

Zeitschrift:	Mitteilungen aus dem Gebiete der Lebensmitteluntersuchung und Hygiene = Travaux de chimie alimentaire et d'hygiène
Herausgeber:	Bundesamt für Gesundheit
Band:	77 (1986)
Heft:	2
Artikel:	Bericht über Nitrate im Trinkwasser - Standortbestimmung 1985 = Report on nitrates in drinking water - position-finding 1985
Autor:	Leu, D. / Biedermann, R. / Dettweiler, J.
DOI:	https://doi.org/10.5169/seals-983386

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 28.01.2026

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

Bericht über Nitrate im Trinkwasser – Standortbestimmung 1985

Report on Nitrates in Drinking Water –
Position-finding 1985

D. Leu*, R. Biedermann*, J. Dettweiler**, J. Hoigné*** und F. X. Stadelmann****

Einleitung

Die Vollzugsorgane des schweizerischen Lebensmittelrechts sahen sich 1977 veranlasst, das Trinkwasser verschiedener Gemeinden der Kantone Bern und Schaffhausen mit Nutzungsbeschränkungen zu belegen (Verbot der Zubereitung von Säuglingsnahrung). Sie schafften somit der eidg. Lebensmittelverordnung (1) Nachachtung, die bestimmt, dass Lebensmittel im allgemeinen und Trinkwasser im besonderen keine Stoffe in Mengen enthalten dürfen, welche die menschliche Gesundheit gefährden können. Neben hohen Nitratgehalten in bestimmten Grundwässern stellt man zum Teil extrem hohe Nitratwerte in Gemüsen, vor allem im Kopfsalat, fest. Dies führte den Verband der Kantons- und Stadtchemiker der Schweiz 1977 dazu, dem Bundesamt für Gesundheitswesen (BAG) den Antrag zu stellen, eine Arbeitsgruppe einzusetzen mit der Aufgabe, die gesundheitliche Problematik der Nitrate zu untersuchen und Gegenmassnahmen auszuarbeiten. Diese Arbeitsgruppe bestand aus vier Mitgliedern, die die Ergebnisse ihrer Nachforschungen in einem Bericht «Nitrate in Nahrungsmitteln» herausgegeben vom Bundesamt für Gesundheitswesen (2) veröffentlichten.

Einige spektakuläre Korrosionsfälle an Trinkwasserleitungen im Kanton Bern, deren eine Ursache in zu hohen Nitratgehalten des Leitungswassers vermutet wurde, veranlassten 1977 zudem das Eidgenössische Departement des Innern (EDI) nach Anfrage der bernischen Behörden, die – nicht auf den Kanton Bern beschränkten – Korrosionsprobleme durch eidgenössische Fachstellen untersuchen zu lassen. Das Bundesamt für Umweltschutz (BUS) erstellte in der Folge in

* Kantonales Laboratorium, Schaffhausen

** Bundesamt für Umweltschutz, Bern

*** EAWAG, Dübendorf

**** Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene, Liebefeld

Zusammenarbeit mit anderen Stellen einen Lagebericht November 1979 «Nitrat im Trinkwasser» (3).

Zunehmende Nitratprobleme bei Trinkwasser und Gemüsen sowie eine auch international ins Grenzenlose anwachsende Nitratforschungstätigkeit, vor allem in den Bereichen Landwirtschaft und Toxikologie, führten 1980 zur Erweiterung der Arbeitsgruppe des BAG auf 16 Mitglieder, welche folgende Bereiche abdecken: Bundesämter für Gesundheitswesen, Umweltschutz und Veterinärwesen, landwirtschaftliche, pflanzenphysiologische, hydrologische und toxikologische Forschung, Kantonschemiker, Lebensmittelindustrie, Gemüsebau und -handel sowie Konsumentenorganisationen (Federführung beim Bundesamt für Gesundheitswesen). Die Aufgaben dieser Nitratkommission sind:

- a) Sichtung und Auswertung der laufenden wissenschaftlichen und amtlichen Publikationen
- b) Diskussion, Begutachtung und Koordination von Forschungsprojekten
- c) Ausarbeiten von kurz- und längerfristigen landwirtschaftlichen Massnahmen (auch im Bereich des Gemüse-, Obst- und Rebbaus)
- d) Ausarbeitung von Vorschlägen für Höchstkonzentrationen.

Die Autoren wurden von der erweiterten Arbeitsgruppe Nitrate in Nahrungsmitteln 1985 beauftragt, den heutigen Stand des Wissens über Nitrate im Trinkwasser aufzuarbeiten. Es galt, die Nitratauswaschung aus Böden in Abhängigkeit verschiedener Faktoren wiederzugeben (Boden- und Bewirtschaftungsart, Düngung, Klima usw.), Möglichkeiten der Beeinflussung und konkrete Massnahmen aufzuzeigen (wissenschaftlich, praktisch, rechtlich) und das Problem in einen agrar-ökologischen Zusammenhang zu stellen. Da sich das Problem – wenigstens vordergründig – an der möglichen Gesundheitsgefährdung von Menschen einschätzen lässt, soll auch ein Überblick über neueste toxikologische und epidemiologische Ergebnisse gegeben werden.

Die vorliegende Arbeit soll der erweiterten Arbeitsgruppe Nitrate in Nahrungsmitteln als Grundlage dienen, den zuständigen Behörden entsprechende Massnahmen vorzuschlagen. Sie wendet sich weiter an Fachstellen, direkt Beteiligte und Behörden von mit dem Trinkwasserproblem betroffenen Regionen.

Zur besseren Lesbarkeit sind die naturwissenschaftlichen Detailrecherchen in Anhängen beigefügt, währenddem ganz am Anfang für den eiligen Leser die *Übersicht* hergestellt wird. Die in bestimmten Fällen sich ergebenden Wiederholungen sind beabsichtigt.

Wir möchten an dieser Stelle allen Kolleginnen und Kollegen, die uns bei den aufwendigen Recherchen geholfen haben und die uns fachlich unterstützten, danken. Ebenfalls sei dem Bundesamt für Gesundheitswesen in Bern und der kantonalen Sanitätsdirektion von Schaffhausen für die zur Verfügung gestellten finanziellen Mittel gedankt.

Übersicht

Ausmass und Charakter des Problems

Das Problem der Nitrate im Trinkwasser verläuft – mit zum Teil beachtlicher zeitlicher Verzögerung – parallel zur mechanischen und chemischen Intensivierung der Landwirtschaft und wird zum Hauptanteil durch deren Praxis verursacht (inkl. Obst-, Wein- und Gemüsebau). Der Trend zu überhöhten und stets steigenden Nitratgehalten in Grund- und Trinkwässern hat sich in den letzten zwanzig Jahren auch in der Schweiz massiv verstärkt. Die Lage ist aber nicht generell problematisch. Problemgebiete bestehen vor allem dort, wo eine bodenmässig und hydrogeologisch ungünstige Situation (rasche Versickerung und wenig Infiltration von nitratarmem Grund- und Oberflächenwasser) zusammentreffen mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung.

Im allgemeinen tiefe Nitratgehalte, in der Regel unter 10 mg/l, finden sich in Oberflächengewässern sowie in den Grundwässern der Alpentäler, des Juragebirges und der Alpensüdseite (abgesehen von grösseren Gemüsebaugebieten), ferner im Mittelland unter Dauergrünland (Weiden) und Wald. Zum Vergleich: der im Schweizerischen Lebensmittelbuch angegebene Toleranzwert für Trinkwasser beträgt 40 mg Nitrat/l. In Gebieten des Mittellandes mit mehr als 50% Ackerbau werden im Durchschnitt etwa 25 mg Nitrat/l Grundwasser gemessen. In Problemgebieten sind die Werte stark erhöht (über 50 mg/l) und überschreiten teilweise sogar die 100-mg/l-Grenze. Wegen ungenügender Datenlage besteht keine vollständige Übersicht dieser Gebiete; einige Beispiele werden im Text beschrieben. Ausser in Gegenden, wo Sanierungsprojekte angegangen worden sind, wird *im allgemeinen eine steigende Tendenz* festgestellt.

Zur Zeit bezieht über die Hälfte der schweizerischen Bevölkerung Trinkwasser mit weniger als 10 mg Nitrat im Liter. Etwa 5% der Bevölkerung, nach anderen Hochrechnungen etwas mehr, beziehen Trinkwasser, das mehr als 30 mg Nitrat im Liter aufweist. Diese Mittelwerte geben allerdings nur ein grobes Bild der Situation ab. Bei der Beurteilung der Nitratbelastung muss davon ausgegangen werden, dass kleine, regionale Bevölkerungsgruppen extremen Belastungen ausgesetzt sein können.

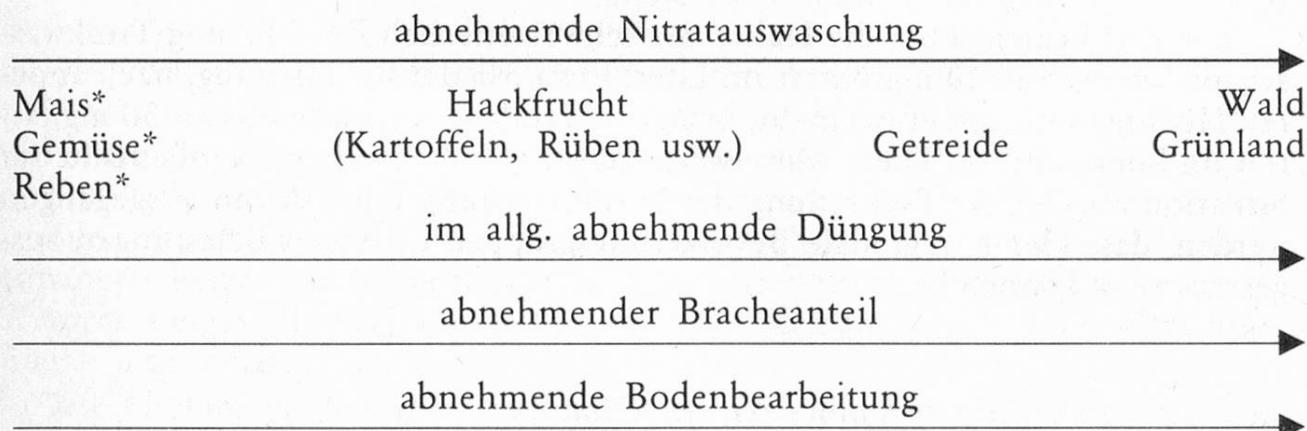
Zu den Ursachen

Der Nitratanteil eines Bodens macht nur etwa 1–3% des gesamten Stickstoffhaushaltes aus, aber im System Boden-Pflanze stellt Nitrat im allgemeinen die wichtigste düngewirksame Stickstoffform dar. Nitrat gelangt auch praktisch ungehindert mit dem Sickerwasser ins Grundwasser, weil es nicht wie andere Stickstoffformen (z. B. organische N-Verbindungen und Ammonium) von Bodenteilchen zurückgehalten wird. Nitrat wird entweder als Handelsdünger oder durch atmosphärische Deposition (z. B. Regenwasser) in den Boden eingebracht (zu-

sammen ca. 10%). Der grösste Teil des Nitrats bildet sich durch mikrobielle Prozesse aus organischen Stickstoffverbindungen oder Ammonium, die aus Hofdüngern (Gülle, Mist), Handelsdüngern, Klärschlamm, Ernte- und Wurzelrückständen oder Humusbestandteilen stammen können. Die mechanische Bodenbearbeitung (Sauerstoffeintrag), Wärme und ausreichende Wasserversorgung fördern diese mikrobiellen Prozesse. In *Anhang A* wird detailliert über die Herkunft des Nitrats im Trinkwasser berichtet.

