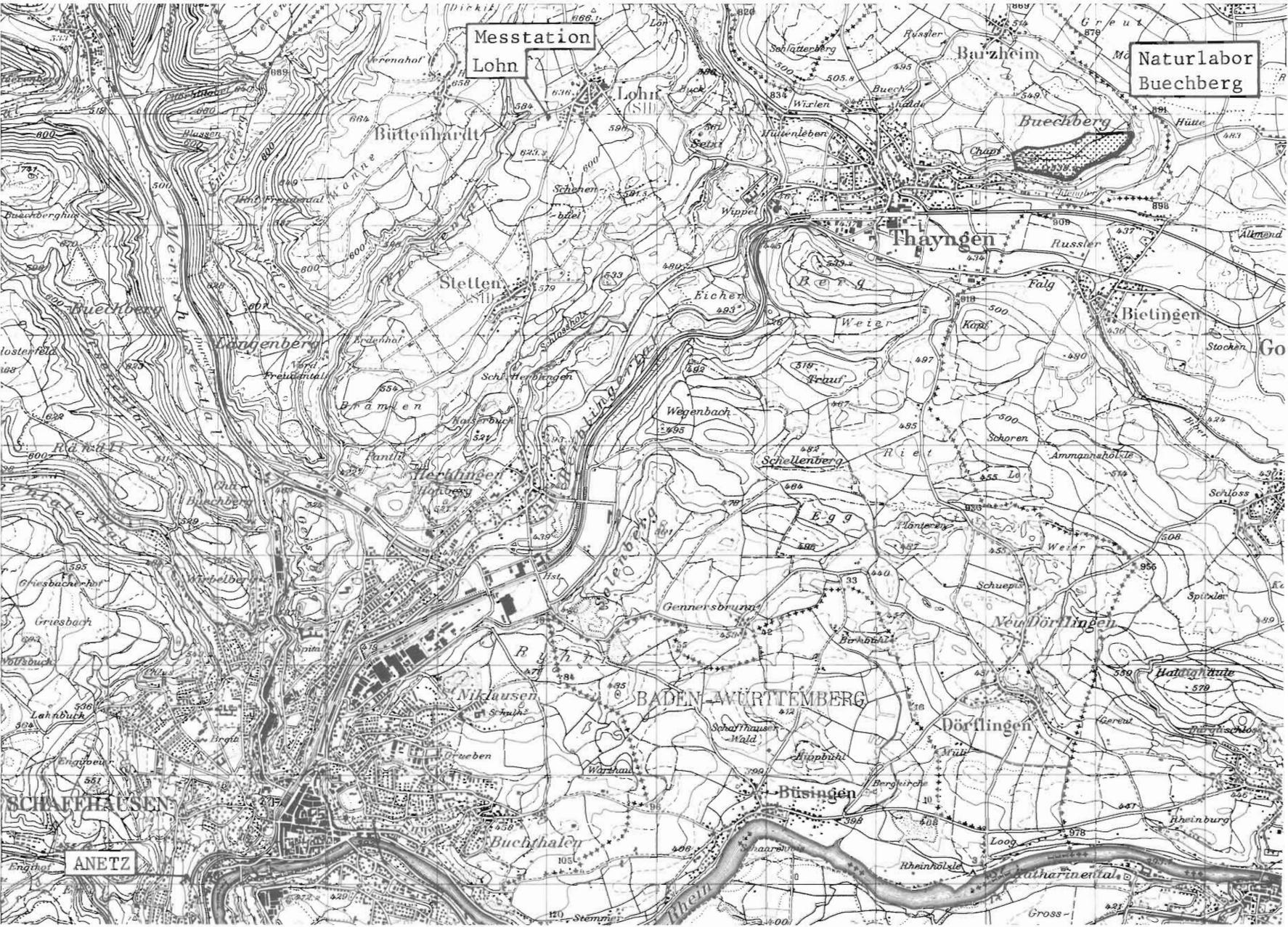


Abbildung 2 A
Übersichtsplan 1:50'000 der Umgebung des Buechbergs bei Thyngen (Reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes für Landestopografie, 13. Dez. 1983).

Bodenprofil SH 17
Karteneinheit 1

Bodenform: Karbonathaltiger Regosol, kieshaltig bis stark kieshaltig, sandiger Lehm bis lehmiger Sand, Felsunterlage ab 80 cm, ziemlich flachgründig
Buechberg Flüe 540 m ü.M. Plateau 5% Neigung
Fruchtbarkeitsstufe 3 = sehr gut

| Hori-zont cm | Profilskizze | Skelett cm Ø Vol. % 0,25 > 5 | Gefügeform * | Ton % | Schluff % | Sand % | Humus % | Kalk (CaCO ₃) % | pH (CaCl ₂) |
|--------------|--------------|---------------------------------|--------------|----------------------|-----------|--------|---------|-----------------------------|-------------------------|
| Ahp | | 12 5 | krümelig | 16 | 25 | 57 | 2 | 20 | 7,3 |
| AC | | 15 5 | | 10 | 25 | 44,5 | 0,5 | 25 | 7,5 |
| C | | 20 10 | | 9 | 20 | 71 | | 30 | 7,6 |
| R | | | | Molassefelsunterlage | | | | | |

Bodenprofil SH 11
Karteneinheiten 3

Bodenform: Verdichtete erodierte Parabraunerde, schwach skeletthaltig, Lehm auf tonigem Lehm, mässig tiefgründig
Buechberg 540 m ü.M. Plateau bis Rücken 2% Neigung
Fruchtbarkeitsstufe 2 = ausgezeichnet

| Hori-zont cm | Profilskizze | Skelett cm Ø Vol. % 0,25 > 5 | Gefügeform * | Ton % | Schluff % | Sand % | Humus % | Kalk (CaCO ₃) % | pH (CaCl ₂) |
|--------------|--------------|---------------------------------|--------------|----------------------|-----------|--------|---------|-----------------------------|-------------------------|
| Ahp | | 7 2 | krümelig | 18,0 | 34,0 | 46,0 | 1,94 | - | 6,3 |
| Bt(x) | | 7 2 | polyed-risch | 34,4 | 26,8 | 38,4 | 0,37 | - | 5,9 |
| Bw(x) | | 7 5 | | 30,6 | 34,4 | 34,0 | - | - | 5,9 |
| Bc | | 15 5 | | 23,8 | 39,8 | 36,4 | - | 25 | 7,7 |
| Cr | | | | Molassefelsunterlage | | | | | |
| R | | | | | | | | | |

Abbildung 3 A:

Typische Bodenprofile und Klassierungen ausgewählter Profilstandorte (Die Standorte SH sind in der Boden-karte Abbildung 4 A im Anhang eingezeichnet, nach JAEGGLI, PETRASEK 1983).

Bodenprofil SH 9
Karteneinheit 2

Bodenform: Erosierte Kalkbraunerde, Felsunterlage bei 70 cm
kieshaltig bis stark kieshaltig, Lehm, ziemlich flachgründig
Buechberg Flüe 530 m ü.M. Kuppe 6% Neigung
Fruchtbarkeitsstufe 3 = sehr gut

| Hori-zont cm | Profilskizze | Skelett cm Ø Vol. % 0,25 > 5 | Gefügeform * | Ton % | Schluff % | Sand % | Humus % | Kalk (CaCO ₃) % | pH (CaCl ₂) |
|------------------|--------------|---------------------------------|--------------|----------------------|-----------|--------|---------|-----------------------------|-------------------------|
| Ah | | 15 2 | krümelig | 21 | 35 | 41 | 3 | 20 | 7,2 |
| Ahb | | 15 2 | | 22 | 36 | 40 | 2 | 20 | 7,4 |
| Bw _{cn} | | 25 5 | polyed-risch | 20 | 35 | 45 | - | 25 | 7,5 |
| BC | | 30 5 | | 15 | 25 | 60 | - | 30 | 7,6 |
| R | | | | Molassefelsunterlage | | | | | |

Bodenprofil SH 14
Karteneinheit 4

Bodenform: Erosierte Parabraunerde, kieshaltig bis stark kieshaltig, Lehm, mässig tiefgründig
Buechberg 520 m ü.M. konvexer Flachhang 11% Neigung
Fruchtbarkeitsstufe 2 = ausgezeichnet

| Hori-zont cm | Profilskizze | Skelett cm Ø Vol. % 0,25 > 5 | Gefügeform * | Ton % | Schluff % | Sand % | Humus % | Kalk (CaCO ₃) % | pH (CaCl ₂) |
|------------------|--------------|---------------------------------|--------------|-------|-----------|--------|---------|-----------------------------|-------------------------|
| Ahp | | 12 5 | krümelig | 18 | 35 | 44 | 2 | - | 6,0 |
| Ae | | 17 5 | | 20 | 35 | 44,5 | 0,5 | - | 5,9 |
| It | | 15 8 | polyed-risch | 28 | 32 | 40 | - | - | 5,2 |
| Bt _{cn} | | 20 10 | | 28 | 30 | 42 | - | - | 5,4 |
| BC | | 30 10 | | 18 | 25 | 57 | - | 20 | 7,4 |
| C | | 35 10 | | 12 | 20 | 78 | - | 25 | 7,6 |

Bodenprofil SH 16
Karteneinheit 5

Bodenform: Verdichtete Parabraunerde, schwach skeletthaltig, sandiger Lehm auf Lehm, sehr tiefgründig
Buechberg 530 m ü.M. Plateau 1% Neigung
Fruchtbarkeitsstufe 1 = bevorzugt

| Horizont cm | Profilskizze | Skelett cm ³ /Vol.-% 0,2 > 5 | | Gefü- geform * | Ton % | Schluff % | Sand % | Humus % | Kalk (CaCO ₃) % | pH (CaCl ₂) |
|------------------|--------------|---|--------|-------------------|----------|--------------|-----------|------------|-----------------------------------|----------------------------|
| | | cm | Vol.-% | | | | | | | |
| Ahp | | 4 | 2 | krümelig | 16,2 | 35,6 | 46,0 | 2,2 | - | 5,9 |
| Ae | | 4 | 2 | | 17,4 | 45,2 | 36,8 | 0,6 | - | 6,3 |
| It _{cn} | | 4 | 2 | polyed- risch | 24,6 | 32,2 | 43,2 | - | - | 4,9 |
| Bt(x) (g) | | 4 | 5 | | 25,0 | 32,4 | 42,6 | - | - | 4,5 |
| BC | | 5 | 5 | | 20,2 | 33,0 | 46,8 | - | - | 4,8 |
| C | | 10 | 15 | | 14 | 25 | 61 | - | 15 | 7,3 |

Bodenprofil SH 12
Karteneinheit 8

Bodenform: Schwach gleyige Parabraunerde, schwach skeletthaltig, sandiger Lehm auf Lehm, sehr tiefgründig
Buechberg - Barzingersee 520 m ü.M. Tälchen 3% Neigung
Fruchtbarkeitsstufe 2 = ausgezeichnet

| Horizont cm | Profilskizze | Skelett cm ³ /Vol.-% 0,2 > 5 | | Gefü- geform * | Ton % | Schluff % | Sand % | Humus % | Kalk (CaCO ₃) % | pH (CaCl ₂) |
|----------------|--------------|---|--------|-------------------|----------|--------------|-----------|------------|-----------------------------------|----------------------------|
| | | cm | Vol.-% | | | | | | | |
| Ahp | | 4 | 1 | krümelig | 19 | 35 | 44 | 2 | - | 6,1 |
| Ae | | 4 | 1 | | 19 | 35 | 45 | 0,5 | - | 5,8 |
| Ae/Bt (g) | | 5 | 2 | polyed- risch | 18 | 35 | 37 | - | - | 5,6 |
| It | | 5 | 2 | | 29 | 35 | 36 | - | - | 5,4 |
| Bg | | 8 | 4 | | 22 | 30 | 48 | - | - | |

Abbildung 3 A:

Typische Bodenprofile und Klassierungen ausgewählter Profilstandorte (Die Standorte SH sind in der Bodenkarte Abbildung 4 A im Anhang eingezeichnet, nach JAEGGLI, PETRASEK 1983).