Einen starken Einfluss auf die Nitratauswaschung übt die Sickerwassermenge aus. Diese ist abhängig von der Menge und Verteilung der Niederschläge sowie von der Art und Dauer des pflanzlichen Bewuchses. Dichter und *dauernder Bewuchs* verhindert einerseits die Sickerwassermenge und erhöht andererseits die Nitrataufnahme durch die Pflanzen: beide Faktoren vermindern die Nitratauswaschung.

Als weitere Einflussgrösse ist die Gesamtheit der *Bodeneigenschaften* zu nennen: Körnung, Gründigkeit, Humusgehalt und biologische Aktivität beeinflussen die Wasserspeicherungskapazität und das Rückhaltevermögen für Stickstoff. Schliesslich kommt der Art, Höhe und zeitlichen Verteilung der *Stickstoffdüngung* eine wesentliche Rolle zu. Bei günstigen Boden-, Witterungs- und Bewuchsverhältnissen spielt die Düngung nur eine untergeordnete Rolle, während bei ungünstigen Verhältnissen (flachgründige, grobkörnige Böden, schwacher Bewuchs und viel Niederschlag) der aktuellen Düngung der grösste Stellenwert zugeordnet werden muss. Nicht nur die Düngung, sondern alle obgenannten Einflussgrössen sind komplexe Faktoren und stehen miteinander in einem dynamischen Zusammenspiel. Die Summe all dieser Faktoren lässt sich dennoch für den Allgemeinfall mit folgendem Schema verdeutlichen:



Da in der Schweiz etwa zwei Drittel der den landwirtschaftlichen Böden zugesetzten Stickstoffmenge aus Hofdüngern (Gülle, Mist) stammen und nur etwa ein Viertel aus mineralischen Handelsdüngern (der Rest aus Niederschlägen und

* ohne Untersaaten und/oder Zwischenfutter

Klärschlamm), kommt der *Hofdüngerbewirtschaftung* eine grosse Bedeutung zu. Fehlende Lagerkapazität bei der Gülle und der Nutzfläche nicht angepasste Viehhaltungen (bodenunabhängige Betriebe) lassen die grosse Menge Hofdünger oft eher zu einem lästigen Abfallproblem als zu einem wertvollen Produktionsfaktor werden. Als Folge werden diese zur Unzeit (z. B. auf durchnässte Böden) und in Unmengen ausgebracht. Der Zwang zur Rationalisierung (z. B. Schwemmentmischung), ungenügende Methoden für Dosierung und Nährstoffbestimmung von Gülle und Mist sowie eine unterdotierte, neutrale *Beratung* der Landwirte verschärfen das Problem zusätzlich.

Bei den mineralischen Stickstoffdüngern dürfte wegen der genaueren Dosiermöglichkeit und aus ökonomischen Gründen eine Überdüngung eigentlich nicht vorkommen. Dieses auch von der Düngerindustrie unterstützte Argument wird aber durch Untersuchungen in der Praxis widerlegt. In diesem Zusammenhang ist dennoch festzustellen, dass die landläufig gehörte Meinung, die Überdüngung mit «Kunstdüngern» sei hauptschuldig am Nitratproblem, falsch ist. Im Ackerbau und ganz besonders stark bei den Sonderkulturen Gemüse, Reben und Obst werden leider häufig zu grosse und zeitlich nicht angepasste Anwendungen von Stickstoffdüngern festgestellt. Bei den Sonderkulturen drängt sich zudem teilweise eine Anpassung der Düngerichtlinien durch die landwirtschaftlichen Forschungsanstalten auf. Ein weiterer Nachteil der Handelsdünger ist ihr immer noch relativ günstiger Preis, der den bezüglich Nitratauswaschung unerwünschten Differenzierungsprozess in «reine» Ackerbau- und «reine» Viehwirtschaftsbetriebe fördert. Auch ein Vergleich des Energieverbrauches lässt Handelsdünger viel schlechter abschneiden als Hofdünger.

Die aus Modellversuchen gewonnenen Erkenntnisse über Ursachen und Verlauf der Nitratauswaschung werden unter Praxisbedingungen in sog. Naturlabors und in einer Reihe wissenschaftlich begleiteter Sanierungsprojekte erhärtet. Auf diese wird in dieser Arbeit näher eingetreten (Anhang B).

Allgemeine Auswirkungen

Die in der Schweiz (publizistisch) am Anfang des Nitratproblems gestandene Vermutung, überhöhte Nitratgehalte im Trinkwasser führten zu Leitungskorrosionen und Lochfrass, ist mittlerweile durch die Forschung widerlegt worden. Der Nitratgehalt des Leitungswassers hat auf korrekt verzinkte und installierte Leitungen keinen aktiven Einfluss hinsichtlich Korrosion (siehe Anhang D). Er erhöht allenfalls die Leitfähigkeit des Wassers. Einzig in längere Zeit unbewohnten Häusern können allenfalls Probleme entstehen, wenn vor Wiedergebrauch nicht eine Hausnetzspülung vorgenommen wird, da sich Nitrat in verzinkten Leitungen zum giftigeren Nitrit reduziert.

Einen bestimmten Stellenwert hat der Einfluss des Nitratgehaltes auf die natürlichen, biologischen und hydrochemischen Prozesse, die im Grundwasserleiter ablaufen. Dieser Einfluss wirkt sich teilweise langfristig aus und ist beim derzeitigen Stand der Forschung nicht quantifizierbar. Die Zeit zwischen Nitratauswa-

schung aus einem Boden und Erscheinen dieses Salzes im Trinkwasser kann – je nach Art des Bodens und Untergrundes – Tage bis Jahrzehnte dauern. Bei geeigneter Beschaffenheit der Böden, des Untergrundes und entsprechender mikrobieller Tätigkeit, kann eine unter Umständen beträchtliche Denitrifikation, d. h. eine Reduktion des Nitrats zu Stickstoff (N_2), stattfinden. Damit diese – das Nitratproblem verminderten – mikrobiellen Prozesse ablaufen, muss genügend verwertbares organisches Substrat, d. h. Kohlenstoffverbindungen oder reduzierte Schwefelverbindungen, vorhanden sein – ein Reservoir, das sich möglicherweise über geologische Zeiträume gebildet hat und dessen neuzeitlicher Verbrauch nicht in kurzer Zeit wieder aufgefüllt werden kann.

Unter sehr speziellen geochemischen Verhältnissen, wie sie z. B. in der BRD bekannt sind, kann ein andauernder, hoher Nitrateintrag den Grundwassermechanismus derart beeinflussen, dass ein Härteanstieg und nach Erschöpfung der im Untergrund eingelagerten organischen Substanz ein durchbruchartiger Anstieg des Nitratgehaltes auftritt. In der Schweiz sind solche Grenzfälle wegen anderer Beschaffenheit der wesentlichen Grundwasserleiter nur vereinzelt und lokal zu erwarten. Ihre Beobachtung verdient jedoch Aufmerksamkeit, auch wegen der Beurteilung von benachbarten Gebieten (Anhang D).

Gesundheitliche Auswirkungen

Die wichtigsten Auswirkungen überhöhter Nitratgehalte im Grund- und schliesslich im Trinkwasser sind toxikologischer Art. Im Detail wird diese Problematik in der vorliegenden Arbeit im Anhang C abgehandelt.

Der Durchschnittsschweizer nimmt, neben etwas Nitrit, pro Tag 90 mg Nitrat auf, wobei 70% aus Gemüsen stammen (bei einem Nitratgehalt des Trinkwassers von 10 mg/l). Bei einem Gehalt von 40 mg Nitrat/l Trinkwasser (= Toleranzwert des Schweizerischen Lebensmittelbuches) erhöht sich die statistische Gesamtaufnahme auf ca. 150 mg Nitrat (Anteil des Trinkwassers: 50%).

Zwar sind die Primärwirkungen auch hoher Nitrataufnahmen – im Grammbereich – gering (Darmreizungen) und der grösste Teil aufgenommenen Nitrats wird rasch über die Nieren ausgeschieden. Ein kleiner Teil jedoch verbleibt im Kreislauf, wird über die Speicheldrüsen in die Mundhöhle ausgeschieden und dort zum weit toxischeren Nitrit reduziert. Durch die Reaktion aufgenommenen Nitrits mit Hämoglobin wird dessen Funktion als Sauerstoffträger im Blut gestört, was im Akutfall zu «innerer Erstickung» führen kann. Von dieser Erkrankung (*Methämoglobinämie*, «Blausucht») sind aus verschiedenen Gründen vor allem Säuglinge in den ersten drei Lebensmonaten gefährdet. Dabei spielen vor allem zusätzliche Faktoren zum Nitratgehalt des Wassers eine Rolle (z. B. bakterielle Nitritbildung durch längeres Stehenlassen nitrathaltiger Speisen).

In Westeuropa sind in den letzten Jahren kaum Methämoglobinämiefälle in direktem Zusammenhang mit Trinkwasser beobachtet worden, so dass diese Gefahr unter den heutigen Lebensbedingungen als sehr gering eingeschätzt wird. Andererseits sind kausale Zusammenhänge zwischen subklinisch (äusserlich

nicht sichtbaren) erhöhten Methämoglobinwerten und erhöhten Nitratgehalten im Trinkwasser erwiesen.