Bodenprofil SH 13
Karteneinheit 7

Bodenform: Schwach pseudogleyige erodierte Parabraunerde, schwach skeletthaltig, Lehm auf tonigem Lehm, tiefgründig
Buechberg 525 m ü.M. konvexer Flachhang 6% Neigung
Fruchtbarkeitsstufe 2 = ausgezeichnet

| Horizont cm | Profilskizze | Skelett cm ³ /Vol.-% 0,2 > 5 | | Gefü- geform * | Ton % | Schluff % | Sand % | Humus % | Kalk (CaCO ₃) % | pH (CaCl ₂) |
|------------------|--------------|---|--------|-------------------|------------------|--------------|-----------|------------|-----------------------------------|----------------------------|
| | | cm | Vol.-% | | | | | | | |
| Ahp | | 8 | 4 | krümelig | 17,4 | 32,8 | 47,7 | 2,1 | - | 6,0 |
| Bt _{cn} | | 8 | 4 | | polyed- risch | 26,0 | 29,6 | 43,6 | 0,8 | - |
| Bw(g) | | 8 | 5 | | | 28,4 | 25,2 | 46,4 | - | - |
| BC _{cn} | | 8 | 5 | | 25,0 | 26,0 | 49,0 | - | 25 | 7,5 |
| C | | 8 | 5 | | 22,0 | 25,0 | 53,0 | - | 30 | |

Normal durchlässige Böden



Ziemlich flachgründig (Wurzelraum 30 - 50 cm), mit kleinem Wasserspeicherungs- und Filtrationsvermögen

1

Karbonathaltiger Regosol, kieshaltig bis stark kiesig, sandiger Lehm bis lehmiger Sand, Felsunterlage ab 80 cm

2

Erodierte Kalkbraunerde, kieshaltig bis stark kiesig, Lehm bis sandiger Lehm, Felsunterlage ab 70 cm



Mässig tiefgründig (Wurzelraum 50 - 70 cm), mit mittlerem Wasserspeicherungs- und Filtrationsvermögen

3

Verdichtete, erodierte Parabraunerde, schwach skeletthaltig, Lehm bis toniger Lehm, Felsunterlage ab 80 - 100 cm

4

Erodierte Parabraunerde, kieshaltig bis stark kiesig, Lehm



Tiefgründig bis sehr tiefgründig, teilweise, zeitweise staufeucht, schwach flächenerosions-gefährdet, (Wurzelraum 70 - 150 cm), mit grossem bis sehr grossem Wasserspeicherungs- und Filtrationsvermögen

5

Verdichtete Parabraunerde, schwach skeletthaltig, sandiger Lehm bis Lehm

6

Schwach pseudogleyige Parabraunerde, schwach skeletthaltig bis kieshaltig, sandiger Lehm bis Lehm

7

Schwach pseudogleyige Parabraunerde, schwach skeletthaltig, Lehm, erodiert



Sehr tiefgründig, zeitweise grundfeucht, Akkumulationsstandorte, (Wurzelraum 100 - 150 cm), grosses Wasserspeicherungs- und Filtrationsvermögen

8

Schwach gleyige Parabraunerde, schwach skeletthaltig, sandiger Lehm

Fremdnasse Böden



Zeitweise grundnasse Muldenlage, mässig tiefgründig (Wurzelraum 50 - 70 cm), sehr grosses Wasserspeicherungs- und mittleres Filtrationsvermögen

9

Neutraler Braunerde-Gley, kieshaltig, sandiger Lehm bis lehmiger Sand

Hangneigungsstufen

| | <u>Gefälle %</u> | | | |
|---|------------------|-----------|---|----------------------------|
| a | eben | 0 - 5 % | d | mässig geneigt 16 - 20 % |
| b | ziemlich eben | 6 - 10 % | e | ziemlich geneigt 21 - 25 % |
| c | schwach geneigt | 11 - 15 % | f | stark geneigt 26 - 35 % |

Abbildung 5 A

Korngrößenverteilung, Porenverteilung und Wasserdurchlässigkeit (k-Wert) der Karteneinheit 3 (verdichtete, erodierte Parabraunerde, nach Jäggli, Petrasek 1983).

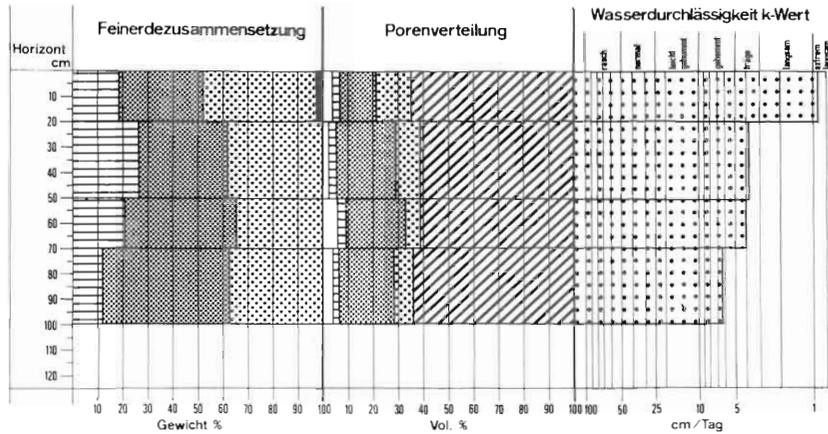


Abbildung 6 A

Korngrößenverteilung, Porenverteilung und Wasserdurchlässigkeit (k-Wert) der Karteneinheit 5 (verdichtete Parabraunerde, nach Jäggli, Petrasek 1983).

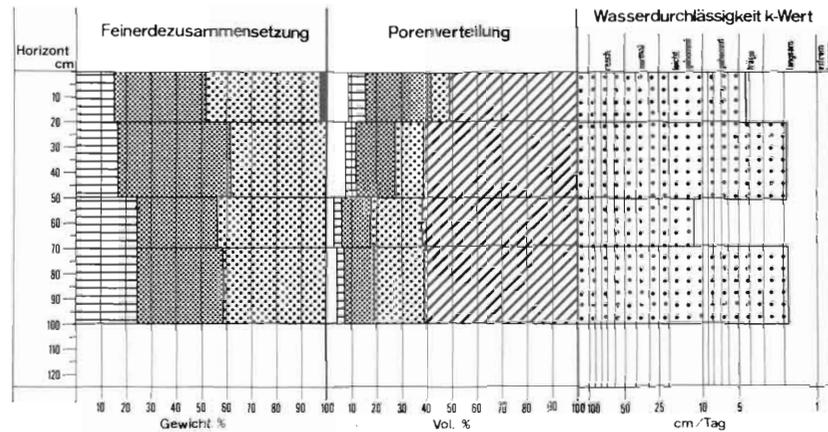
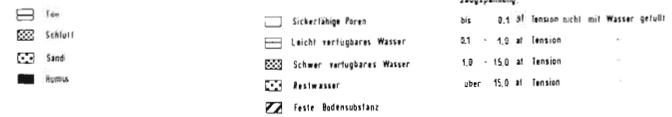
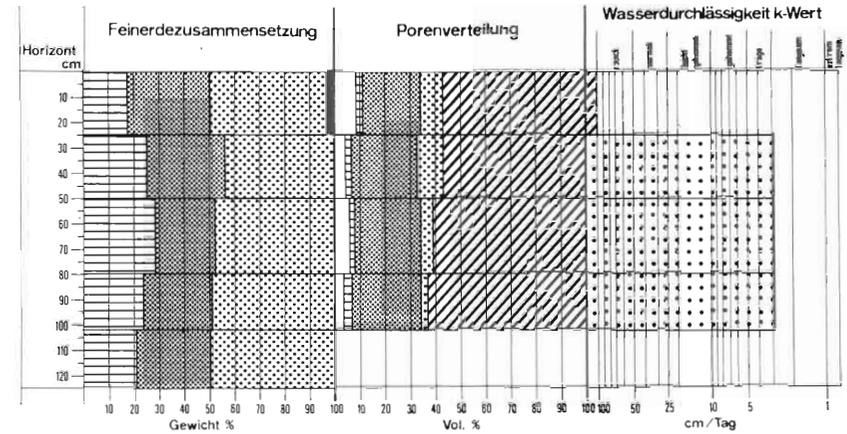


Abbildung 7 A

Korngrößenverteilung, Porenverteilung und Wasserdurchlässigkeit (k-Wert) der Karteneinheit 7 (schwach pseudogleyige erodierte Parabraunerde, nach Jäggli, Petrasek 1983).



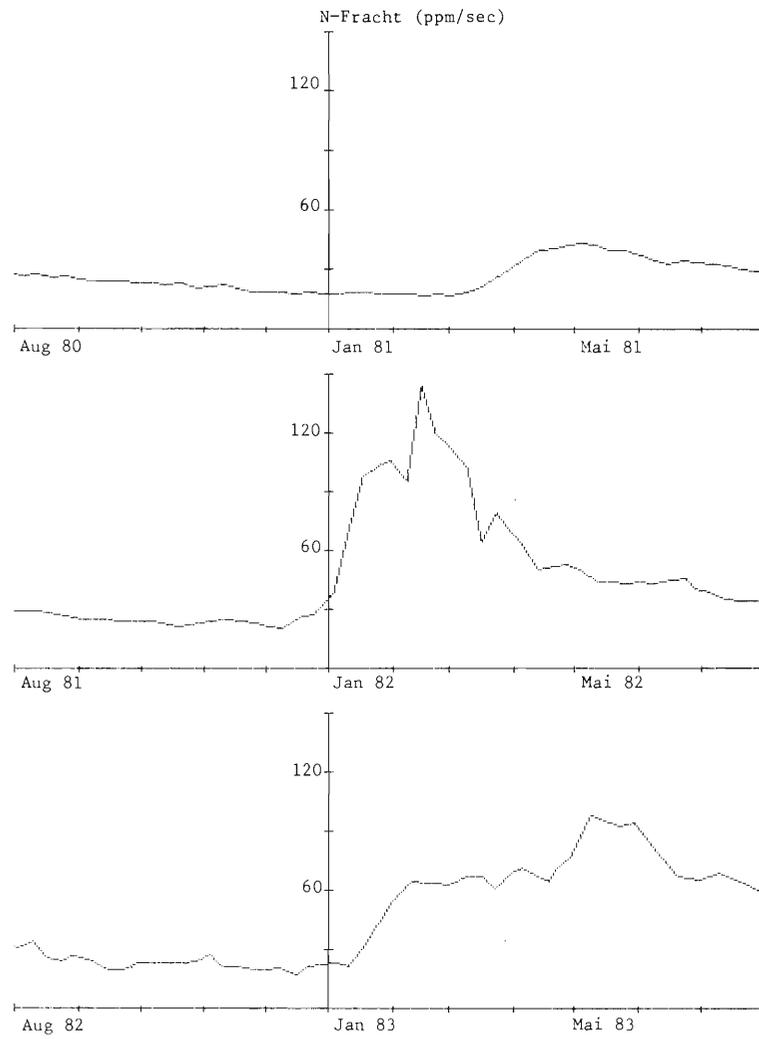


Abbildung 8 A
 Stickstoff-Fracht (ppm/sec) der Luri-Quelle in der Zeit zwischen August 1980 bis 1983.

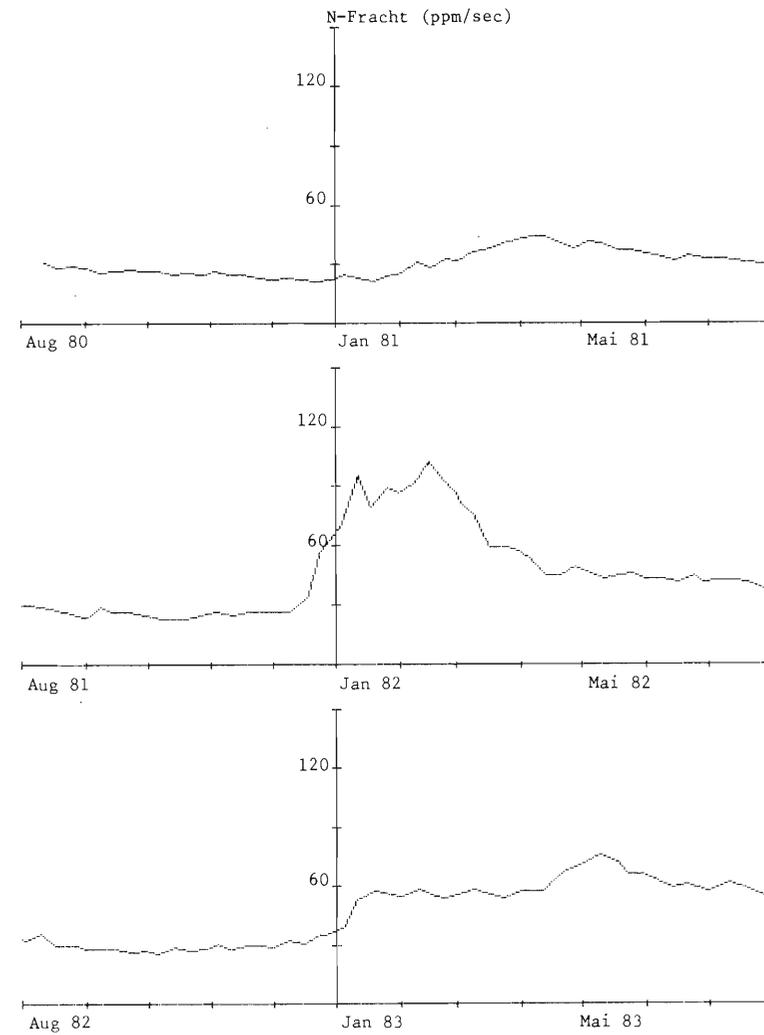


Abbildung 9 A
 Stickstoff-Fracht (ppm/sec) der Münchbrunnen-Quelle (links) in der Zeit zwischen August 1980 bis 1983.

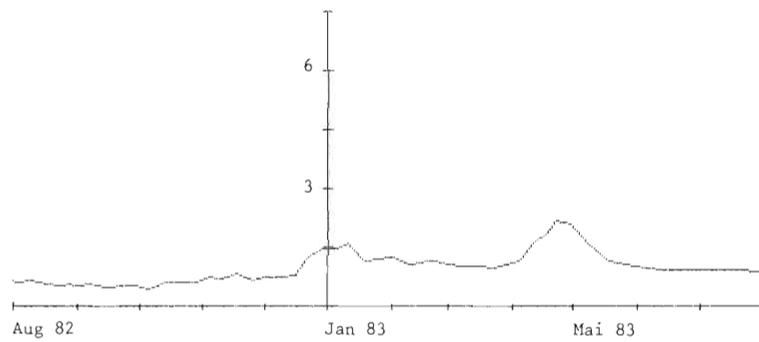
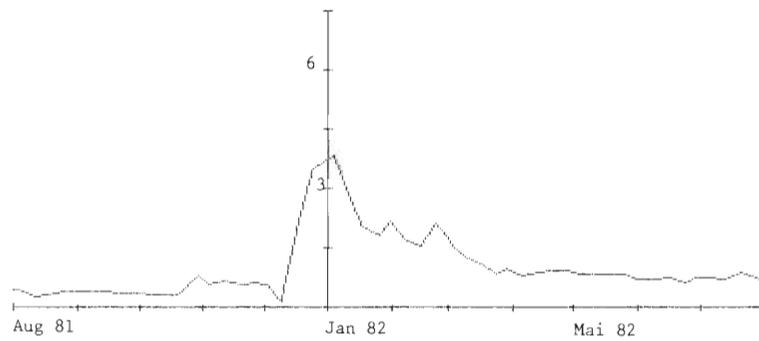
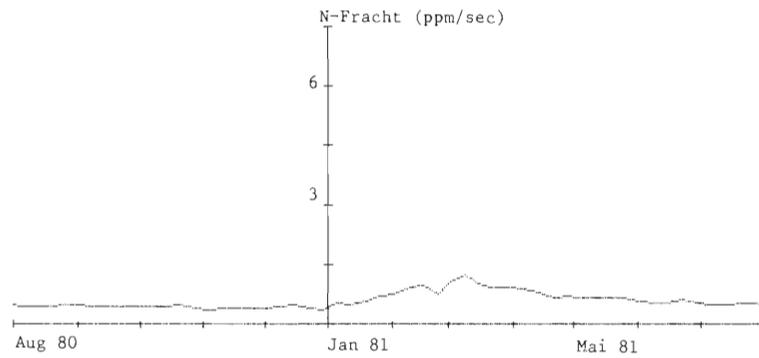


Abbildung 10 A
Stickstoff-Fracht (ppm/sec) der Schelme-Quelle (rechts) in
der Zeit zwischen August 1980 bis 1983.

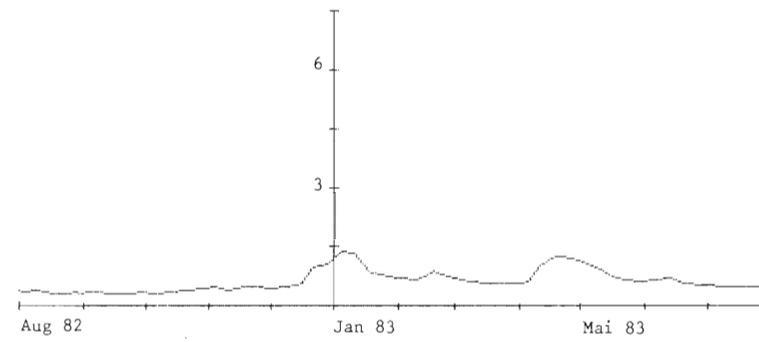
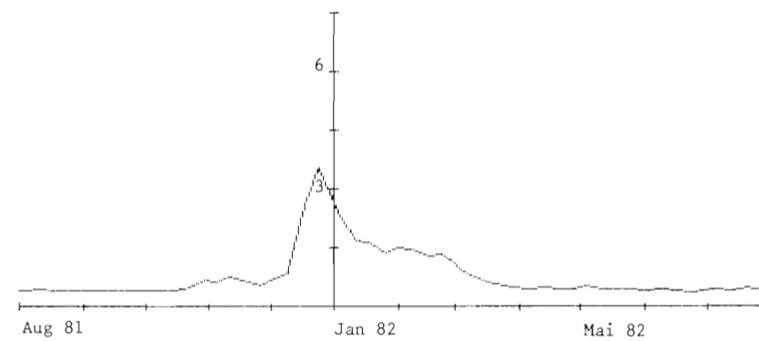
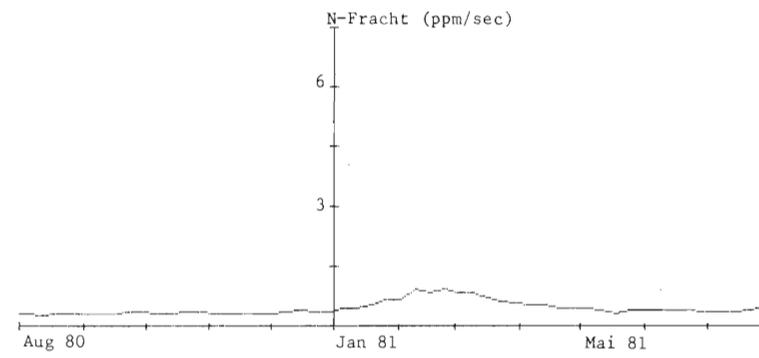


Abbildung 11 A
Stickstoff-Fracht (ppm/sec) der Schelme-Quelle (links) in
der Zeit zwischen August 1980 bis 1983.

Tabelle 1 A:

Parzellen, Flächen, Hauptkulturen, Winterkulturen und eingebrachte Düngeformen im Herbst. N-Düngebilanzen entsprechen der N-Zufuhr, vermindert um den pflanzenbedingten Entzug; die N-Düngebilanz ist in organischen und anorganischen Stickstoff aufgeteilt.

| 1980 Sommerhalbjahr | | | | | 1980/81 Winterhalbjahr | | | | 1981 Sommerhalbjahr | | | | | 1981/82 Winterhalbjahr | | | | | 1982 Sommerhalbjahr | | | | | 1982/83 Winterhalbjahr | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------|-------------|-------------|------------------------|-----------|------------------------|---------------|-----------|-------------|---------------------|------------------------|----------|----------|-------------|------------------------|------------------------|-----------|--------------|---------------|---------------------|-------------|-----------------|------------------------|----------|------------------------|-------------|-------------|------------------------|-----------|--------------|---------------|-----------|-------------|-----------------|------------------------|----------|--|-----|-----|-----|-----|----|
| Parzelle | Fläche (ha) | Hauptkultur | N-Düngebilanz (kgN/ha) | Hofdünger | Winterkultur | Handelsdünger | Hofdünger | Gründüngung | Ernterückstände | N-Düngebilanz (kgN/ha) | | Parzelle | Fläche (ha) | Hauptkultur | N-Düngebilanz (kgN/ha) | Hofdünger | Winterkultur | Handelsdünger | Hofdünger | Gründüngung | Ernterückstände | N-Düngebilanz (kgN/ha) | | Parzelle | Fläche (ha) | Hauptkultur | N-Düngebilanz (kgN/ha) | Hofdünger | Winterkultur | Handelsdünger | Hofdünger | Gründüngung | Ernterückstände | N-Düngebilanz (kgN/ha) | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | organ. N | anorg. N | | | | | | | | | | | organ. N | anorg. N | | | | | | | | | | | organ. N | anorg. N | | | | | | |
| 761-767 | 1.85 | NW | 0 | | NW | | | | | | | 761-767 | 1.85 | NW | 0 | | NW | | | | | | 761-767 | 1.85 | NW | 0 | | NW | | | | | | | | | | | | | |
| 831 | 0.60 | NW | 0 | x | NW | | | | | | | 831 | 0.60 | NW | 0 | x | NW | | | | | | 831 | 0.60 | NW | 0 | | NW | | | | | | | | | | | | | |
| 1008 | 1.36 | NW | 0 | | NW | | | | | | | 1008 | 1.36 | NW | 0 | | NW | | | | | | 1008 | 1.36 | NW | 0 | | NW | | | | | | | | | | | | | |
| 767.1 | 0.70 | E | 0 | | WW | | x | | 100 | 11 | 767.1 | 0.70 | WW | - 10 | | Zwf | | x | | | | 767.1 | 0.70 | M | 300 | x | WW | | | | | | | | | | | 14 | | | |
| 767.2 | 0.50 | WW | 51 | | Zwf | | | | | | 767.2 | 0.50 | M | 460 | x | WW | | | | | | 767.2 | 0.50 | WW | - 29 | | Br | | x | | | | | | | | | | 40 | 74 | |
| 768 | 0.72 | WW | 93 | x | Br | | x | | 80 | 11 | 768 | 0.72 | K | 30 | x | WW | | | | x | | 768 | 0.72 | WW | 212 | x | WG | | x | | | | | | | | | 43 | 114 | | |
| 769/770 | 0.90 | KW | 0 | | KW | | | | | | 769/770 | 0.90 | KW | 0 | | KW | | | | | | 769/770 | 0.90 | KW | 0 | | WW | | x | x | | | | | | | | 100 | 74 | | |
| 968/969 | 1.60 | NW | 31 | | Br | x | x | | 80 | 11 | 968/969 | 1.60 | H | - 39 | | WW | x | | x | | | 968/969 | 1.60 | WW | 29 | | R | | x | x | | | | | | | | 40 | 42 | | |
| 970.1 | 0.50 | H | - 41 | | WW | | | | | 11 | 970.1 | 0.50 | WW | - 9 | | WG | x | | x | | | 970.1 | 0.50 | WG | - 30 | | R | | x | x | | | | | | | | 24 | 40 | | |
| 970.2 | 0.58 | ZR | - 94 | | WW | | x | | 135 | 11 | 970.2 | 0.58 | WW | - 9 | | WG | x | | x | | | 970.2 | 0.58 | WG | - 30 | | R | | x | x | | | | | | | | 24 | 40 | | |
| 971 | 1.00 | ZR | - 111 | | WW | | x | | 135 | 11 | 971 | 1.00 | WW | - 24 | | WG | x | | x | | | 971 | 1.00 | WG | - 32 | | R | | x | x | | | | | | | | 24 | 40 | | |
| 972 | 1.08 | WG | - 20 | | KW | | x | | 0 | 0 | 972 | 1.08 | KW | 0 | | KW | | | | | | 972 | 1.08 | KW | 0 | | KW | | | | | | | | | | | | | | |
| 972 | 0.50 | KW | 0 | | KW | | x | | 0 | 0 | 972 | 0.50 | KW | 0 | | WW | | | x | | | 972 | 0.50 | WW | - 28 | | WG | | | x | | | | | | | | 40 | 114 | | |
| 973 | 0.54 | KW | 0 | | WW | | x | x | 100 | 240 | 973 | 0.54 | WW | - 49 | | R | | x | | | | 973 | 0.54 | R | 0 | | WW | | x | | | | | | | | | 40 | 14 | | |
| 974/975 | 1.44 | WG | - 82 | | Br | | x | x | 125 | 11 | 974/975 | 1.44 | K | - 87 | | WW | | | x | | | 974/975 | 1.44 | WW | 26 | | Br | | | x | | | | | | | | 60 | 14 | | |
| 976 | 0.86 | ZR | - 124 | | WW | | x | | 135 | 11 | 976 | 0.86 | WW/KW | 0 | | KW | | | | | | 976 | 0.86 | KW | 0 | x | KW | | | | | | | | | | | | | | |
| 977 | 1.50 | WW | 27 | | R | | x | | | 80 | 977 | 1.50 | R | - 38 | | WW | | | x | | | 977 | 1.50 | WW | 29 | | Br | | x | | x | | | | | | 60 | 14 | | | |
| 996/997 | 0.72 | WW | - 7 | | Br | | x | | 100 | 11 | 996/997 | 0.72 | ZR | - 40 | | WW | | | x | | | 996/997 | 0.72 | WW | - 21 | | Br | | | x | | | | | | | 100 | 14 | | | |
| 998 | 0.77 | WW | 297 | x | Br | | x | | 258 | 233 | 998 | 0.77 | ZR | - 40 | | WW | | | x | | | 998 | 0.77 | WW | 26 | | WG | | | | | | | | | | | | 14 | | |
| 999 | 0.93 | WW | 234 | x | Br | | x | | 110 | 231 | 999 | 0.93 | M | 73 | x | WW | | | | | | 999 | 0.93 | WW | 37 | | R | | | x | | | | | | | 72 | 62 | | | |
| 1000 | 0.45 | WW | - 6 | | R | | x | | 150 | 111 | 1000 | 0.45 | R | 12 | | WW | | | x | x | | 1000 | 0.45 | WW | - 21 | | WG | | | | | | | | | | | | | 14 | |
| 1001 | 0.75 | ZR | 81 | | WW | | x | | 135 | 11 | 1001 | 0.75 | WW | - 14 | | Br | | | x | x | | 1001 | 0.75 | ZR | - 81 | | WW | | | x | | | | | | | | | 135 | 14 | |
| 1002 | 1.00 | ZR | - 111 | | WG | | x | | 135 | 38 | 1002 | 1.00 | WG | - 43 | | R | | x | | x | | 1002 | 1.00 | R | - 26 | | WW | | | | x | | | | | | | | 40 | 14 | |
| 1003 | 0.63 | ZR | - 26 | | WW | | x | | 135 | 11 | 1003 | 0.63 | WW | - 50 | | Br | | | x | | | 1003 | 0.63 | M | 220 | x | WW | | | | | | | | | | | | | 14 | |
| 1004 | 0.66 | KW | 0 | | WW | | x | | 60 | 11 | 1004 | 0.66 | WW | - 18 | | Br | | | | | | 1004 | 0.66 | ZR | 26 | x | WW | | | | | | | | | | | | | 135 | 14 |
| 1005 | 1.00 | WW | - 40 | | WG | | x | x | 40 | 39 | 1005 | 1.00 | WG | - 68 | | Br | | | x | | | 1005 | 1.00 | E | 0 | | WW | | | x | | | | | | | | 80 | 14 | | |
| 1006 | 1.10 | WW | - 27 | | WG | | x | | | 38 | 1006 | 1.10 | WG | - 38 | | Br | | | x | | | 1006 | 1.10 | ZR | - 92 | | WW | | | x | | | | | | | | | 135 | 14 | |
| 1111 | 1.25 | WW | 102 | x | WG | | | | | 11 | 1111 | 1.25 | WG | 6 | x | Br | | | x | | | 1111 | 1.25 | K | 10 | | WW | | | x | | | | | | | | 100 | 14 | | |
| 1111 | 0.25 | WW | 102 | x | WG | | | | | 11 | 1111 | 0.25 | WG | 6 | x | Br | | | x | | | 1111 | 0.25 | KM | 20 | | WW | | | x | | | | | | | | 90 | 14 | | |
| 1112 | 1.00 | WW | 19 | | WG | | x | | | 53 | 1112 | 1.00 | WG | - 30 | | Br | | | x | x | | 1112 | 1.00 | E | 0 | | WW | | | x | | | | | | | | 80 | 14 | | |
| 1112 | 0.43 | WW | 19 | | WG | | x | | | 53 | 1112 | 0.43 | WG | - 30 | | Br | | | x | x | | 1112 | 0.43 | M | - 25 | | WW | | | | | | | | | | | | 14 | | |
| 733 | 0.55 | H | - 50 | | WW | | x | | | 53 | 733 | 0.55 | WW | - 5 | | Br | | | x | x | | 733 | 0.55 | KM | - 81 | | WW | | | | x | | | | | | | 80 | 14 | | |
| 951 | 0.60 | ZR | - 54 | | WW | | | x | 135 | 11 | 951 | 0.60 | WW | 16 | | R | | | x | | | 951 | 0.60 | R | - 67 | | WW | | | | x | | | | | | | 40 | 14 | | |