Die von der Forschung zweifellos am gravierendsten eingeschätzte Gefahr überhöhter Nitrataufnahme betrifft die Bildung krebserzeugender Stoffe. In der Mundhöhle gebildetes Nitrit kann sich im Magen mit den in der Nahrung weit verbreiteten Aminen und Amiden zu *N-Nitrosoprodukten* verbinden. Ein Grossteil dieser Stoffe ist stark krebserregend. Die Bildung von N-Nitrosoverbindungen sowie ihre Abhängigkeit von der Nitrat-/Nitritaufnahme wurde bei Mensch und Tier nachgewiesen. Etwa 300 verschiedene N-Nitrosoverbindungen wiederum sind aktive Carcinogene bei 40 verschiedenen Tierarten (inkl. Primaten) und eine Fülle von biochemischen und toxikologischen Resultaten spricht dafür, dass die krebserzeugenden Mechanismen bei menschlichen und tierischen Geweben prinzipiell die gleichen sind. Postuliert und in dieser Arbeit diskutiert wird auch die These einer endogenen, d. h. im Körper stattfindenden Synthese von Nitrat, die aber – falls überhaupt – toxikologisch nur von untergeordneter Bedeutung sein dürfte.

Eine umfassende Antwort und quantifizierte Risikoabschätzungen zur Frage der Krebsgefährdung durch überhöhte Nitrataufnahme werden – trotz sehr intensiver Forschung – erst in mehreren Jahren möglich sein. Die gesundheitliche Forderung von seiten der Toxikologie lautet daher immer noch: *Die Belastung mit Nitrat/Nitrit ist so gering als möglich zu halten.*

Verschiedene, voneinander unabhängige Forschergruppen haben festgestellt, dass die Nitratausscheidung in die Speicheldrüsen und somit die Möglichkeit der Bildung des toxischen Nitrits ein Schwellenwertphänomen darstellt: erst nach Aufnahme von etwa 50 mg Nitrat ist eine wesentliche Ausscheidung dieses Salzes in die Speicheldrüsen messbar.

Damit im Magen eine Bildung relevanter Mengen der cancerogenen N-Nitrosoprodukte erfolgt, muss aus chemischen (reaktionskinetischen) Gründen Nitrit im Verhältnis zum Reaktionspartner Amin/Amid im Überschuss vorliegen. Um diesen Sachverhalt zu vermeiden, muss bei präventiver Betrachtungsweise eine weitere Forderung berücksichtigt werden: Auch vereinzelte Spitzenbelastungen durch Nitrat sind zu vermeiden.

Generelle Grundsätze

Neben gesundheitlichen Überlegungen gilt es, auch solche grundlegender Natur anzustellen. So ist nach Gewässerschutzgesetz (46) jedermann verpflichtet, alle nach den Umständen erforderliche Sorgfalt anzuwenden, um die Verunreinigung der ober- und unterirdischen Gewässer zu vermeiden. Weiter dürfen nach Artikel 6 der Lebensmittelverordnung (1) Lebensmittel und somit Trinkwasser nicht verdorben, verunreinigt oder sonst im Wert verringert sein. Daraus ergibt sich die Forderung nach der *Reinheit* unseres relevantesten Nahrungsbestandteils. Stickstoff benötigt der Mensch wohl in der Form von Eiweissen, nicht aber in der des Pflanzennährstoffs und Salzes Nitrat.

Schlussfolgerungen und Massnahmen

Sowohl Modellversuche als auch unter Praxisbedingungen erhobene Forschungsresultate haben die Gesamtheit (nicht nur die Düngung) der modernen intensiven Landwirtschaftsmethoden als Hauptursache des Nitratproblems erhellt und bestätigt (siehe Kapitel «Massnahmen zur Bewältigung des Nitratproblems» sowie Anhänge A und B). Die Zusammenarbeit der Wissenschaft mit der praktischen Landwirtschaft im Rahmen von Naturlabors und Sanierungsprojekten hat gezeigt, dass sich eine grosse Mehrheit der *Landwirte* den ökologischen Konsequenzen ihres Handelns bewusst ist und dass die Bereitschaft für Änderungen der heutigen Praxis vorhanden ist. Die Probleme können nicht gegen, sondern nur mit den Landwirten (und Gemüse-, Reb- und Obstbauern) gelöst werden. Dazu gehört auch eine aufgeklärte *Konsumentenschaft*, die bereit ist, sich gemäss Kriterien der langfristigen Umwelterhaltung, statt nach kurzfristigen Bedürfnissen von Luxus und Bequemlichkeit zu verhalten. Die Verbreitung dementsprechender Informationen ist gezielt zu fördern.

Alle Versuche und Praxisbeobachtungen haben gezeigt, dass die wirksamste und dringendste Massnahme zur Vermeidung von Nitratverlusten ins Grundwasser eine möglichst *lückenlose Begrünung* des Bodens ist: beim Ackerbau durch Zwischenfutteranbau bzw. Gründüngung, bei Kulturen mit hohem Bracheanteil (Mais, Reben, Gemüse) zusätzlich durch Untersaaten. Weitere wichtige Massnahmen sind die Beachtung des optimalen Zeitpunkts und die Modifikation bzw. Beschränkung der *mechanischen Bodenbearbeitung* auf das unbedingt Notwendige. Besondere Vorsicht ist geboten beim Umbruch von Grünland, besonders wenn es sich um eine Gründüngung mit Leguminosen (Stickstoff fixierende Pflanzen) handelt. Wird nach dem Unterpflügen nicht sofort eine rasch wachsende Kultur angesät, dann hat das in der Regel enorme Nitratverluste zur Folge. Unablässlich für den modernen Landwirt ist die Erstellung (und Einhaltung) von Düngtplänen, die auf Pflanzenbedürfnissen, Bodenanalysen und gegebenenfalls zusätzlich auf Pflanzenanalysen beruhen und eine pflanzengerechte, ökologisch *angepasste Düngung* in Menge, Form (Wirkungsdynamik) und Zeitpunkt ermöglicht.

Auf jeden Fall zu unterlassen ist das Ausbringen von *Gülle und Klärschlamm* auf durchnässte, gefrorene und unbewachsene Böden. Das bedeutet kurzfristig eine Anpassung der Lagerkapazitäten oder die Erstellung geeigneter Abnahmeverträge für diese Stoffe.

Neue *Schwemmentmistungsanlagen* mit ihrem enormen Anfall an Flüssigdüngern sind nur zu bewilligen, wenn die Entsorgung garantiert keine übermässige Nitratauswaschung bewirkt. Zu fördern ist allenfalls die Entwicklung von kosten-günstigen Festentmistungssystemen und von Aufbereitungsmethoden, die Gülle in eine ökologisch sinnvollere Verwertungsform überführen. Langfristig ist die örtliche (Wieder-)Anpassung der Tierbestände an die nutzbare Bodenfläche und -belastbarkeit ins Auge zu fassen. Einschränkungen und Verbote sind daher besonders nötig bei den industriellen oder halbindustriellen Produktionsbetrieben, die nicht auf betriebseigenem Futterangebot basieren. Auf bestimmten proble-

matischen Böden, beispielsweise organischen Böden, sind längerfristig *Nutzungs-umstellungen* abzuklären, was allerdings schwerwiegende Eingriffe in traditionelle Betriebsstrukturen ganzer Regionen bedeuten kann. In solchen Fällen sind wirksame agrarpolitische Massnahmen unumgänglich.

In Regionen mit einem hohen Nitratgehalt des Grundwassers ist eine Stabilisierung oder eine Reduktion der Mais- und Zuckerrübenanbaufläche zu fordern, sofern der Nitrateaustausch ins Grundwasser nicht mit anderen Mitteln gebremst werden kann.

Die Kantone sind angehalten, die Arbeiten zur Ausscheidung von Grundwasserschutzzonen und -arealen voranzutreiben und auf Bundesebene sind die Voraussetzungen zu schaffen für die Ausscheidung *grossflächiger Schutzgebiete* von mehreren Quadratkilometern, die nicht nur Wasserfassungen betreffen; vorzusehen sind abgestufte Nutzungsbeschränkungen. Zu diskutieren ist auch eine allmähliche Änderung des heutigen *Subventionswesens*, verbunden mit *Lenkungsabgaben*, in dem Sinne, dass ökologisch geeignete Anbauweisen vermehrt gefördert werden als andere und dass die sozialen Kosten übermässiger Nitrateauswaschung in Rechnung gestellt werden (An- und Abreizsysteme). Dies darf allerdings nicht mittels finanziellen Massnahmen, die das Verursacherprinzip umkehren, geschehen.

In Tabelle 1 sind die wichtigsten Massnahmen aufgelistet. Diese decken sich nicht notwendigerweise mit den Auffassungen aller Amtsstellen. Alle Massnahmen sind ursächlich orientiert und helfen nicht nur, das Nitratproblem zu vermindern, sondern haben weitere positive Wirkungen auf Humusgehalt, Struktur und biologische Aktivität der Böden und somit sowohl auf deren Ertragsfähigkeit als auch auf deren Kapazität, Schadstoffe zu eliminieren. Generell wird mit diesem Katalog erreicht, dass der Eintrag von Stickstoffverbindungen, die unsere Ökosysteme belasten, reduziert wird.

Viele der genannten Massnahmen bedürfen noch beträchtlicher Abklärungsarbeit durch Fachleute der landwirtschaftlichen Forschungsanstalten und der Beratung, damit sie im Einklang mit Oekologie und Oekonomie unter den unterschiedlichsten Betriebsverhältnissen in der Landwirtschaft eingesetzt werden können. Für den einzelnen Landwirt bedeutet die Verwirklichung der Massnahmen – nebst der Umstellung alter Gewohnheiten – oft beträchtlichen zeitlichen und finanziellen Mehraufwand. Dieser muss – wie erwähnt – durch entsprechendes Verhalten einer aufgeklärten Konsumentenschaft oder durch fiskalische Massnahmen des Staates ausgeglichen werden. Durch die enorme Komplexität aller zusammenwirkender Faktoren ist der einzelne Landwirt (auch Gärtner und Hobbygärtner) zudem bald wissenschaftlich überfordert. Zu fordern ist daher ein wirksamer und bedeutender Ausbau der neutralen, an ökologischen und agronomischen Erkenntnissen orientierten, einzelbetrieblichen *Beratung* von seiten der landwirtschaftlichen Forschungsanstalten sowie der kantonalen Ausbildungszentren (Landwirtschaftsschulen) und Beratungsdienste.