Tabelle 2 A:

Monatliche Gesamtschüttung (m³) und Gesamtfracht (kgN) der Buechbergquellen (Luri, Münchbrunnen und Schelme) in der Zeit zwischen Mai 1980 und November 1983.

| Monat | 1980 | | 1981 | | 1982 | | 1983 | |
|-------------------|-----------------------------|----------------|-----------------------------|----------------|-----------------------------|----------------|-----------------------------|----------------|
| | Schüttung m ³ | Fracht kg N |
| Januar | - | - | 8600 | 129 | 25800 | 408 | 17400 | 398 |
| Februar | - | - | 8200 | 120 | 24400 | 516 | 22800 | 329 |
| März | - | - | 11300 | 158 | 30400 | 440 | 25400 | 375 |
| April | - | - | 14100 | 212 | 21500 | 285 | 26000 | 396 |
| Mai | 19000 | 280 | 14500 | 219 | 17300 | 254 | 34100 | 511 |
| Juni | 15500 | 220 | 12400 | 182 | 14500 | 243 | 27300 | 427 |
| Juli | 13900 | 203 | 11900 | 178 | 13700 | 239 | 22100 | 395 |
| August | 12400 | 183 | 9900 | 151 | 11300 | 174 | ca 17500 | ca 290 |
| September | 10800 | 160 | 8800 | 133 | 10700 | 144 | ca 13500 | ca 210 |
| Oktober | 10200 | 152 | 8400 | 126 | 10400 | 156 | ca 12000 | ca 180 |
| November | 9200 | 137 | 7600 | 133 | 10200 | 159 | ca 11000 | ca 170 |
| Dezember | 8800 | 104 | 11300 | 177 | 11500 | 163 | ca 10000 | ca 160 |
| Jahressumme | | | 127000 | 1919 | 201700 | 3186 | 239100 | 3850 |
| Halbjahressumme | | | | | | | | |
| 1. Jun - 30. Nov. | 72000 | 1060 | 59000 | 905 | 70800 | 1118 | 103400 | 1680 |
| 1. Dez - 31. Mai | 65500 | 942 | 130700 | 2082 | 137200 | 2172 | - | - |

Tabelle 3 A:

Bodentiefen, NO₃-Gehalt der Probe (ng/μl), Korrelationskoeffizient (r), Wasser- oder Elektrollytzusatz (ml), Bodenwasser (ml) der Bodeneinwaage zur NO₃-Analyse und Mittelwert der totalen NO₃-Mengen (mg) bezüglich 100 g Boden-TS (B.TS).

| | Bodentiefe cm | NO ₃ -N-Gehalt ng/μl | Korrel. koeff. r= | Wasser- zusatz ml | Boden- wasser ml | Totale NO ₃ -N- Menge mgN/100g B.TS | Mittelwert NO ₃ -N-Menge mgN/100g B.TS |
|-----------------------|------------------|------------------------------------|-------------------------|-------------------------|------------------------|--|---|
| entionisiertes Wasser | 0-40 | 37.21 ± 0.36 | 0.9558 | 100 | 14.0 | 5393 ± 50 | 5534 ± 130 |
| | | 20.96 ± 0.45 | | 200 | 14.2 | 5628 ± 120 | |
| | | 10.68 ± 0.23 | | 400 | 14.1 | 5581 ± 120 | |
| | 60-80 | 11.06 ± 0.07 | 0.9994 | 200 | 15.9 | 3049 ± 20 | 3102 ± 75 |
| | | 5.87 ± 0.11 | | 400 | 15.7 | 3155 ± 50 | |
| | 100-120 | 4.48 ± 0.11 | 0.997 | 200 | 17.2 | 1222 ± 30 | 1246 ± 35 |
| 2.37 ± 0.04 | | 400 | | 16.8 | 1270 ± 21 | | |
| mit Elektrollytzusatz | 0-40 | 22.38 ± 0.63 | 0.9789 | 190 | 15.2 | 6101 ± 172 | 5903 ± 310 |
| | | 20.09 ± 1.08 | | 195 | 15.0 | 5668 ± 305 | |
| | | 10.03 ± 0.11 | | 450 | 15.1 | 5941 ± 65 | |
| | 60-80 | 12.97 ± 0.36 | 0.9791 | 190 | 17.5 | 3662 ± 102 | 3822 ± 240 |
| | | 14.40 ± 0.18 | | 200 | 17.5 | 4100 ± 51 | |
| | | 5.87 ± 0.27 | | 450 | 16.9 | 9705 ± 170 | |
| | 100-120 | 5.13 ± 0.10 | 0.9173 | 180 | 18.9 | 1493 ± 29 | 1624 ± 123 |
| | | 6.14 ± 0.04 | | 200 | 18.9 | 1738 ± 11 | |
| | | 3.03 ± 0.04 | | 400 | 18.9 | 1640 ± 22 | |

Tabelle 4 A

Niederschlag (mm), N-Eintrag durch Niederschlag (kgN/ha), Sickerwassermengen (mm) auf brachliegenden und bedeckten Feldern in der Zeit zwischen 1. August 1982 und 26. Juli 1983. (Das angegebene Datum entspricht dem Ende der einen und dem Anfang der nächsten Zeitperiode.)

| Datum | Niederschlag | | Sickerwasser (mm) | |
|----------|--------------|--------|-------------------|---------|
| | (mm) | kgN/ha | Brache | bedeckt |
| 20. 8.82 | 57.8 | 1.7 | 5.8 | 4.2 |
| 14. 9.82 | 70.7 | 2.0 | 29.0 | 23.3 |
| 4.10.82 | 26.6 | 0.8 | 1.8 | 0.0 |
| 28.10.82 | 136.6 | 3.9 | 87.7 | 26.6 |
| 10.11.82 | 7.2 | 0.2 | 5.7 | 4.2 |
| 1.12.82 | 40.5 | 1.2 | 33.4 | 26.0 |
| 21.12.82 | 141.3 | 4.1 | 136.8 | 132.7 |
| 11. 1.83 | 28.1 | 0.8 | 25.8 | 23.6 |
| 1. 2.83 | 51.0 | 1.5 | 44.5 | 37.5 |
| 9. 3.83 | 62.0 | 1.7 | 52.8 | 53.6 |
| 5. 4.83 | 69.2 | 2.0 | 39.4 | 32.6 |
| 22. 4.83 | 111.0 | 3.2 | 103.0 | 85.5 |
| 9. 5.83 | 44.6 | 1.3 | 18.1 | 12.1 |
| 30. 5.83 | 106.8 | 3.1 | 57.7 | 20.4 |
| 20. 6.83 | 19.4 | 0.6 | 0.4 | 0.4 |
| 11. 7.83 | 63.0 | 1.8 | 0.0 | 0.0 |
| 26. 7.83 | 9.3 | 0.3 | 0.0 | 0.0 |
| Total | 1045.1 | 30.2 | 634.4 | 490.9 |

Tabelle 5 A

Stickstoff-Frachten der Sauglysimeterfelder in der Zeit zwischen 1. August 1982 und 26. Juli 1983. (Das Datum entspricht dem Ende der einen und dem Anfang der nächsten Zeitperiode).

| Datum | Stickstoff-Frachten (kgN/ha) | | | |
|--------------|------------------------------------|------------------------------------|-------------------------------------|--------------------------------------|
| | Feld 1 | Feld 2 | Feld 3 | Feld 4 |
| 20. 8.82 | 0.60 \pm 0.70 | 0.40 \pm 0.05 | 0.25 \pm 0.05 | 0.45 \pm 0.10 |
| 14. 9.82 | 1.10 \pm 0.80 | 1.65 \pm 0.20 | 2.50 \pm 0.25 | 2.60 \pm 0.20 |
| 4.10.82 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 28.10.82 | 1.70 \pm 0.50 | 1.50 \pm 0.05 | 3.25 \pm 0.45 | 2.40 \pm 0.75 |
| 10.11.82 | 0.30 \pm 0.05 | 0.30 \pm 0.10 | 0.55 \pm 0.15 | 0.55 \pm 0.10 |
| 1.12.82 | 1.65 \pm 0.25 | 1.90 \pm 0.65 | 3.25 \pm 0.80 | 2.95 \pm 0.40 |
| 21.12.82 | 5.45 \pm 2.50 | 8.60 \pm 3.70 | 16.05 \pm 2.60 | 11.40 \pm 2.25 |
| 11. 1.83 | 0.15 \pm 0.10 | 0.80 \pm 0.20 | ca. 1.65 | ca. 1.65 |
| 1. 2.83 | 0.20 \pm 0.05 | 0.65 \pm 0.25 | 1.50 \pm 0.20 | 1.75 \pm 0.20 |
| 9. 3.83 | 0.90 \pm 0.20 | 1.30 \pm 0.50 | 5.60 \pm 0.80 | 7.10 \pm 0.60 |
| 5. 4.83 | 0.90 \pm 0.20 | 0.50 \pm 0.25 | 7.15 \pm 1.35 | 9.35 \pm 1.50 |
| 22. 4.83 | 2.45 \pm 0.75 | 0.85 \pm 0.40 | 27.50 \pm 7.60 | 36.35 \pm 3.90 |
| 9. 5.83 | 0.15 \pm 0.00 | 0.10 \pm 0.0 | 6.30 \pm 0.45 | 7.25 \pm 1.10 |
| 30. 5.83 | 0.10 \pm 0.00 | 0.00 \pm 0 | 24.00 \pm 0.45 | 26.10 \pm 1.45 |
| 20. 6.83 | 0 | 0 | 0.20 \pm 0.00 | 0.20 \pm 0.05 |
| 11. 7.83 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 26. 7.83 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Total | 15.65 \pm 6.10 | 18.55 \pm 6.35 | 99.75 \pm 14.35 | 110.10 \pm 12.60 |

Tabelle 6 A

Anorgan. N-Gehalte der Bodenproben (kgN/ha) des Sauglysi-meterfeldes 1 der Bodenschichten 0 - 40, 40 - 80 und 80 - 120 cm in der Zeit zwischen 2. September 1982 und 30. Juni 1983.

| DATUM | FELD | 0 - 40 | 40 - 80 | 80 - 120 |
|----------|------|--------|---------|----------|
| 2. 9.82 | 1 | 17.0 | 13.6 | 9.3 |
| 14. 9.82 | 1 | 19.4 | 29.8 | 11.1 |
| 4.10.82 | 1 | 15.0 | 16.8 | 12.6 |
| 1.11.82 | 1 | 7.4 | 5.7 | 10.6 |
| 1.12.82 | 1 | 7.5 | 2.9 | 12.7 |
| 11.12.82 | 1 | 23.6 | 8.3 | 9.8 |
| 21.12.82 | 1 | 22.9 | 14.6 | 5.3 |
| 11. 1.83 | 1 | 8.5 | 3.2 | 4.2 |
| 1. 2.83 | 1 | 6.5 | 3.9 | 1.9 |
| 28. 2.83 | 1 | 8.7 | 3.3 | 1.4 |
| 9. 3.83 | 1 | 17.1 | 6.3 | 2.8 |
| 5. 4.83 | 1 | 22.5 | 5.5 | 3.4 |
| 22. 4.83 | 1 | 11.9 | 2.5 | 3.0 |
| 9. 5.83 | 1 | 4.2 | 2.2 | 2.5 |
| 30. 5.83 | 1 | 8.3 | 4.9 | 5.3 |
| 20. 6.83 | 1 | 31.3 | 14.0 | 5.8 |

Tabelle 7 A

Anorgan. N-Gehalte der Bodenproben (kgN/ha) des Sauglysi-meterfeldes 2 der Bodenschichten 0 - 40, 40 - 80 und 80 - 120 cm in der Zeit zwischen 2. September 1982 und 20. Juni 1983.

| DATUM | FELD | 0 - 40 | 40 - 80 | 80 - 120 |
|----------|------|--------|---------|----------|
| 2. 9.82 | 2 | 16.0 | 14.4 | 8.9 |
| 14. 9.82 | 2 | 18.8 | 30.5 | 10.7 |
| 4.10.82 | 2 | 13.6 | 18.0 | 11.3 |
| 1.11.82 | 2 | 6.8 | 6.4 | 9.7 |
| 1.12.82 | 2 | 5.5 | 3.2 | 13.2 |
| 11.12.82 | 2 | 24.1 | 7.5 | 9.7 |
| 21.12.82 | 2 | 22.5 | 13.2 | 5.8 |
| 11. 1.83 | 2 | 9.1 | 4.1 | 5.6 |
| 1. 2.83 | 2 | 7.0 | 4.3 | 2.3 |
| 28. 2.83 | 2 | 6.9 | 3.0 | 2.0 |
| 9. 3.83 | 2 | 10.5 | 5.6 | 4.1 |
| 5. 4.83 | 2 | 16.0 | 11.2 | 6.4 |
| 22. 4.83 | 2 | 13.1 | 3.1 | 3.7 |
| 9. 5.83 | 2 | 10.7 | 2.2 | 2.9 |
| 20. 5.83 | 2 | 144.8 | 40.0 | 23.6 |
| 20. 6.83 | 2 | 239.3 | 79.6 | 31.4 |

Tabelle 8 A

Anorgan. N-Gehalte der Bodenproben (kgN/ha) des Sauglysi-meterfeldes 3 der Bodenschichten 0 - 40, 40 - 80 und 80 - 120 cm in der Zeit zwischen 2. September 1982 und 20. Juni 1983.

| DATUM | FELD | 0 - 40 | 40 - 80 | 80 - 120 |
|----------|------|--------|---------|----------|
| 2. 9.82 | 3 | 22.7 | 29.9 | 18.2 |
| 14. 9.82 | 3 | 19.5 | 33.9 | 30.0 |
| 4.10.82 | 3 | 10.0 | 14.7 | 11.0 |
| 1.11.82 | 3 | 6.9 | 5.0 | 17.6 |
| 1.12.82 | 3 | 7.8 | 2.6 | 10.9 |
| 11.12.82 | 3 | 37.3 | 10.1 | 7.2 |
| 21.12.82 | 3 | 24.1 | 16.3 | 7.0 |
| 11. 1.83 | 3 | 28.9 | 10.1 | 6.7 |
| 1. 2.83 | 3 | 43.5 | 9.7 | 4.1 |
| 28. 2.83 | 3 | 38.3 | 8.9 | 7.6 |
| 9. 3.83 | 3 | 36.3 | 20.8 | 9.6 |
| 5. 4.83 | 3 | 47.7 | 24.8 | 15.9 |
| 22. 4.83 | 3 | 51.5 | 21.5 | 16.1 |
| 9. 5.83 | 3 | 135.2 | 29.1 | 27.5 |
| 30. 5.83 | 3 | 161.2 | 96.5 | 20.1 |
| 20. 6.83 | 3 | 197.2 | 117.6 | 58.7 |

Tabelle 9 A

Anorgan. N-Gehalte der Bodenproben (kgN/ha) des Sauglysi-meterfeldes 4 der Bodenschichten 0 - 40, 40 - 80 und 80 - 120 cm in der Zeit zwischen 2. September 1982 und 20. Juni 1983.

| DATUM | FELD | 0 - 40 | 40 - 80 | 80 - 120 |
|----------|------|--------|---------|----------|
| 2. 9.82 | 4 | 20.4 | 29.2 | 17.3 |
| 14. 9.82 | 4 | 20.1 | 35.7 | 20.5 |
| 4.10.82 | 4 | 11.0 | 15.4 | 11.9 |
| 1.11.82 | 4 | 6.6 | 5.5 | 18.4 |
| 1.12.82 | 4 | 6.5 | 3.0 | 11.5 |
| 11.12.82 | 4 | 35.7 | 10.5 | 7.5 |
| 21.12.82 | 4 | 25.1 | 14.5 | 6.4 |
| 11. 1.83 | 4 | 71.0 | 13.8 | 6.4 |
| 1. 2.83 | 4 | 86.3 | 21.0 | 5.2 |
| 28. 2.83 | 4 | 64.7 | 27.8 | 11.2 |
| 9. 3.83 | 4 | 66.2 | 30.8 | 15.9 |
| 5. 4.83 | 4 | 73.1 | 28.2 | 22.2 |
| 22. 4.83 | 4 | 88.1 | 52.1 | 19.2 |
| 9. 5.83 | 4 | 178.1 | 55.4 | 21.7 |
| 30. 5.83 | 4 | 195.0 | 110.7 | 54.5 |
| 20. 6.83 | 4 | 245.1 | 145.2 | 75.9 |

12.01A

```

VERSUCH : 001.B2
PARAMETER : NO3-N (mg/l)
VAR      B1      B2      B3      MX      SX
V 1      1.6      7.5      4.5      4.5e    3.0
V 2      6.5      6.5      5.1      6.0de   0.8
V 3      12.6     11.7     8.8      11.0cd  2.0
V 4      10.3     10.7     8.9      10.0cd  0.9
V 5      16.3     13.2     15.3     14.9bc  1.6
V 6      10.3     12.7     17.4     13.5bc  3.6
V 7      18.8     12.7     19.2     16.9b   3.6
V 8      27.3     21.3     17.5     22.0a   4.9
BM       13.0     12.0     12.1     12.4    2.4
M1       7.8      9.1      6.8      7.9
M2       18.2     15.0     17.4     16.8
BM1      9.0      10.4     9.9      9.7
BM2      8.4      9.6      11.3     9.8
BM3     15.7     12.2     14.0     14.0
BM4     18.8     16.0     13.2     16.0
    
```

```

^ 001.B2AA ^ TOTAL RANDOMISIERT ^
^ VU ^ DF ^ SS ^ MS ^ F ^ LSD.05 ^ LSD.01 ^
^ TO ^ 23 ^ 827.257 ^
^ TR ^ 7 ^ 692.410 ^ 98.916 ^ 11.737 ^ 5.024 ^ 6.921 ^
^ A ^ 1 ^ 479.721 ^ 479.721 ^ 56.920 ^ 2.512 ^ 3.460 ^
^ B ^ 3 ^ 177.255 ^ 59.085 ^ 7.011 ^ 3.553 ^ 4.894 ^
^ AxB ^ 3 ^ 35.434 ^ 11.811 ^ 1.401 ^ 5.024 ^ 6.921 ^
^ ER ^ 16 ^ 134.847 ^ 8.428 ^
    
```

12.02A

```

VERSUCH : 002.B2
PARAMETER : NO3-N
VAR      B1      B2      B3      MX      SX
V 1      1.7      8.5      3.8      4.7e    3.5
V 2      7.6      7.3      6.0      7.0de   0.9
V 3      12.6     10.4     10.6     11.2cd  1.2
V 4      11.1     11.6     9.5      10.7cd  1.1
V 5      18.8     13.0     16.7     16.2bc  2.9
V 6      10.5     13.2     16.4     13.4bc  3.0
V 7      17.9     13.3     20.2     17.1b   3.5
V 8      29.2     21.8     17.9     23.0a   5.7
BM       13.7     12.4     12.6     12.9    2.6
M1       8.3      9.5      7.5      8.4
M2       19.1     15.3     17.8     17.4
BM1     10.3     10.8     10.3     10.4
BM2     9.1      10.3     11.2     10.2
BM3     15.3     11.9     15.4     14.2
BM4     20.2     16.7     13.7     16.9
    
```

```

^ 002.B2AA ^ TOTAL RANDOMISIERT ^
^ VU ^ DF ^ SS ^ MS ^ F ^ LSD.05 ^ LSD.01 ^
^ TO ^ 23 ^ 878.500 ^
^ TR ^ 7 ^ 722.174 ^ 103.168 ^ 10.559 ^ 5.410 ^ 7.452 ^
^ A ^ 1 ^ 487.802 ^ 487.802 ^ 49.927 ^ 2.705 ^ 3.726 ^
^ B ^ 3 ^ 185.071 ^ 61.690 ^ 7.011 ^ 3.553 ^ 4.894 ^
^ AxB ^ 3 ^ 49.301 ^ 16.434 ^ 1.682 ^ 5.410 ^ 7.452 ^
^ ER ^ 16 ^ 156.326 ^ 9.770 ^
    
```

Tabelle 12.01A - 12.17A:

Nitratkonzentrationen (mg NO₃-N/l) der Sauglysimeteruntersuchungen (Erklärungen: Siehe Seite 86 und 87)

12.03A

```

VERSUCH : 003.B2
PARAMETER : NO3-N
VAR      B1      B2      B3      MX      SX
V 1      3.4      8.1      4.0      5.2d    2.6
V 2      6.8      6.3      5.8      6.3cd   0.5
V 3      13.7     10.4     10.6     11.4bc  1.9
V 4      9.8      10.2     9.5      9.8cd   0.4
V 5      17.0     10.8     18.8     15.5b   4.2
V 6      11.7     15.5     19.7     15.6b   4.0
V 7      17.8     13.5     18.5     16.6b   2.7
V 8      27.0     25.5     17.6     23.4a   5.1
BM       13.4     12.5     13.1     13.0    2.5
M1       8.4      8.8      7.5      8.2
M2       18.4     16.3     18.7     17.8
BM1     10.2     9.5      11.4     10.4
BM2     9.3      10.9     12.8     11.0
BM3     15.8     12.0     14.6     14.1
BM4     18.4     17.9     13.6     16.6
    
```

```

^ 003.B2AA ^ TOTAL RANDOMISIERT ^
^ VU ^ DF ^ SS ^ MS ^ F ^ LSD.05 ^ LSD.01 ^
^ TO ^ 23 ^ 909.940 ^
^ TR ^ 7 ^ 756.340 ^ 108.049 ^ 11.255 ^ 5.362 ^ 7.387 ^
^ A ^ 1 ^ 549.126 ^ 549.126 ^ 57.200 ^ 2.681 ^ 3.693 ^
^ B ^ 3 ^ 151.743 ^ 50.581 ^ 5.269 ^ 3.792 ^ 5.223 ^
^ AxB ^ 3 ^ 55.470 ^ 18.490 ^ 1.926 ^ 5.362 ^ 7.387 ^
^ ER ^ 16 ^ 153.601 ^ 9.600 ^
    
```