Bei Melioration von Feuchtgebieten und anderen baulichen Eingriffen in die Landschaft sowie bei der Nutzung des Waldes ist in Zukunft auch der mögliche Schaden zusätzlicher Nitrateauswaschung in die Rechnung einzubeziehen.

Tabelle 1. Katalog der wichtigsten Massnahmen zur Bewältigung des Nitratproblems im Trinkwasser

Massnahme	Priorität	Voraussetzungen	Weitere Folgen	Bemerkungen
1. Toleranzwert von 40 mg NO ₃ ⁻ /l Trinkwasser des LMB als Höchstkonzentration nach Art. 7a der Lebensmittelverordnung <i>rechtsverbindlich machen</i> .	vor-dringlich	Entscheid des EDI bei Erlass der Fremdstoffverordnung.*	<i>Motivierende Wirkung</i> in sämtlichen Bereichen, wo Massnahmen angezeigt sind.	Ist Voraussetzung für die Kontrollbehörden, um Auflagen aller Art wirksam durchzusetzen.
2. Möglichst lückenlose Begrünung des Bodens durch Zwischenfutteranbau, Gründüngung und Untersaaten	vor-dringlich	<ul style="list-style-type: none"> — <i>Intensivierung der Beratung</i>. — Teilweise noch Forschungs- und Entwicklungsarbeit (z. B. bei schweren Böden, spätem Erntezeitpunkt, langsam startenden Kulturen und anderem mehr). — <i>Gezielte Information</i> der Landwirte (inkl. Obst-, Gemüse-, Rebbau und Hobbygärtner). — <i>Bereitschaft der Konsumenten</i>, entsprechenden Mehraufwand zu begleichen bzw. fiskalische Massnahmen). 	<ul style="list-style-type: none"> — <i>Bodenverbesserung</i> bezüglich Humus, Struktur u. biologischer Aktivität und somit Erosions-Verhinderungen, besserer Pestizidabbau, höhere Ertragsfähigkeit auch längerfristig gesichert (Nachhaltigkeit der Böden). — <i>Mehraufwand</i> an Zeit, Geld und Energie. 	<ul style="list-style-type: none"> — <i>Unbewachsene Böden</i> gibt es in der Natur nicht, ausser bei Unfruchtbarkeit oder Wasserman gel (Wüsten) oder (kurzfristig) nach Katastrophen. — Mehraufwand an Zeit heisst auch <i>Schaffung von Arbeitsplätzen</i>, aber ebenso Verteuerung landwirtschaftlicher Produkte.

* Dieser Schritt ist auf den 1. Mai 1986 erfolgt (159).

Massnahme	Priorität	Voraussetzungen	Weitere Folgen	Bemerkungen
3. Beschränkung der mechanischen <i>Bodenbearbeitung</i> auf das Minimum bzw. deren Modifikation; Anpassung an Bodenart, Beachtung des optimalen Zeitpunktes.	vor-dringlich	<ul style="list-style-type: none"> — Intensivierung der <i>Beratung</i>. — Teilweise noch Forschungs- und <i>Entwicklungsarbeit</i> nötig (z. B. Geräte und Methoden für pfluglosen Anbau ohne Herbizideinsatz). 	<i>Bodenverbesserung</i> (ähnlich wie bei Massnahme 2).	Besondere <i>Vorsicht beim Umbruch von Grünland</i> (Wetter!, Neuansaat).
4. Bodenangepass- te <i>Düngung ge-mäss den Bedürf-nissen der Pflanzen</i> , d. h. am richtigen <i>Ort</i> , zum richtigen <i>Zeitpunkt</i> , in der richtigen <i>Menge</i> und <i>Form</i> .	vor-dringlich	<ul style="list-style-type: none"> — Intensivierung der <i>Beratung</i>. — Teilweise noch Forschungs- und <i>Entwicklungsarbeit</i> (z. B. weitere Erichungsarbeiten an N_{min}-Methode, N_{mob}-Methode und Nitrat-schnelltest, einfache Nährstoffbe-stimmungsmetho-de für Gülle, Entwicklung von Prognose-modellen, Zeilendüngung beim Mais und anderem mehr). — <i>Gesetzliche Grundlagen</i> ergänzen. — <i>Information/Bereitschaft</i> der Konsumenten (s. Massnahme 2). — Vgl. Vorausset-zungen für Massnahme 5. 	<ul style="list-style-type: none"> — <i>Teilweise Mehr-aufwand</i> an Zeit und Geld, teilweise Reduktion der Dünger-kosten. — <i>Optimierung der Erträge</i> mit angemessenem Aufwand an Mitteln statt Maximierung der Erträge auf Kosten der Natur. — Günstige Aus-wirkung auf langfristige Er-haltung der Bo-denfruchtbar-keit. — Teilweise Mehr-aufwand (z. B. bei Aufteilung einer Dünger-men ge in meh-rere Gaben). 	<ul style="list-style-type: none"> — Düngung ge-mäss Pflanzen-bedürfnissen be-rücksichtigt au-tomatisch die Erfordernisse der Boden- und Gewässerbelast-barkeit. — Vgl. Bemerkun-gen bei Mass-nahme 5.

Massnahme	Priorität	Voraussetzungen	Weitere Folgen	Bemerkungen
5. Kein Ausbringen von <i>Gülle</i> u. <i>Klärschlamm</i> auf durchnässte, gefrorene und unbewachsene Böden, generell <i>keine Düngung von Bracheflächen</i> (ausser bei sofortiger Neuansaat schnellwachsender Pflanzen).	vor-dringlich	<ul style="list-style-type: none"> – Anpassung der <i>Lagerverhältnisse</i> und/oder <i>Abnahmeverträge</i> für Gülleüberschüsse. – <i>Starke Einschränkung</i> des weiteren Baus von <i>Schwemmentmistungsanlagen</i>/ Entwicklung von Festentmistungs- und Gülleaufbereitungssystemen. – Klärschlammverordnung auf sämtliche Flüssigdünger ausdehnen (Art. 32, 4, lit. g USG (56)). – <i>Mittelfristig Anpassung der Nutztierzahl</i> an die bewirtschaftete Fläche und Bodenbelastbarkeit (d. h. unter anderem Verbot von «Tierfabriken»). – <i>Mittelfristig Beschränkung des Futtermittelzukaufes</i> pro ha Nutzfläche (einzelbetriebliche Futtermittelkontingenterierung). 	<ul style="list-style-type: none"> – In geringerem Masse dieselben positiven Wirkungen wie Massnahme 2. – Mehraufwand an Zeit und Geld. – Möglicherweise <i>Entschädigungsansprüche</i> wegen Einkommenschmälerung. – Beeinflussung des gegenwärtigen agrarpolitischen Systems. 	<ul style="list-style-type: none"> – Alle <i>Voraussetzungen</i> zu Massnahme 5 können ihrerseits als <i>Massnahme</i> aufgefasst werden und sind auch Randbedingung für Massnahme 4. Neben intensivierter <i>Beratung</i> sind auch <i>gesetzliche Grundlagen</i> zu schaffen. Das bedingt juristische Abklärungen und <i>politische Entscheide</i> auf Bundesebene. – Mehraufwand an Zeit heisst auch <i>Schaffung von Arbeitsplätzen</i>, aber ebenso <i>Verteuerung landwirtschaftlicher Produkte</i>.

Massnahme	Priorität	Voraussetzungen	Weitere Folgen	Bemerkungen
6. Bei <i>Melioration</i> von Feuchtgebieten und anderen baulichen Eingriffen in die Landschaft, sowie bei der Nutzung des Waldes ist auch der mögliche Schaden zusätzlicher Nitratauswuschung in die Rechnung einzubeziehen.	sofort möglich	<ul style="list-style-type: none"> – Intensivierung der Beratung. – Evtl. gesetzliche Grundlagen schaffen. 	Erhaltung naturnaher Landschaften.	<ul style="list-style-type: none"> – Grossflächiges Absterben von Teilen des Waldes in Wasser einzugsgebieten bzw. undifferenzierte Gegenmassnahmen (Kalken) erhöhen auch den Nitratgehalt des Grundwassers.
7. Einsatz von <i>Fruchtwahl und Fruchtfolge</i> nach Kriterien verminderter Nitratauswuschung.	mittelfristig	<ul style="list-style-type: none"> – Intensivierung der Beratung. – Teilweise Forschung und Entwicklung. – Information. – Änderung des Subventionswesens (neue Zielsetzungen in der Landwirtschaftspolitik (vgl. 9)). 	<ul style="list-style-type: none"> – (Vgl. Massnahme 2). – Evtl. weniger Ertrag pro Hektar Nutzfläche. – Rückgang der Überproduktionen (Milchschwemme, Fleischberg). 	Der undifferenzierte Ausbau der Anbaufläche für Zuckerrüben ist zu vermeiden. Die Maisanbaufläche ist zu stabilisieren bzw. in Problemgebieten zu reduzieren. Im übrigen vgl. 9.
8. In exponierten Lagen Ausscheidung grossflächiger Schutzzonen (mehrere km ²) mit abgestuften Nutzungsbeschränkungen.	mittelfristig	<i>Gesetzliche Grundlagen auf Bundes ebene schaffen (juristische Abklärungen und politische Entscheide).</i>	<ul style="list-style-type: none"> – Vgl. Massnahme 2. – Möglicherweise Entschädigungsansprüche wegen Einkommenschmälerung. 	Wo keine grossflächigen Schutz zonen ausgeschieden werden (Einzelbrunnen), vermehrte Trinkwasserkontrollen.

Massnahme	Priorität	Voraussetzungen	Weitere Folgen	Bemerkungen
9. Änderung des Subventionswesens, verbunden mit Lenkungsabgaben, damit ökologisch sinnvolle Produktionsweisen eher gefördert werden als andere und die sozialen Kosten vermehrt in Rechnung gestellt werden (An- und Abreizsysteme).	mittel- bis langfristig	<ul style="list-style-type: none"> – Entsprechende ökologische, agrar-ökonomische und agrar-soziologische Studien sind kurzfristig zu veranlassen. – Bedingt intensive und weitreichende politische Auseinandersetzungen und immense agronomische, gesetzgeberische und behördliche Arbeit (neue Zielsetzungen in der Landwirtschaftspolitik). 	<ul style="list-style-type: none"> – Gerechtere Belastung der Verursacher. – Längerfristig in jeder Hinsicht positive Auswirkungen bezüglich Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit und Wiedererlangen eines «natürlichen» Gleichgewichtes. – Noch nicht abschätzbare Auswirkungen auf das komplexe Gefüge der schweizerischen Landwirtschaft (-politik). 	Sinnvoll scheint ein schrittweises Vorgehen. So können einzelne Punkte dieser Forderung auch kurzfristig verwirklicht werden, z. B. Anbauprämién für Körnermais nur bei Verwirklichung einer bodenbedeckenden Unterseite oder mittelfristig, z. B. Lenkungsabgaben auf Handelsdüngern oder Grossvieheinheiten, die das erträgliche Mass pro Hektar Nutzfläche übersteigen.
10. Umstellung in der Nutzung organischer (mooriger und anmooriger) Böden von Intensivkulturen in Richtung Graswirtschaft oder Naturlandschaft.	langfristig	Politische und gesetzliche Grundlagen schaffen.	<ul style="list-style-type: none"> – Bodenerhaltung (Nachhaltigkeitsprinzip). – Reduktion technischer Eingriffe in den Wasseraushalt (z. B. bei Jura-gewässerkorrektionen). – Erhaltung bzw. Wiederherstellung naturnaher Landschaften. 	Bedeutet einen schwerwiegenden Eingriff in die traditionelle Betriebsstruktur ganzer Regionen.

Grossflächiges Absterben von Teilen des Waldes in Wassereinzugsgebieten bzw. undifferenzierte Gegenmassnahmen (Kalken) erhöhen auch den Nitratgehalt des Grundwassers.

Die Überprüfung der rechtlichen Instrumente hat ergeben, dass unsere Gesetze und Verordnungen heute schon Handhabe zur Eindämmung des Nitratproblems bieten – entsprechend konsequenter Vollzug vorausgesetzt (siehe Anhang E). Voraussetzung dazu ist u. a., dem im Schweizerischen Lebensmittelbuch enthaltenen *Toleranzwert* von 40 mg Nitrat pro Liter Trinkwasser Verbindlichkeit auf Verordnungsstufe zukommen zu lassen. Erst damit ist den Kontrollinstanzen die Möglichkeit gegeben, neben Beanstandungen auch direkt verpflichtende Auflagen zu machen.* Will man bestimmte Massnahmen zur Beherrschung des Nitratproblems im Grundwasser zum Tragen bringen, ist die Ausweitung des rechtlichen Instrumentariums auf Verordnungs- und Gesetzesstufe notwendig.

Neben ursächlichen Massnahmen werden in dieser Arbeit auch *Symptombekämpfungsmassnahmen* beschrieben: Güllengrubenvergrösserung, Einsatz künstlicher Nitrifikationshemmer, Erstellung neuer Wasserbezugsorte, Mischung mit nitratarmem Wasser und verschiedene Technologien zur Wasseraufbereitung. Solche Massnahmen werden jedoch für die grundlegende und langfristige Lösung des Nitratproblems als untauglich erachtet. Sie bergen die Tendenz, die Probleme zu verschleiern und neue Probleme hervorzurufen und sollen daher nur als *vorübergehende* Massnahmen in besonders kritischen Fällen eingesetzt werden.

Heutige Situation und Tendenzen

International

Verschiedene Nationen und internationale Gremien beschäftigen sich seit Jahren mit Nitratproblemen. Die Datenlage erlaubt allerdings bei weitem keinen vollständigen Überblick über das Ausmass der Situation. Die neueste Publikation der Weltgesundheitsorganisation zum Nitratproblem (4) erwähnt hohe und steigende Nitratgehalte von Oberflächen- und Grundwässern in einer Reihe von Ländern, wo intensive Landwirtschaft betrieben wird. Beispielsweise ergab eine Prüfung von 2000 ländlichen Brunnen der Provinz Saskatchewan, Kanada, bereits im Jahr 1948, dass fast 20% Nitratgehalte über 50 mg/l und etwa 5% Konzentrationen von über 300 mg/l hatten. Etwa 180 Brunnen der öffentlichen Trinkwasserversorgung in der dichtbesiedelten Küstenregion Israels wiesen 1970 Nitratgehalte von über 45 mg/l auf. Sowohl im Zentrum der USA als auch in verschiedenen Gebieten der Sowjetunion zeigten viele Ziehbrunnen Nitratgehalte bis zu 450 mg/l (um 1970). Bei diesen Extremwerten handelt es sich meist um private, ländliche Brunnen, die durch Punktquellen (einzelne Ställe, defekte Güllenlöcher) verschmutzt werden.

* Siehe Fussnote auf Seite 250.

Demgegenüber erwähnt der Bericht der Nitratkommission der Vereinigten Staaten (Panel on nitrates; NAS (5)) eine Studie (6), dergemäss die Trinkwasserversorgungen der 100 grössten Städte der USA Nitratwerte von 0 bis 28 mg NO₃⁻/l aufweisen, bei einem Medianwert von 0,7 mg/l.

Ein aktueller Report der OECD (7) über die Gewässerverschmutzung in Europa stellt fest, dass die Belastung natürlicher Gewässer mit Nitraten – meist in Gebieten intensiver landwirtschaftlicher Nutzung – seit den 60er Jahren einen markanten Anstieg erfahren hat, der in den letzten Jahren noch beschleunigt wurde. Im Pariser Becken z. B. haben 10% der Brunnen Nitratgehalte von über 40 mg/l und fast 50% solche von über 20 mg/l. Im Departement de Yonne wiesen 1965 noch 82% aller untersuchten Wasserfassungen niedere Gehalte bis zu 10 mg NO₃⁻/l auf, 1977 waren dies nur noch 1,3%, während die Fassungen mit über 40 mg/l im gleichen Zeitraum von 0% auf 15% anstiegen. Die Aussage, dass die Nitratgehalte in Grundwässern in den letzten Jahren noch stärker anstiegen, wird auch von einer Arbeitsgruppe der WHO gemacht (8), die festhält, dass in Europa mehrere Millionen Menschen auf Trinkwasser angewiesen sind, das mehr als 45 mg Nitrat pro Liter enthält. Diese Arbeitsgruppe vermutet, dass die *ansteigende Tendenz des Nitratgehaltes im Grundwasser für mehrere (!) Jahrzehnte anhalten wird*, und zwar auch dann, wenn die Auswaschung von Nitrat aus dem Boden durch eine veränderte landwirtschaftliche Praxis drastisch reduziert werden könnte.

In der Bundesrepublik Deutschland wurde 1974/75 (9) der Versuch unternommen, eine flächendeckende chemische Wasserstatistik zu erstellen (Datenbanksystem BIBIDAT). Eine erste Auswertung, die etwa 2/3 der Bevölkerung erfasst, ergab folgendes Bild: Der Nitratgehalt des Trinkwassers überschritt zur Zeit der Analyse den (alten) Grenzwert der Trinkwasserversorgung (90 mg NO₃⁻/l) für ca. 1% und den Wert der WHO (50 mg/l) für ca. 6,5% der erfassten Verbraucher. Der maximale Nitratgehalt lag bei 140 mg/l. Diese Aussagen werden dahingehend eingeschränkt, dass die erhöhten Nitratgehalte nicht dauernd im gesamten Versorgungsgebiet auftreten, was von den Druckverhältnissen im Verteilernetz – bei Mischwasserlieferungen – abhängt (9–11). Eine grossflächige Untersuchung aus Weinbaugebieten der Regionen Baden, Württemberg, Hessische Bergstrasse und Franken zeigte, dass die Trinkwässer dieser Gebiete mit 13% Grenzwertüberschreitungen (mehr als 50 mg NO₃⁻/l und 46% Richtzahlüberschreitungen (mehr als 25 mg NO₃⁻/l) deutlich mehr Nitrat enthalten als die BRD im Durchschnitt (12).

Schweiz

Die folgende Übersicht stützt sich auf Beispiele, die aus einer Umfrage (14) der Arbeitsgruppe «Nitrate in Nahrungsmitteln» bei den Kantonschemikern (9. 1. 85) stammen, sowie auf den ersten Lagebericht «Nitrat im Trinkwasser» (3) und Fachliteratur.

Als Orientierung und zur Darstellung der uns heute bekannten Nitratwerte sei anhand der Abbildung 1 zunächst auf einige grundlegende Gegebenheiten einge-