12.04A

```

VERSUCH : 004.B2
PARAMETER : NO3-N
VAR      B1      B2      B3      MX      SX
V 1      7.3      7.6      4.0      6.3e    2.0
V 2      5.5      5.7      5.9      5.7e    0.2
V 3      7.0      7.8      10.4     8.4de   1.8
V 4      11.8     10.5     14.0     12.1bc  1.8
V 5      15.1     10.2     10.0     1.8bc   2.9
V 6      9.3      9.5     12.8     10.5cd  2.0
V 7      15.0     14.6     16.7     15.4a   1.1
V 8      14.5     13.6     14.9     14.3ab  0.7
BM       10.7     9.9     11.1     10.6    1.4
M1       7.9      7.9     8.6     8.1
M2       13.5     12.0     13.6     13.0
BM1     11.2     8.9     7.0     9.0
BM2     7.4      7.6     9.4     8.1
BM3     11.0     11.2     13.6     11.9
BM4     12.2     12.1     14.5     13.2
    
```

```

^ 004.B2AA ^ TOTAL RANDOMISIERT ^
^ VU ^ DF ^ SS ^ MS ^ F ^ LSD.05 ^ LSD.01 ^
^ TO ^ 23 ^ 313.170 ^
^ TR ^ 7 ^ 264.743 ^ 37.821 ^ 12.496 ^ 3.011 ^ 4.148 ^
^ A ^ 1 ^ 143.570 ^ 143.570 ^ 47.435 ^ 1.505 ^ 2.074 ^
^ B ^ 3 ^ 103.191 ^ 34.397 ^ 11.365 ^ 2.129 ^ 2.933 ^
^ AxB ^ 3 ^ 17.981 ^ 5.994 ^ 1.980 ^ 3.011 ^ 4.148 ^
^ ER ^ 16 ^ 48.427 ^ 3.027 ^
    
```

12.05A

```

VERSUCH : 005.B2
PARAMETER : NO3-N
VAR      B1      B2      B3      MX      SX
V 1      8.7      6.9      6.2      7.3b    1.3
V 2      5.9      10.4     6.0      7.4b    2.6
V 3      10.9     12.6     16.0     13.2    2.6
V 4      11.0     11.0     17.5     13.2a   3.8
V 5      1.8      1.4      1.0      1.4d    0.4
V 6      2.3      2.4      3.5      2.7cd   0.7
V 7      4.9      3.7      4.6      4.4bcd  0.6
V 8      6.7      5.8      6.3      6.3bc   0.5
BM       6.5      6.8      7.6      7.0     1.6
M1       9.1      10.2     11.4     10.3
M2       3.9      3.3      3.9      3.7
BM1      5.3      4.2      3.6      4.3
BM2      4.1      6.4      4.8      5.1
BM3      7.9      8.2      10.3     8.8
BM4      8.9      8.4      11.9     9.7
    
```

```

^ 005.B2AA ^ TOTAL RANDOMISIERT ^
^ VU ^ DF ^ SS ^ MS ^ F ^ LSD.05 ^ LSD.01 ^
^ TO ^ 23 ^ 460.100 ^
^ TR ^ 7 ^ 399.520 ^ 57.074 ^ 15.074 ^ 3.368 ^ 4.639 ^
^ A ^ 1 ^ 258.070 ^ 258.070 ^ 68.160 ^ 1.684 ^ 2.319 ^
^ B ^ 3 ^ 128.061 ^ 42.687 ^ 11.274 ^ 2.381 ^ 3.280 ^
^ AxB ^ 3 ^ 13.388 ^ 4.463 ^ 1.179 ^ 3.368 ^ 4.639 ^
^ ER ^ 16 ^ 60.580 ^ 3.786 ^
    
```

12.06A

```

VERSUCH : 006.B2
PARAMETER : NO3-N
VAR      B1      B2      B3      MX      SX
V 1      7.4      5.9      5.8      6.4b    0.9
V 2      5.6      10.3     6.1      7.3b    2.6
V 3      10.3     10.5     13.2     11.3a   1.6
V 4      11.0     10.5     15.9     12.5a   3.0
V 5      0.7      0.7      0.3      0.6c    0.2
V 6      1.5      1.2      3.5      2.1c    1.3
V 7      2.8      2.0      2.3      2.4c    0.4
V 8      2.4      3.2      2.9      2.8c    0.4
BM       5.2      5.5      6.3      5.7     1.3
M1       8.6      9.3      10.3     9.4
M2       1.9      1.8      2.3      2.0
BM1      4.1      3.3      3.1      3.5
BM2      3.6      5.8      4.8      4.7
BM3      6.6      6.3      7.8      6.9
BM4      6.7      6.9      9.4      7.7
    
```

```

^ 006.B2AA ^ TOTAL RANDOMISIERT ^
^ VU ^ DF ^ SS ^ MS ^ F ^ LSD.05 ^ LSD.01 ^
^ TO ^ 23 ^ 460.393 ^
^ TR ^ 7 ^ 418.520 ^ 59.789 ^ 22.846 ^ 2.800 ^ 3.857 ^
^ A ^ 1 ^ 330.042 ^ 330.042 ^ 126.111 ^ 1.400 ^ 1.928 ^
^ B ^ 3 ^ 66.650 ^ 22.217 ^ 8.489 ^ 1.980 ^ 2.727 ^
^ AxB ^ 3 ^ 21.828 ^ 7.276 ^ 2.780 ^ 2.800 ^ 3.857 ^
^ ER ^ 16 ^ 41.873 ^ 2.617 ^
    
```

Tabelle 12.01A - 12.17A:

Nitratkonzentrationen (mg NO₃-N/l) der Sauglysimeteruntersuchungen (Erklärungen: Siehe Seite 86 und 87)

12.07A

```

VERSUCH : 007.B2
PARAMETER : NO3-N
VAR      B1      B2      B3      MX      SX
V 1      2.3      4.0      6.1      4.1cd   1.9
V 2      4.6      9.7      5.2      6.5bc   2.8
V 3      10.1     6.8      9.0      8.6b    1.7
V 4      10.5     11.4     14.4     12.1a   2.0
V 5      0.2      0.3      0.1      0.2e    0.1
V 6      1.1      0.7      1.4      1.1e    0.4
V 7      1.1      1.0      1.0      1.0e    0.1
V 8      1.8      5.2      2.6      2.5de   0.7
BM       4.0      4.6      5.0      4.5     1.7
M1       6.9      8.0      8.7      7.8
M2       1.1      1.3      1.3      1.2
BM1      1.3      2.2      3.1      2.2
BM2      2.9      5.2      3.3      3.8
BM3      5.6      3.9      5.0      4.8
BM4      6.2      7.3      8.5      7.3
    
```

```

^ 007.B2AA ^ TOTAL RANDOMISIERT ^
^ VU ^ DF ^ SS ^ MS ^ F ^ LSD.05 ^ LSD.01 ^
^ TO ^ 23 ^ 413.445 ^
^ TR ^ 7 ^ 375.412 ^ 53.630 ^ 22.561 ^ 2.668 ^ 3.676 ^
^ A ^ 1 ^ 264.007 ^ 264.007 ^ 111.063 ^ 1.334 ^ 1.838 ^
^ B ^ 3 ^ 84.002 ^ 28.001 ^ 11.779 ^ 1.887 ^ 2.599 ^
^ AxB ^ 3 ^ 27.403 ^ 9.134 ^ 3.843 ^ 2.668 ^ 3.676 ^
^ ER ^ 16 ^ 38.033 ^ 2.377 ^
    
```

12.08A

```

VERSUCH : 008.B3
PARAMETER : NO3-N
VAR      B1      B2      B3      MX      SX
V 1      0.3      0.8      0.8      0.6bc   0.3
V 2      2.8      4.3      3.5      3.5a    0.8
V 3      0.0      0.0      0.0      0.0     0.0
V 4      0.0      0.0      0.0      0.0     0.0
V 5      0.1      0.2      0.1      0.1bc   0.1
V 6      1.7      0.3      0.5      0.7b    0.5
V 7      0.0      0.0      0.0      0.0     0.0
V 8      0.0      0.0      0.0      0.0     0.0
BM       0.6      0.7      0.6      0.6     0.3
M1       0.8      1.7      1.1      1.0
M2       0.4      0.1      0.2      0.2
BM1      0.2      0.5      0.5      0.4
BM2      2.1      2.3      2.0      2.1
BM3      0.0      0.0      0.0      0.0
BM4      0.0      0.0      0.0      0.0
    
```

```

^ 008.B3AA ^ TOTAL RANDOMISIERT ^
^ VU ^ DF ^ SS ^ MS ^ F ^ LSD.05 ^ LSD.01 ^
^ TO ^ 23 ^ 32.665 ^
^ TR ^ 7 ^ 30.805 ^ 4.401 ^ 17.856 ^ 0.590 ^ 0.813 ^
^ A ^ 1 ^ 4.167 ^ 4.167 ^ 35.842 ^ 0.295 ^ 0.406 ^
^ B ^ 3 ^ 18.388 ^ 6.129 ^ 52.727 ^ 0.417 ^ 0.575 ^
^ AxB ^ 3 ^ 8.250 ^ 2.750 ^ 23.656 ^ 0.590 ^ 0.813 ^
^ ER ^ 16 ^ 1.860 ^ 0.116 ^
    
```

12.09A

```

VERSUCH : 009.B3
PARAMETER : N03-N
    
```

| VAR | B1 | B2 | B3 | MX | SX |
|-----|------|------|------|-------|-----|
| V 1 | 0.6 | 0.8 | 0.5 | 0.6de | 0.2 |
| V 2 | 2.5 | 1.5 | 1.1 | 1.7d | 0.7 |
| V 3 | 3.3 | 4.3 | 4.0 | 3.9c | 0.5 |
| V 4 | 3.4 | 3.9 | 2.9 | 3.4c | 0.5 |
| V 5 | 0.2 | 0.2 | 0.1 | 0.2e | 0.1 |
| V 6 | 0.5 | 0.2 | 0.5 | 0.4e | 0.2 |
| V 7 | 4.2 | 6.3 | 6.8 | 5.8b | 1.4 |
| V 8 | 10.3 | 10.7 | 11.0 | 10.7a | 0.4 |
| BM | 3.1 | 3.5 | 3.4 | 3.3 | 0.5 |
| M1 | 2.5 | 2.6 | 2.1 | 2.4 | |
| M2 | 3.8 | 4.4 | 4.6 | 4.3 | |
| BM1 | 0.4 | 0.5 | 0.3 | 0.4 | |
| BM2 | 1.5 | 0.9 | 0.8 | 1.1 | |
| BM3 | 3.8 | 5.3 | 5.4 | 4.8 | |
| BM4 | 6.9 | 7.3 | 7.0 | 7.0 | |

```

009.B3AA TOTAL RANDOMISIERT
    
```

| VU | DF | SS | MS | F | LSD.05 | LSD.01 |
|-----|----|---------|--------|---------|--------|--------|
| TO | 23 | 271.965 | | | | |
| TR | 7 | 265.732 | 37.962 | 97.441 | 1.080 | 1.488 |
| A | 1 | 20.535 | 20.535 | 52.710 | 0.540 | 0.744 |
| B | 3 | 178.248 | 59.416 | 152.510 | 0.764 | 1.052 |
| AxB | 3 | 66.948 | 22.316 | 57.281 | 1.080 | 1.488 |
| ER | 16 | 6.233 | 0.390 | | | |

12.10A

```

VERSUCH : 010.B3
PARAMETER : N03-N
    
```

| VAR | B1 | B2 | B3 | MX | SX |
|-----|------|------|------|--------|-----|
| V 1 | 2.1 | 1.6 | 1.4 | 1.7e | 0.4 |
| V 2 | 3.4 | 2.1 | 1.7 | 2.4e | 0.9 |
| V 3 | 12.1 | 14.3 | 14.0 | 13.5c | 1.2 |
| V 4 | 12.1 | 9.1 | 10.5 | 10.6cd | 1.5 |
| V 5 | 0.3 | 0.2 | 0.1 | 0.2e | 0.1 |
| V 6 | 2.9 | 5.4 | 5.6 | 4.6de | 1.5 |
| V 7 | 27.6 | 31.1 | 20.0 | 26.2b | 5.7 |
| V 8 | 42.0 | 34.5 | 26.7 | 34.4a | 7.7 |
| BM | 12.8 | 12.3 | 10.0 | 11.7 | 2.9 |
| M1 | 7.4 | 6.8 | 6.9 | 7.0 | |
| M2 | 18.2 | 17.8 | 13.1 | 16.4 | |
| BM1 | 1.2 | 0.9 | 0.8 | 1.0 | |
| BM2 | 3.2 | 3.8 | 3.7 | 3.5 | |
| BM3 | 19.9 | 22.7 | 17.0 | 19.9 | |
| BM4 | 27.1 | 21.8 | 18.6 | 22.5 | |

```

010.B3AA TOTAL RANDOMISIERT
    
```

| VU | DF | SS | MS | F | LSD.05 | LSD.01 |
|-----|----|---------|---------|--------|--------|--------|
| TO | 23 | 3493.98 | | | | |
| TR | 7 | 3298.77 | 471.253 | 38.626 | 6.045 | 8.327 |
| A | 1 | 522.667 | 522.667 | 42.840 | 3.023 | 4.164 |
| B | 3 | 2191.39 | 730.465 | 59.872 | 4.274 | 5.888 |
| AxB | 3 | 584.714 | 194.905 | 15.975 | 6.045 | 8.327 |
| ER | 16 | 195.207 | 12.200 | | | |