Richtwerte und geschätzte
sowie berechnete Mittelwerte

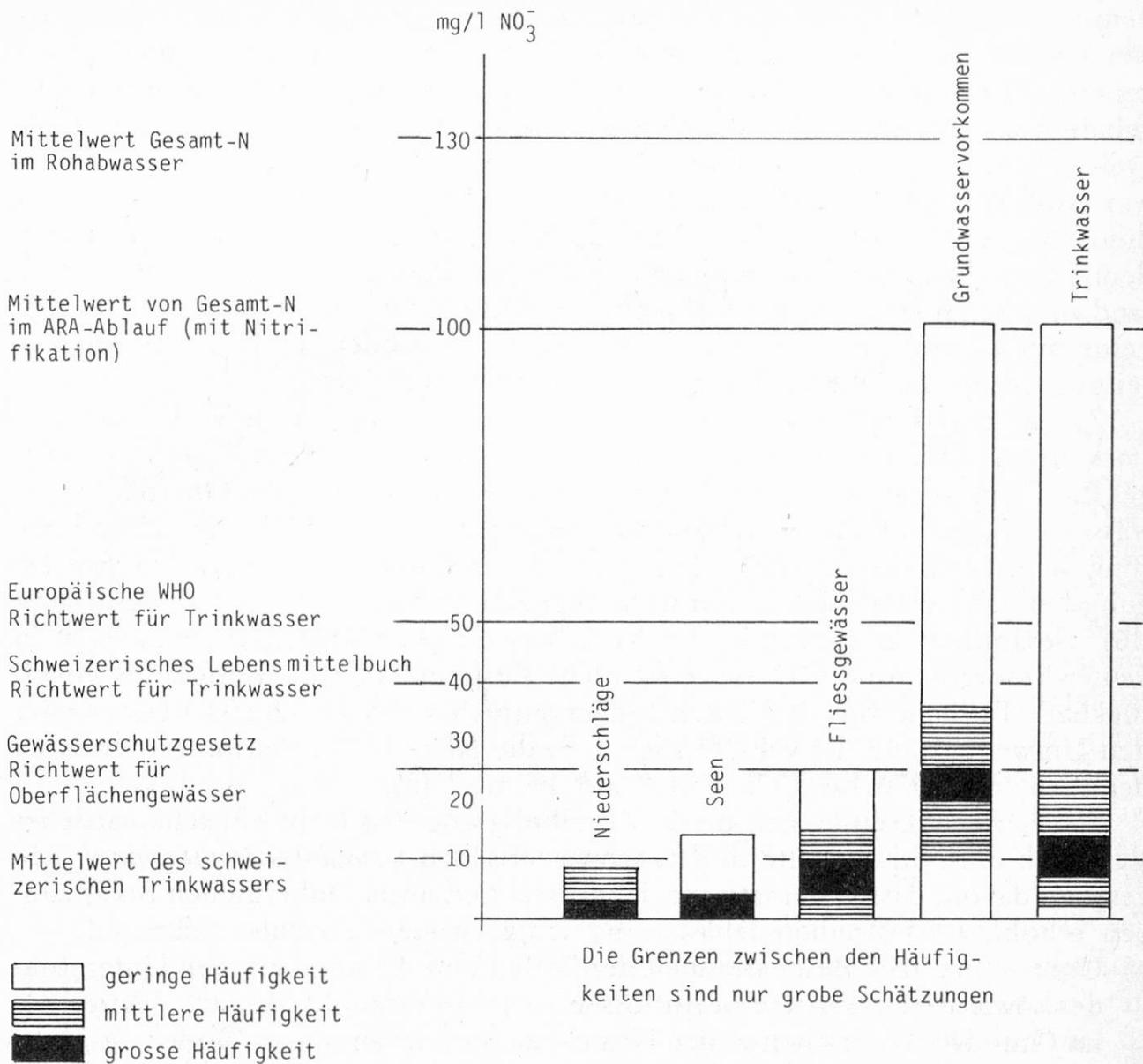


Abb. 1. Übersicht über die wichtigsten Nitratkonzentrationswerte. Aus EDI 1979 (3)

gangen: Das Niederschlagswasser kann als wenig nitrathaltig bezeichnet werden, und auch die Nitratkonzentrationen im Seewasser sind unbedeutend. Die Fliessgewässer weisen im allgemeinen kleine Nitratgehalte auf. Selbst die sehr stark belastete Glatt wies im Jahresmittel 1978 «nur» einen Wert von 22 mg Nitrat/l und der stark eutrophe Greifensee einen solchen von 8 mg/l auf (3). Als Güteziel bzw. als Grenzwert für Fliessgewässer, bei denen Trinkwassernutzungen zu berücksichtigen sind, gibt die Verordnung über Abwassereinleitungen einen Wert von 25 mg Nitrat/l an.

Beim Grundwasser ist ein Qualitätsziel nur indirekt vorhanden: Das Grundwasser soll – im weiteren Sinne des Gewässerschutzgesetzes grundsätzlich überall

- so beschaffen sein, dass möglichst keine Aufbereitung bei einer allfälligen Trinkwassernutzung notwendig ist. Orientiert man sich am Schweizerischen Lebensmittelbuch (15), so muss ein entsprechendes Qualitätsziel (bzw. Toleranzwert) mit 40 mg Nitrat/l angegeben werden. Zur Verbesserung der für die Wasserversorgung genutzten Grundwasservorkommen dient heute bei zu hohen Nitratgehalten fast ausschliesslich die Verdünnung mit nitratarmem Wasser. Nun gilt es zu bedenken, dass unsere Grundwasservorkommen mehrheitlich durch Flusswasserinfiltration angereichert und ihre Nitratgehalte somit natürlicherweise verdünnt werden. Übermässig hohe Nitratkonzentrationen im Trinkwasser kommen demzufolge hauptsächlich bei jenen Wasserversorgungen vor, die sich in stark landwirtschaftlich genutzten Gebieten des Mittellandes befinden und die über keine mit Uferfiltrat angereicherten Grundwasser- oder zur Trinkwasseraufbereitung geeignete Oberflächenwasservorkommen verfügen.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass vereinzelt vorkommende, stark erhöhte Nitratwerte in den schweizerischen *Oberflächengewässern* in der Regel die Folge spezifischer lokaler Gegebenheiten sind. Falls das Oberflächengewässer nicht wesentlich durch Grundwasser gespiesen ist, wird die Nitratanreicherung in Oberflächengewässern vorzugsweise durch den kommunalen Entsorgungsbereich (Abwässer) und nur nachrangig durch die Landwirtschaft verursacht (16). Gesamthaft gesehen gibt die Nitratbelastung der Oberflächengewässer zu keiner Besorgnis Anlass. Dieser erfreuliche Zustand darf jedoch nicht als unverrückbare Tatsache für alle Zeiten hingenommen werden. Gemäss Bericht über den Umweltzustand der OECD stieg z. B. die Nitratkonzentration in der Seine bei Paris von 1970 bis 1975 von 8 auf 19 mg/l (3).

Schwieriger gestaltet sich die Beschreibung und erst recht ein schematischer Vergleich der Nitratgehalte in den schweizerischen *Grundwasservorkommen*. Abgesehen davon, dass systematische, langfristig und unter einheitlichen Bedingungen erhobene Messreihen fehlen, sind einige weitere Gründe dafür:

- Unterschiedliche Beschaffenheit der Böden und des geologischen Untergrundes sowie die Sickertiefe beeinflussen sowohl Zeitpunkt als auch Menge des im Grundwasser erscheinenden Nitrats, das einmal aus einem Boden ausgewaschen wurde (während des Versickerns können mikrobielle und hydrochemische Prozesse stattfinden, die unter Umständen den Nitratgehalt stark reduzieren, vgl. Anhang D).
- Unterschiedliche Häufigkeit, Menge und Verteilung der Niederschläge sowie die natürlichen jahreszeitlichen Schwankungen der Nitratauswaschung, bedingt durch Klima- und Vegetationsperioden, wirken sich je nach topographischer, geologischer und pedologischer (bodenkundlicher) Situation verschieden auf das Erscheinen des Nitrats im Grundwasser aus. Das Ermitteln des hydrologischen Einzugsgebietes (oft nicht identisch mit dem topographischen Einzugsgebiet) und der Aufenthaltsdauer des Wassers im Boden bedingt meist zeitaufwendige und teure geologische Untersuchungen.
- Zwischen Grund- und Oberflächengewässern spielen sich je nach geologischen Verhältnissen unterschiedliche Ex- und Infiltrationsvorgänge ab (ebenfalls nur aufwendig erforschbar), die die Nitratkonzentrationen verändern.

Durch Lysimeter-(Gefäss-)Versuche und in abgegrenzten Naturlabors wurden zwar übereinstimmende Ergebnisse darüber erzielt, wie die verschiedenen Bodentypen, Klimafaktoren und landwirtschaftlichen Anbauweisen die Nitratauswaschung beeinflussen (vgl. Anhang A). Durch das beliebige Zusammenspiel der obgenannten Faktoren aber können die in einem bestimmten Grundwasser gemessenen Nitratwerte die ursächlichen Prozesse, die der Auswaschung zugrunde lagen, nur in extremen Fällen und oft erst nach langer Zeit widerspiegeln.

Generell tiefere Nitratwerte, in der Regel weit unter 10 mg Nitrat/l, finden sich in den Alpentälern (17). Werden in diesen Gebieten ausnahmsweise doch Nitratwerte im kritischen Bereich um 40 mg/l gefunden, dann können die Ursachen meist leicht eruiert werden, z. B. intensiv begülltes Weideland. Auch im Flachland der Alpensüdseite (19) und im Jura (17) finden sich – soweit Daten vorliegen – fast durchwegs niedrige Werte. Lediglich im Süden des Kantons Tessin werden im Einzugsgebiet intensiven Gemüsebaus erhöhte Werte im Grundwasser gemessen, die aber immer noch im Bereich bis zu ca. 30 mg NO₃⁻/l liegen (19).

Im Mittelland ergibt sich, aufgrund der oben geschilderten Faktoren, kein einheitliches Bild. Immerhin kann festgestellt werden, dass in reinen Waldeinzugsgebieten die Nitratwerte im Sickerwasser in der Regel unter 15 mg/l liegen. Dieses Bild muss im Lichte neuerer Erkenntnisse allerdings differenziert werden. Manche Erlenbestände in Auenwäldern können mit in Symbiose lebenden Actinomyceten beträchtliche Mengen an Luftstickstoff binden. Unter solchen Beständen sind im Sickerwasser Nitratgehalte bis zu 100 mg/l gemessen worden (18). (Hier stellt sich die Frage, weshalb z. B. die Wasseranreicherungsanlage «Lange Erlen» in Basel keine Nitratprobleme hat. Erstens: Der Name ist historisch, die Anlage ist mit Mischwald bepflanzt, mit nur wenig Erlen. Zweitens: Das Wasser wird mit nitratarmem Rheinwasser angereichert.)

Daneben können auch forstwirtschaftliche Massnahmen (Verjüngung, Durchforstung, Bestockungswechsel, Düngung und Kalkung) zu sehr hohen Nitratgehalten im Sickerwasser führen (Abb. 2). So wurden unter Buchenmischbeständen, die ihr Kronendach nach einer Auflichtphase wieder geschlossen und die aufgekommene Bodenvegetation bis auf eine kurze Frühjahresperiode «hinausgedunkelt» hatten, im Sickerwasser 43 mg Nitrat/l im jährlichen Schnitt gemessen. Auch eine Umstellung von Laubholz auf Fichte kann den Nitrataustrag für Jahrzehnte (!) wesentlich erhöhen. Der untere Teil des Bodenraums unterliegt wegen der geringen Durchwurzelungstiefe in der ersten Fichtengeneration einem zunehmenden Humusabbau. Bei ausreichender Durchlüftung und nicht zu tiefen pH-Werten werden die mineralisierten Stickstoffverbindungen grösstenteils zu Nitrat umgewandelt. In einem über 50jährigen Fichtenbestand enthielt das Sickerwasser in 1,8 m Tiefe über mehrere Messjahre hinweg zwischen 70 und 120 mg Nitrat/l und der jährliche Auswaschverlust betrug 40 kg N/ha (18). Neben Düngungen können auch Kalkungen, allerdings mit zeitlicher Verzögerung, zu verstärkter Stickstoffmobilisierung und somit unter Umständen bedenklichen Nitratwerten im Sickerwasser führen. In diesem Lichte wären auch die manchenorts als Gegenmittel zur Bodenversauerung empfohlenen Kalkungen zu betrachten. Mehrere

mg NO_3^-/l

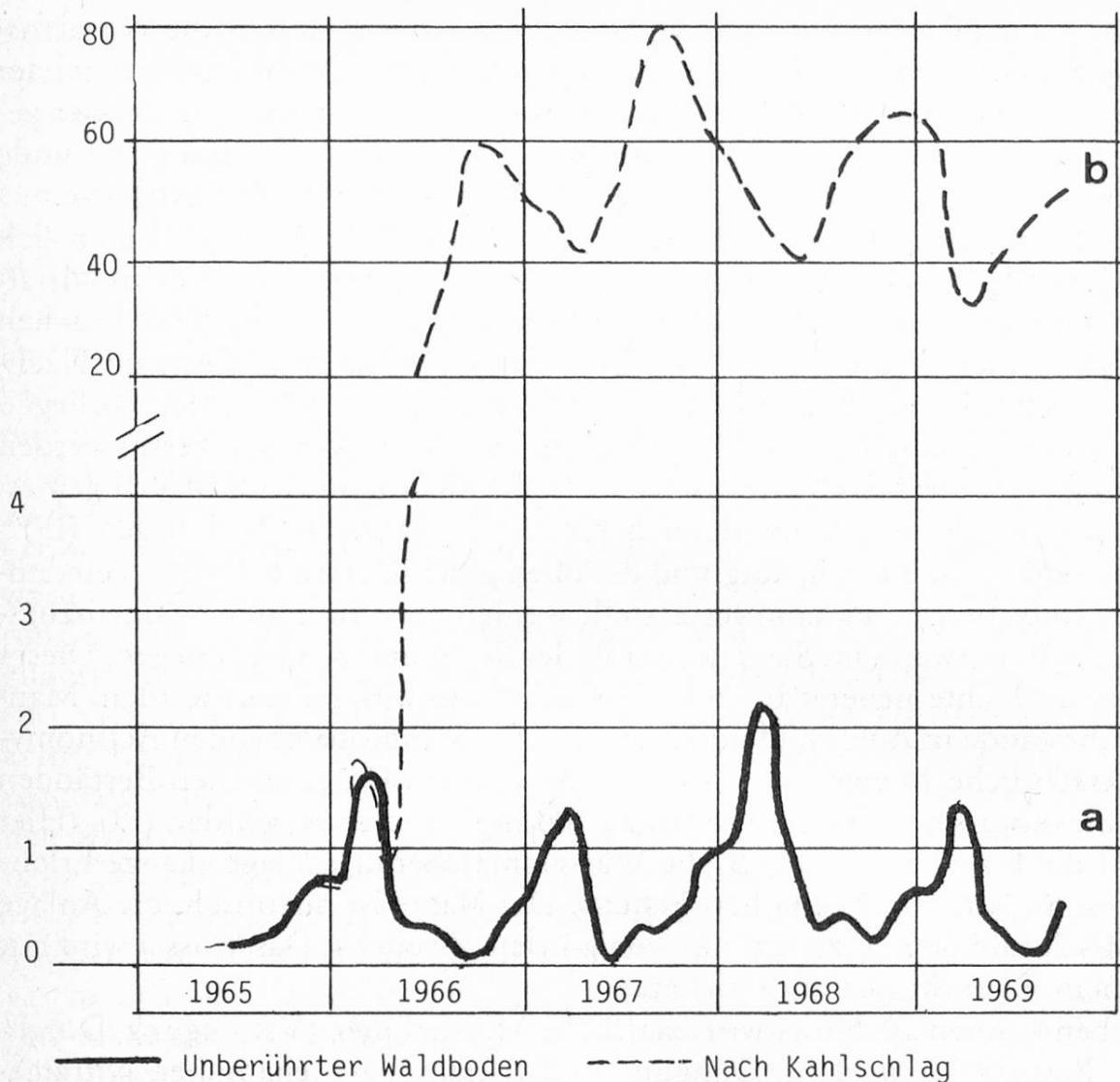


Abb. 2. Verhalten eines Waldbodens bezüglich Nitratauswaschung. Kurve a zeigt den unberührten Waldboden. Kurve b zeigt die Nitratverluste nach durchgeföhrtem Kahlschlag (Dezember 1965 bis März 1966) (20)

Hinweise lassen überdies vermuten, dass auch in krankheitsbedingt aufgelichteten Wäldern eine verstärkte Nitrifikation abläuft (18).

Untersuchungen über Nitratgehalte aus Grundwasserfassungen und Quellwässern in der Schweiz ergaben folgende durchschnittliche Werte (17):

Alpen 3 mg NO_3^-/l

Jura 4 mg NO_3^-/l

Mittelland 24 mg NO_3^-/l

(Sämtliche Werte sind mit grossen Streuungen behaftet.)

Unter Vorbehalt der eingangs erwähnten «Unschärfe faktoren» (Seite 244) widerspiegeln die Nitratgehalte der Grund- und Quellwässer eines bestimmten Gebietes dessen landwirtschaftliche Bewirtschaftungsweise. So fand Quinche (17) den durchschnittli-

chen Gehalt bei Wiesen-, Weiden- und Waldnutzung bei 6 mg Nitrat/l, bei Acker- und Weinbau dagegen bei 24 mg NO₃⁻/l. Ein ähnliches Bild ergibt die Häufigkeitsverteilung der Nitratkonzentrationen im Trinkwasser (Messungen zwischen 1970–1980) der Gewässerschutzstatistik (154). In Gebieten mit weniger als 45% ackerbaulich genutzter Fläche wurden im Schnitt 16 mg NO₃⁻/l im Grundwasser gefunden. In Gebieten mit mehr als 45% ackerbaulich genutzter Fläche erhöhen sich die Durchschnittswerte auf 20 mg NO₃⁻/l. Das Quellwasser wird stärker beeinflusst als das Grundwasser. Die entsprechenden Werte sind 18 mg NO₃⁻/l für Gebiete mit weniger als 45% Ackerfläche und 28 mg NO₃⁻/l für Gebiete mit mehr als 45% Ackerfläche.

Einige Beispiele aus unserer Umfrage (14) sollen diese Situation verdeutlichen. (Das Datenmaterial stammt, soweit nicht anders erwähnt, von den jeweils zuständigen kantonalen Laboratorien.)

- Eine 1984 erstellte Karte der mittleren Nitratwerte in Trinkwässern des Kantons Waadt zeigt die Gebiete mit erhöhten Nitratgehalten vor allem im Moyen-Pays Vaudois, speziell im Molassen-Plateau zwischen Neuenburger- und Murtensee und in der Basse-Broye, zwischen Vallée de l'Orbe und Vallée de la Broye. In einigen Sektoren dieses Territoriums werden Werte über 40 mg Nitrat/l erreicht. Die kritischen Gebiete decken sich mit den Zonen, die den grössten Anteil offener Ackerfläche aufweisen (z. B. in der Basse-Broye 55% der landwirtschaftlich genutzten Fläche). Andererseits zeigt das vorwiegend bewaldete Gebiet um den Mont Jorat durchwegs Nitratwerte im Trinkwasser unter 10 mg/l, desgleichen die Distrikte am Jurafuss. Der Grund, weshalb die Bezirke am Ufer des Lac Léman trotz intensiven Rebbaus fast durchwegs Werte unter 10 mg Nitrat/l aufweisen, liegt darin, dass sie ihr Trinkwasser aus Seewasser oder aus seawasserinfiltiertem Grundwasser aufbereiten, das im allgemeinen niedrige Nitratgehalte aufweist (vgl. auch 152).
- Im zugerischen Reusstal steigen die Nitratgehalte im Grundwasser unter einem landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebiet (hoher Anteil Maisanbau) von 2 mg NO₃⁻/l in der flusswasserfiltrierten Uferzone grundwasserstromabwärts auf über 20 mg NO₃⁻/l, und das auf einer Strecke von nur knapp anderthalb Kilometern (153).
- Eine ähnliche Situation zeigt sich im acker- und rebbaulich intensiv genutzten Klettgau (SH). Die im Bereich Enge gemessenen Grundwasserwerte von 20 mg Nitrat/l steigen stromabwärts auf einer Strecke von 14 km auf über 40 mg Nitrat/l. Ganz extrem zeigt sich der Einfluss des Rebbaus z. B. im Gebiet Wilchingberg. Während die Quellwässer oberhalb der Rebhänge zwischen 2 und 9 mg NO₃⁻/l aufweisen, zeigen die zwei Quellen am Fuss des Rebberges 28 und 64 mg NO₃⁻/l (14. 5. 1984).
- Die 15 (von 250) Gemeinden des Kantons Freiburg, die Trinkwasser mit mehr als 40 mg NO₃⁻/l verteilen, liegen ausschliesslich im Gebiet intensiver Landwirtschaft. Die maximalen Gehalte in privaten Quellen liegen bei 150–160 mg NO₃⁻/l!
- Erhöhte Nitratwerte sind im Kanton Wallis nicht ausgeschlossen – mindestens in Teilen des Rhonetals, wo intensive Obst-, Wein- und Gemüsekultu-

ren vorhanden sind. So zumindest dürfte eine kritische Wertung der Aussagen der zuständigen Amtsstelle dieses Kantons lauten, wonach kein Zahlenmaterial veröffentlicht werden könne, weil «die Trinkwässer im Besitztum der Gemeinden sind».

- Auch im Kanton *Aargau* wurde eine Nitratkarte erstellt (Grund- und Quellwässer, mit Daten bis Ende 1983). Alle Quellfassungen, deren Einzugsgebiet vollständig bewaldet ist, liefern Wasser mit Gehalten unter 10 mg Nitrat/l. Quellen, deren Einzugsgebiet ackerbaulich genutzt wird, zeigen unterschiedliche Gehalte, z. T. auch Werte, die weit über 40 mg Nitrat/l liegen. Bei den Grundwasserfassungen zeigt sich neben der landwirtschaftlichen Nutzung eine starke Beeinflussung des Anteils an Flusswasserinfiltration. Die problematischen Gebiete liegen dort, wo keine nennenswerte Infiltration vorliegt, sei es, weil kein Fluss (oder auch kein See) im Einzugsgebiet liegt, oder sei es, weil der Grundwasserspiegel höher als der Flusswasserspiegel liegt. Diese kritischen Fassungen liegen vorwiegend in gewissen Teilen des Reuss- und des Bünztals.