Tabelle 12.01A - 12.17A:

Nitratkonzentrationen (mg NO₃-N/l) der Sauglysimeteruntersuchungen (Erklärungen: Siehe Seite 86 und 87)

12.11A

```

VERSUCH : 011.B3
PARAMETER : N03-N
    
```

| VAR | B1 | B2 | B3 | MX | SX |
|-----|------|------|------|--------|------|
| V 1 | 3.0 | 2.1 | 3.2 | 2.8d | 0.6 |
| V 2 | 2.2 | 0.7 | 1.6 | 1.5d | 0.8 |
| V 3 | 19.6 | 27.0 | 24.7 | 23.8b | 3.8 |
| V 4 | 22.1 | 15.4 | 16.8 | 18.1bc | 3.5 |
| V 5 | 0.2 | 0.2 | 0.1 | 0.2d | 0.1 |
| V 6 | 3.1 | 10.2 | 8.9 | 7.4cd | 3.8 |
| V 7 | 50.6 | 69.3 | 41.5 | 53.8a | 14.2 |
| V 8 | 47.7 | 56.1 | 36.4 | 46.7a | 9.9 |
| BM | 18.6 | 22.6 | 16.7 | 19.3 | 5.3 |
| M1 | 11.7 | 11.3 | 11.6 | 11.5 | |
| M2 | 25.4 | 34.0 | 21.7 | 27.0 | |
| BM1 | 1.6 | 1.2 | 1.7 | 1.5 | |
| BM2 | 2.7 | 5.5 | 5.3 | 4.5 | |
| BM3 | 35.1 | 48.2 | 33.1 | 38.8 | |
| BM4 | 34.9 | 35.8 | 26.6 | 32.4 | |

```

011.B3AA TOTAL RANDOMISIERT
    
```

| VU | DF | SS | MS | F | LSD.05 | LSD.01 |
|-----|----|---------|---------|--------|--------|--------|
| TO | 23 | 9867.64 | | | | |
| TR | 7 | 9186.33 | 1312.33 | 20.819 | 11.293 | 15.557 |
| A | 1 | 1439.95 | 1439.95 | 33.816 | 5.647 | 7.778 |
| B | 3 | 6541.18 | 2180.39 | 51.205 | 7.986 | 11.000 |
| AxB | 3 | 1205.21 | 401.736 | 9.434 | 11.293 | 15.557 |
| ER | 16 | 681.308 | 42.582 | | | |

12.12A

```

VERSUCH : 012.B3
PARAMETER : N03-N
    
```

| VAR | B1 | B2 | B3 | MX | SX |
|-----|------|-------|------|-------|------|
| V 1 | 2.5 | 1.9 | 3.4 | 2.9c | 0.9 |
| V 2 | 1.5 | 0.5 | 0.9 | 1.0c | 0.5 |
| V 3 | 30.9 | 38.0 | 36.9 | 35.3b | 3.8 |
| V 4 | 33.8 | 19.1 | 27.2 | 26.7b | 7.4 |
| V 5 | 0.3 | 0.3 | 0.2 | 0.3c | 0.1 |
| V 6 | 4.6 | 3.8 | 8.5 | 5.6c | 2.5 |
| V 7 | 62.6 | 105.8 | 62.9 | 77.1a | 24.9 |
| V 8 | 47.8 | 84.7 | 50.2 | 60.9a | 20.6 |
| BM | 27.1 | 31.8 | 27.8 | 26.2 | 9.7 |
| M1 | 17.4 | 14.9 | 17.1 | 16.5 | |
| M2 | 28.8 | 48.7 | 30.5 | 26.0 | |
| BM1 | 1.9 | 1.1 | 1.8 | 1.6 | |
| BM2 | 3.1 | 3.2 | 4.7 | 3.3 | |
| BM3 | 46.8 | 71.9 | 49.9 | 56.2 | |
| BM4 | 40.8 | 51.9 | 38.7 | 42.8 | |

```

012.B3AA TOTAL RANDOMISIERT
    
```

| VU | DF | SS | MS | F | LSD.05 | LSD.01 |
|-----|----|---------|---------|--------|--------|--------|
| TO | 23 | 20693.3 | | | | |
| TR | 7 | 18452.8 | 2636.12 | 18.825 | 20.480 | 28.211 |
| A | 1 | 2283.45 | 2283.45 | 16.307 | 10.240 | 14.106 |
| B | 3 | 14030.0 | 4676.66 | 33.397 | 14.481 | 19.948 |
| AxB | 3 | 2139.39 | 713.129 | 5.093 | 20.480 | 28.211 |
| ER | 16 | 2240.51 | 140.032 | | | |

12.14A

```

VERSUCH : 014.B3
PARAMETER : NO3-N
    
```

| VAR | B1 | B2 | B3 | MX | SX |
|-----|-------|-------|-------|--------|------|
| V 1 | 0.5 | 0.7 | 0.7 | 0.6d | 0.1 |
| V 2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| V 3 | 43.0 | 47.9 | 44.6 | 45.2c | 2.5 |
| V 4 | 42.5 | 40.9 | 41.5 | 41.6c | 0.8 |
| V 5 | 0.1 | 0.2 | 0.1 | 0.1d | 0.1 |
| V 6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0d | 0.0 |
| V 7 | 148.5 | 191.5 | 126.0 | 155.3a | 33.3 |
| V 8 | 106.7 | 124.0 | 88.9 | 106.5b | 17.6 |
| BM | 42.7 | 50.7 | 27.7 | 43.7 | 10.9 |
| M1 | 21.5 | 22.4 | 21.7 | 21.9 | |
| M2 | 63.8 | 78.9 | 53.8 | 65.5 | |
| BM1 | 0.3 | 0.5 | 0.4 | 0.4 | |
| BM2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| BM3 | 95.8 | 119.7 | 85.3 | 100.3 | |
| BM4 | 74.6 | 82.5 | 65.2 | 74.1 | |

```

014.B3AA TOTAL RANDOMISIERT
    
```

| VU | DF | SS | MS | F | LSD.05 | LSD.01 |
|-----|----|---------|---------|--------|--------|--------|
| TO | 23 | 74810.9 | | | | |
| TR | 7 | 71965.9 | 10280.8 | 57.818 | 23.078 | 31.790 |
| A | 1 | 11427.6 | 11427.6 | 64.267 | 11.539 | 15.895 |
| B | 3 | 47442.4 | 15814.1 | 88.936 | 16.318 | 22.479 |
| AxB | 3 | 13095.9 | 4365.28 | 24.550 | 23.078 | 31.790 |
| ER | 16 | 2845.04 | 177.815 | | | |

12.13A

```

VERSUCH : 013.B3
PARAMETER : NO3-N
    
```

| VAR | B1 | B2 | B3 | MX | SX |
|-----|-------|-------|-------|--------|------|
| V 1 | 0.8 | 0.9 | 0.8 | 0.8d | 0.1 |
| V 2 | 0.5 | 0.4 | 0.4 | 0.4d | 0.1 |
| V 3 | 72.8 | 43.8 | 41.4 | 40.0c | 6.2 |
| V 4 | 36.4 | 31.7 | 36.2 | 34.8c | 2.7 |
| V 5 | 1.1 | 1.4 | 0.5 | 1.0d | 0.5 |
| V 6 | 0.7 | 0.9 | 0.8 | 0.8d | 0.1 |
| V 7 | 119.8 | 166.1 | 109.3 | 131.7a | 20.2 |
| V 8 | 61.4 | 80.9 | 52.3 | 64.9b | 14.6 |
| BM | 31.7 | 40.8 | 30.5 | 34.3 | 9.9 |
| M1 | 17.6 | 19.2 | 20.2 | 19.0 | |
| M2 | 45.8 | 62.3 | 40.7 | 49.6 | |
| BM1 | 1.0 | 1.2 | 0.7 | 0.9 | |
| BM2 | 0.6 | 0.7 | 0.6 | 0.6 | |
| BM3 | 76.3 | 105.0 | 76.4 | 85.9 | |
| BM4 | 48.9 | 56.3 | 44.3 | 49.8 | |

```

013.B3AA TOTAL RANDOMISIERT
    
```

| VU | DF | SS | MS | F | LSD.05 | LSD.01 |
|-----|----|---------|---------|--------|--------|--------|
| TO | 23 | 47221.3 | | | | |
| TR | 7 | 44875.2 | 6410.74 | 43.719 | 20.957 | 28.869 |
| A | 1 | 5615.10 | 5615.10 | 38.293 | 10.479 | 14.434 |
| B | 3 | 30893.4 | 10297.8 | 70.228 | 14.819 | 20.413 |
| AxB | 3 | 8566.66 | 2788.89 | 19.019 | 20.957 | 28.869 |
| ER | 16 | 2346.16 | 146.635 | | | |

Tabelle 12.01A - 12.17A:

Nitratkonzentrationen (mg NO₃-N/l) der Sauglysimeteruntersuchungen (Erklärungen: Siehe Seite 86 und 87)

12.15A

```

VERSUCH : 015.B3
PARAMETER : NO3-N
    
```

| VAR | B1 | B2 | B3 | MX | SX |
|-----|-------|-------|-------|--------|------|
| V 1 | 0.3 | 1.3 | 1.9 | 1.2e | 0.8 |
| V 2 | 2.8 | 1.7 | 6.5 | 3.7e | 2.5 |
| V 3 | 46.1 | 62.3 | 54.4 | 54.3c | 8.1 |
| V 4 | 46.1 | 42.1 | 48.8 | 45.7cd | 3.4 |
| V 5 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1e | 0.0 |
| V 6 | 30.1 | 30.6 | 23.7 | 28.1d | 3.8 |
| V 7 | 150.6 | 191.3 | 144.7 | 162.2a | 25.4 |
| V 8 | 109.5 | 133.2 | 91.7 | 111.5b | 20.8 |
| BM | 48.2 | 57.8 | 46.5 | 50.8 | 9.9 |
| M1 | 23.8 | 26.9 | 27.9 | 26.2 | |
| M2 | 72.6 | 89.8 | 65.1 | 75.5 | |
| BM1 | 0.2 | 0.7 | 1.0 | 0.6 | |
| BM2 | 16.5 | 16.2 | 15.1 | 15.9 | |
| BM3 | 98.4 | 126.8 | 99.6 | 108.2 | |
| BM4 | 77.8 | 87.7 | 70.3 | 78.6 | |

```

015.B3AA TOTAL RANDOMISIERT
    
```

| VU | DF | SS | MS | F | LSD.05 | LSD.01 |
|-----|----|---------|---------|---------|--------|--------|
| TO | 23 | 74046.2 | | | | |
| TR | 7 | 71694.2 | 10242.0 | 69.672 | 20.983 | 28.905 |
| A | 1 | 14573.1 | 14573.1 | 99.134 | 10.492 | 14.452 |
| B | 3 | 46825.7 | 15608.6 | 106.178 | 14.837 | 20.439 |
| AxB | 3 | 10295.4 | 3431.80 | 23.345 | 20.983 | 28.905 |
| ER | 16 | 2352.06 | 147.004 | | | |

12.16A

```

VERSUCH : 016.B3
PARAMETER : NO3-N
    
```

| VAR | B1 | B2 | B3 | MX | SX |
|-----|-------|-------|-------|--------|------|
| V 1 | 1.3 | 1.5 | 2.0 | 1.6d | 0.4 |
| V 2 | 5.8 | 3.8 | 9.2 | 6.3d | 2.7 |
| V 3 | 64.1 | 88.1 | 73.8 | 75.3c | 12.1 |
| V 4 | 72.3 | 58.1 | 64.4 | 64.9c | 7.1 |
| V 5 | 1.2 | 0.9 | 1.1 | 1.1d | 0.2 |
| V 6 | 80.6 | 93.8 | 80.1 | 84.8c | 7.8 |
| V 7 | 159.0 | 226.7 | 163.3 | 183.0a | 37.9 |
| V 8 | 138.6 | 188.1 | 118.3 | 148.3b | 35.9 |
| BM | 65.4 | 82.6 | 64.0 | 70.7 | 15.8 |
| M1 | 35.9 | 37.9 | 37.4 | 37.0 | |
| M2 | 94.9 | 127.4 | 90.7 | 104.3 | |
| BM1 | 1.3 | 1.2 | 1.6 | 1.3 | |
| BM2 | 43.2 | 48.8 | 44.7 | 45.6 | |
| BM3 | 111.6 | 157.4 | 118.6 | 129.2 | |
| BM4 | 105.5 | 123.1 | 91.4 | 106.6 | |

```

016.B3AA TOTAL RANDOMISIERT
    
```

| VU | DF | SS | MS | F | LSD.05 | LSD.01 |
|-----|----|---------|---------|--------|--------|--------|
| TO | 23 | 103985 | | | | |
| TR | 7 | 98003.9 | 14000.6 | 37.456 | 33.460 | 46.091 |
| A | 1 | 27155.5 | 27155.5 | 72.649 | 16.730 | 23.046 |
| B | 3 | 60922.8 | 20307.6 | 54.329 | 23.660 | 32.591 |
| AxB | 3 | 9925.50 | 3308.50 | 8.851 | 33.460 | 46.091 |
| ER | 16 | 5980.63 | 373.789 | | | |

Tabelle 12.01A - 12.17A:

Nitratkonzentrationen (mg NO₃-N/l) der Sauglysimeteruntersuchungen
(Erklärungen: Siehe Seite 86 und 87)

12.17A

| VERSUCH : 017.83 | | | | | |
|-------------------|-------|-------|-------|--------|------|
| PARAMETER : NO3-N | | | | | |
| VAR | B1 | B2 | B3 | MX | SX |
| V 1 | 1.4 | 1.6 | 1.5 | 1.5c | 0.1 |
| V 2 | 12.9 | 13.9 | 25.7 | 17.5c | 7.1 |
| V 3 | 62.1 | 79.3 | 64.5 | 68.6b | 9.7 |
| V 4 | 58.7 | 48.1 | 67.1 | 59.6b | 10.0 |
| V 5 | 2.0 | 3.2 | 1.4 | 1.5c | 0.4 |
| V 6 | 127.2 | 146.8 | 122.0 | 132.0a | 15.3 |
| V 7 | 150.9 | 199.6 | 141.2 | 163.9a | 21.5 |
| V 8 | 130.4 | 192.0 | 116.1 | 146.2a | 40.3 |
| RM | 69.5 | 85.3 | 66.8 | 73.9 | 15.9 |
| M1 | 36.3 | 35.7 | 38.5 | 36.8 | |
| M2 | 102.6 | 134.9 | 95.1 | 110.9 | |
| RM1 | 1.7 | 1.4 | 1.5 | 1.5 | |
| RM2 | 70.1 | 80.3 | 73.9 | 74.7 | |
| RM3 | 106.5 | 139.5 | 102.9 | 116.3 | |
| RM4 | 99.6 | 120.1 | 89.1 | 102.9 | |

| 017.83AA TOTAL RANDOMISIERT | | | | | | | |
|-----------------------------|----|---------|---------|--------|--------|--------|--|
| VU | DF | SS | MS | F | LSD.05 | LSD.01 | |
| TO | 23 | 97829.7 | | | | | |
| TR | 7 | 91778.3 | 13111.2 | 34.666 | 33.657 | 46.363 | |
| A | 1 | 52937.5 | 52937.5 | 87.087 | 16.829 | 23.182 | |
| B | 3 | 47255.8 | 15751.9 | 41.648 | 23.799 | 32.784 | |
| AxB | 3 | 11585.0 | 3861.67 | 10.210 | 33.657 | 46.363 | |
| ER | 16 | 6051.45 | 378.214 | | | | |

Beiträge zur Geologie der Schweiz – Hydrologie

Bisher sind erschienen:

1. J. HUG und A. BEILIK. Die Grundwasserverhältnisse des Kantons Zürich, mit Karte der Grundwasserströme des Kantons Zürich. Herausgegeben gemeinsam mit der Baudirektion des Kantons Zürich. Mit XX + 328 Seiten, 146 Figuren und Karte 1:100 000. 1934 20.–
2. E. EUGSTER. Schneestudien im Oberwallis und ihre Anwendung auf den Lawinenverbau. Mit VIII + 84 Seiten, 42 Textfiguren und 7 Tafeln. 1938 4.–
3. H. BADER, R. HAEFELI, E. BUCHER, J. NEHER, O. ECKEL, Chr. THAMS mit einer Einführung von P. NIGGLI. Der Schnee und seine Metamorphose. Erste Ergebnisse und Anwendungen einer systematischen Untersuchung der alpinen Winterschneedecke, durchgeführt von der Station Weissfluhjoch-Davos der Schweiz. Lawinenforschungskommission. 1934–1938. Mit XXIII + 340 Seiten, 18 Tafeln, 154 Figuren, 18 Tabellen. 1939 vergriffen
4. O. LUETSCHG-LOETSCHER. Zum Wasserhaushalt des Schweizer Hochgebirges.
I. Band, 1. Teil, Erste Abteilung, Kapitel 1–3 (Mitarbeiter *Rudolf Bohner*): Heutiger Stand der Niederschlagsforschung. Heutiger Stand der Abflussforschung. Zusammenhänge zwischen Niederschlag und Abfluss. Mit Tabellenwerk: Ergebnisse der Niederschlagsforschungen. Mit VI + 60 Seiten. 9 Karten, 10 Textfiguren, 17 Tabellen. 1945 10.–
I. Band, 1. Teil, Zweite Abteilung (Kapitel 4, 5): Vorratsänderungen im Wasserhaushalt der Gletscher. Verhalten des verstossenen Obern Grindelwaldgletschers. Mit VII + 34 Seiten, 10 Tafeln, 21 Figuren und 6 Tabellen. 1944 6.–
I. Band, 1. Teil, Dritte Abteilung, Kapitel 6–8 (Mitarbeiter *Rudolf Bohner*): mit einem Beitrag von *Hans Burger*. Boden und Vegetation im Wasserhaushalt des Hochgebirges. Die Bedeutung des Schneetransportes durch den Wind. Die Bedeutung der Nebel-, Tau- und Reifbildungen. VIII + 68 Seiten, Textfiguren, 4 Fototafeln. 1949 8.–
I. Band, 2. Teil, Kapitel 9 (Mitarbeiter *Rudolf Bohner*): mit Beiträgen von *H. Huber, P. Huber, F. de Quervain*. Zur Hydrologie, Chemie und Geologie der winterlichen Gletscherabflüsse der Schweizer Alpen. VI + 121 Seiten, 26 Textfiguren, 6 Falztafeln. 1950 12.–
I. Band, 3. Teil, Kapitel 10 (Mitarbeiter: *Theophil Hauck, Rudolf Bohner*). Die Eis- und Schneeverhältnisse der Oberengadiner Seen, insbesondere des St. Moritzer Sees. Beitrag zur Gewässer- und Klimakunde des Oberengadins, 173 Seiten, 54 Textfiguren, 8 Tafeln. 1954 20.–
II. Band, 3. Teil (mit Beiträgen von *Rudolf Bohner* und *Walter Dietz*). Zur Hydrologie der Landschaft Davos. Mit XLIV + 490 Seiten, 2 Karten, 9 Tafeln, 146 Textfiguren, 173 Tabellen. 1944 50.–
III. Band, Forschungsgebiet Nr. 16, F. GYGAX. Niederschlag und Abfluss im Einzugsgebiet der Magliasina. 100 Seiten, zahlreiche Textfiguren und Tafeln. 1948 12.–
5. H. P. EUGSTER. Beitrag zur Gefügeanalyse des Schnees. 64 Seiten, 42 Textfiguren, 1 Falztafel, 1 Fototafel. 1952 10.–
6. EDWIN BUCHER. Beitrag zu den theoretischen Grundlagen des Lawinenverbau. Herausgegeben gemeinsam mit der Schweizerischen Schnee- und Lawinenforschungskommission. 113 Seiten, 67 Textfiguren. 1948 16.–
7. F. HOFER. Über die Energieverhältnisse des Brienersees. 95 Seiten, 4 Textfiguren, 8 Tafeln, 3 Kunstdrucktafeln. 1952 12.–
8. E. HOECK. Der Einfluss der Strahlung und der Temperatur auf den Schmelzprozess der Schneedecke. 36 Seiten, 22 Tafeln, 22 Tabellen. 1952 12.–
9. P. NYDEGGER. Vergleichende limnologische Untersuchungen an sieben Schweizer Seen. 80 Seiten, 57 Figuren, 24 Tabellen. 1957 16.–
10. S. STEINEMANN. Experimentelle Untersuchungen zur Plastizität von Eis. 72 Seiten, 91 Textfiguren. 1958 16.–
11. M. REIST. Beiträge zur Morphologie und Hydrologie des Bavonatales. 65 Seiten, 44 Figuren.
G. HIRSBRUNNER. Beiträge zur Morphologie und Hydrologie der Rovanatäler. 79 Seiten, 18 Figuren, 26 Fotografien. 1960 16.–

Fortsetzung auf der 3. Umschlagseite

12. V. BINGGELI. Zur Morphologie und Hydrologie der Valle del Lucomagno. 124 Seiten, 30 Tabellen, 64 Figuren, 9 Fototafeln. 1961 16.–
13. J. G. ZELLER. Morphologische Untersuchungen in den östlichen Seitentälern des Val Blenio. 111 Seiten, 64 Textfiguren, 2 Tafeln. 1964 16.–
14. M. NIKLAUS. Geomorphologische und limnologische Untersuchungen am Öschinensee. 116 Seiten, 26 Textfiguren, 1 Tafel. 1967 24.–
15. E. GRUETTER. Beiträge zur Morphologie und Hydrologie des Val Verzasca. 92 Seiten, 9 Karten, 36 Figuren, 27 Abbildungen, 33 Tabellen. 1967 24.–
16. P. NYDEGGER. Untersuchungen über Feinstofftransport in Flüssen und Seen, über Entstehung von Trübungshorizonten und zuflussbedingten Strömungen im Brienersee und einigen Vergleichsseen. 92 Seiten, 58 Abbildungen, 6 Tafeln, 29 Tabellen. 1967 24.–
17. H. U. SCHWEIZER. Beiträge zur Hydrologie der Ajoie (Berner Jura). 1970 24.–
18. Chr. JAGGI. Hydrologische Untersuchungen in verschiedenen Tessiner Tälern. 1970 24.–
19. P. KASSER, Karin SCHRAM und J. C. THAMS. Die Strahlungsverhältnisse im Gebiet der Baye de Montreux. 1970
20. P. FÖHN. Methoden der Massenbilanzmessung bei grossen Schneehöhen untersucht im Firngebiet des Grossen Aletschgletschers. 1971 24.–
21. J. P. TRIPET. Etude hydrogéologique du bassin de la source de l'Areuse. 1973 24.–
22. V. BINGGELI. Hydrologische Studien im zentralen schweizerischen Alpenvorland, insbesondere dem Gebiet der Langete. 1974 30.–
23. Ch. LEIBUNDGUT. Zum Wasserhaushalt des Oberaargaus und zur hydrologischen Bedeutung des landwirtschaftlichen Wiesenbewässerungssystems im Langental. 30.–
24. Die Rheinwasserstrasse. – Technische und wirtschaftliche Aspekte, hydrologische Aspekte, Abflussprognosen. 10.–
25. Die Verdunstung in der Schweiz. – Stand der Kenntnisse, Methoden, Anregungen zur weiteren Erforschung. 24.–
26. E. HOEHN. Hydrologische Untersuchungen im Gebiet westlich von Frick (Aargauer Tafeljura). 1979 24.–
27. A. WILDBERGER. Zur Hydrologie des Karstes im Rawil-Gebiet. 1981 30.–
28. Tracermethoden in der Hydrologie. – Tagungsbericht des 4. SUWT – Internationale Fachtagung über die Anwendung von Tracermethoden in der Hydrologie, Bern, 1981. Teil I und II 65.–
29. F. D. VUATAZ. Etude géochimique et géothermique des eaux thermales de la Suisse et de quelques régions limitrophes. 1982 38.–
30. J.-M. JAQUET, F. RAPIN, E. DAVAUD et J.-P. VERNET. Géochimie des sédiments du Léman. 1983 20.–
31. Der Niederschlag in der Schweiz. Bericht der Arbeitsgruppe Niederschlag der HK SNG, Zürich. 1985 40.–
32. U. BOSSHART. Einfluss der Stickstoffdüngung und der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsweise auf die Nitratauswaschung ins Grundwasser (am Beispiel Naturlabor Buechberg SH). 1985 25.–