Die Beobachtung des Einflusses der Oberflächenwasser wurde auch von Fachleuten anderer Kantone gemacht. So kann man, verallgemeinert, sagen: Abgesehen von massiven Punktverschmutzungen liegen die problematischen Gebiete dort, wo starke landwirtschaftliche Nutzung oder grossflächige Waldrodung zusammenfallen mit fehlender Oberflächenwasserinfiltration oder fehlender Durchmischung aus wenig belasteten Einzugsgebieten.

In der Gewässerschutzstatistik (154) sind die Nitratgehalte von in 173 Wasserwerken durchgeführten Kontrollmessungen des erfassten Trinkwassers für knapp 3 Millionen Einwohner auf die Gesamtbevölkerung der Schweiz (6,5 Millionen Einwohner) hochgerechnet worden. Es lässt sich daraus herauslesen, dass einerseits 3,5 Millionen Schweizer Trinkwasser mit einem mittleren Nitratgehalt von weniger als 10 mg pro Liter konsumieren. Andererseits beträgt der mittlere Nitratgehalt im Trinkwasser von 30 000 Einwohnern mehr als 40 mg pro Liter.

Für die Beurteilung allfälliger Risiken einer Belastung mit mehr als 40 mg pro Liter ist jede Statistik nur bedingt aussagekräftig. Wie die Resultate unserer Umfrage (14) zeigen, können *regionale Bevölkerungsgruppen* oder Bewohner abgelegener Einzelgehöfte *Spitzenbelastungen* ausgesetzt sein, die durch Mittelwerte nicht widerspiegelt werden.

Die Qualität des Trinkwasserangebots aus den einzelnen Wasserwerken ist einem dynamischen Prozess unterworfen. So zeigt ein Vergleich der Untersuchungsergebnisse der Jahre 1980/81 und 1984 im Kanton *Thurgau*, dass die Zahl der Versorgungen mit Nitratkonzentrationen zwischen 30 und 40 mg/l im Trinkwasser von 18 auf 29 angestiegen ist. Andererseits können von den bisher 14 Versorgungen mit zu hohem Nitratgehalt im Trinkwasser deren 7, nach erfolgter Sanierung, heute einwandfreies Trinkwasser liefern (166). Wir schätzen, dass heute ein Prozentsatz zwischen 0,5 und 2% der schweizerischen Bevölkerung Trinkwasser mit mehr als 40 mg Nitrat im Liter konsumieren muss. Sowohl bei der Gewässerschutzstatistik als auch in den einzelnen Kantonen wird zur Zeit versucht, zu weiteren aktuellen Zahlen zu gelangen.

Interessant wäre es, aus fallspezifischen, langzeitlichen Erhebungen auf die Entwicklungstendenz zu schliessen, doch dazu ist das verfügbare Datenmaterial zu lückenhaft. Die bis heute verfügbaren Daten weisen – pauschal gesagt – auf eine steigende Tendenz der Nitratgehalte im Trinkwasser hin. Diese Tendenz gilt aber nicht allgemein: Problemgebiete sind lokal begrenzt. In vielen Gebieten wurden erfolgreich Sanierungen durchgeführt (Nutzungsänderungen, Düngeregelung usw., vgl. Anhang B). Andererseits werden steigende Nitratgehalte oft dadurch verschleiert, dass der Endverbraucher Mischwasser aus verschiedenen Einzugsgebieten erhält.

Massnahmen zur Bewältigung des Nitratproblems

Die Forderung nach reinem und gesundheitlich unbedenklichem, Trinkwasser steht im Raum. Dazu gehört ein tiefer Nitratgehalt. In den Anhängen C und D dieser Standortbestimmung sind die Detailbegründungen für die Notwendigkeit der Erreichung eines solchen Ziels zu finden.

Der Stand des Wissens über die Herkunft des Nitrates im Trinkwasser ist heute sehr gross (siehe Anhang A). Sowohl Modellversuche als auch unter Praxisbedingungen erhobene Forschungsresultate (Anhang B) haben die Gesamtheit (nicht nur die Düngung) der modernen intensiven Landwirtschaftsmethoden als Hauptursache des Nitratproblems erhellt und bestätigt. Die Zusammenarbeit der Wissenschaft mit der praktischen Landwirtschaft im Rahmen von Naturlabors und Sanierungsprojekten hat gezeigt, dass sich eine grosse Mehrheit der Landwirte den ökologischen Konsequenzen ihres Handelns bewusst ist und dass die Bereitschaft für Änderungen der heutigen Praxis vorhanden ist.

Die Probleme können nicht gegen, sondern nur mit den Landwirten (und Gemüse-, Reb- und Obstbauern) gelöst werden. Dazu gehört auch eine aufgeklärte Konsumentenschaft, die bereit ist, sich gemäss Kriterien der langfristigen Umwelterhaltung statt nach kurzfristigen Bedürfnissen von Luxus und Bequemlichkeit zu verhalten. Die Verbreitung dementsprechender Informationen ist gezielt zu fördern.

Für den einzelnen Landwirt bedeutet die Verwirklichung der Massnahmen – nebst der Umstellung von Gewohnheiten – oft beträchtlichen zeitlichen und finanziellen Mehraufwand, der entweder über die Preise (jedoch differenziert!) oder über geeignete fiskalische Massnahmen (siehe hinten: Abschnitt Subventionen, Lenkungsabgaben) abzugelten ist. Undiskutabel jedoch wäre in diesem Zusammenhang die Erhebung einer Abgabe auf Trinkwasser, die als Subvention zum Schutze des Grundwassers vor zuviel Nitrat verwendet würde (in der BRD bekannt unter dem Namen «Wasserpfennig»; gemeint sind einige Pfennige pro m³ Trinkwasser zur Finanzierung von Massnahmen gegen überhöhte Nitratwerte, vgl. 170). Solche Massnahmen wirken undifferenziert und stellen überdies eine präzise Umkehrung des im Artikel 2 des Umweltschutzgesetzes (56) verankerten Verursacherprinzips dar!

Durch die enorme Komplexität aller zusammenwirkender Faktoren ist der einzelne Landwirt zudem bald wissenschaftlich überfordert. Zu fordern ist daher ein wirksamer und bedeutender Ausbau der düngemittelindustrieunabhängigen, an ökologischen und agronomischen Erkenntnissen orientierten, hofspezifischen Betriebsberatung von seiten der eidg. landwirtschaftlichen Forschungsanstalten und der kant. Ausbildungszentren (Landwirtschaftsschulen) bzw. Beratungsdienste.

Eine wichtige *Voraussetzung* für die Kontrollbehörden, um Massnahmen und Auflagen aller Art wirksam durchsetzen zu können, ist, dass dem im Schweizerischen Lebensmittelbuch enthaltenen Toleranzwert von 40 mg Nitrat/l Trinkwasser Verbindlichkeit auf Verordnungsstufe zukommt, als Höchstkonzentration gemäss Artikel 7 a der Lebensmittelverordnung. Denn ohne diese Rechtsverbindlichkeit bleiben die Auflagen an verantwortliche Gemeindebehörden oder Verursacher vielenorts lediglich Empfehlungen ohne Zwang zum Handeln.*

Ursachenbekämpfung

Viele der für den Bereich Landwirtschaft vorgeschlagenen Massnahmen sind noch Gegenstand intensiver Untersuchungen durch die landwirtschaftlichen Forschungsanstalten. Beim Einsatz in der Praxis, wo stets vielfältige Prozesse ineinander greifen, ergeben sich je nach Einfluss anderer Faktoren zum Teil neue Probleme (ökologischer und/oder ökonomischer Art). Auf die Behandlung von Details wie Sortenwahl, Bodenart usw. wird daher in den folgenden Ausführungen der Kürze wegen verzichtet. Auskünfte für konkrete Situationen können die Spezialisten der Forschungsanstalten und Landwirtschaftsschulen bieten.

Landwirtschaftliche Bodenbewirtschaftung

Alle Versuche und Praxisbeobachtungen haben gezeigt, dass die wichtigste, wirksamste und dringendste Massnahme zur Vermeidung von Nitratverlusten ins Grundwasser eine möglichst lückenlose *Begrünung des Bodens* ist (21-23). Im Ackerbau sind Brachperioden durch Zwischenfutteranbau und Gründüngung nach Möglichkeit auszuschalten. Bei spät geernteten Kulturen (z. B. Mais) kann die Herbstbrache nur durch in die Hauptkultur eingesäte Untersaaten vermieden werden (22, 24). Winterweizen als möglicher Bodenbedecker vermag Stickstoffverluste in den Untergrund nicht ausreichend zu verhindern (25). Brachperioden im Frühjahr sind dadurch zu vermeiden, dass das Zwischenfutter möglichst bis zum Start der neuen Kultur erhalten bleibt. Dies kann, beispielsweise bei schweren Böden, Konflikte mit den Bedürfnissen der Bodenbearbeitung geben, wo die für die Bodengare vorteilhafte Herbstfurche geschätzt wird. Solche Probleme sind teilweise durch eine Änderung der Fruchtfolge zu lösen. Polizeivorschriften bringen in solchen Fällen aus Gründen mangelnder Durchsetzbarkeit und Ver-

* Durch den Erlass der FIV (159) vom 27. Februar 1986 ist dieser Schritt erfolgt. Diese Verordnung ist am 1. Mai 1986 in Kraft getreten.

hältnismässigkeit nichts. Zu fordern ist aber ein bedeutender Ausbau der neutralen, hofspezifischen *landwirtschaftlichen Beratung*. Ohne Zweifel bedeutet dies eine zusätzliche Belastung des Steuerzahlers, die sich aber in Form nitratarmen Trinkwassers, hochstehender Qualität landwirtschaftlicher Erzeugnisse und langfristiger Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit mehr als auszahlen wird.

Eine möglichst lückenlose, dauernde Begrünung des Bodens ist für die Landwirte mit einem Aufwand an Zeit und Mitteln verbunden. Dieser Aufwand scheint aber gerechtfertigt, denn außer einer stark verminderten Nitratauswaschung hat eine Dauerbegrünung weitere positive Auswirkungen (23, 26):

- Humusgehalt: Wurzeln und Pflanzenrückstände liefern Humus. Dadurch werden Puffer-, Speicher- und Austauschkapazität des Bodens verbessert.
- Bodenstruktur: Eine üppige Pflanzendecke verbessert die Krümelstabilität, verhindert die Verschlämzung und Erosion, verbessert die Wasser- und Luftdurchlässigkeit und verstärkt die Tragfähigkeit des Bodens.
- Biologische Aktivität: Jede Pflanzendecke liefert Nahrung für die Bodenlebewesen, fördert die Regenwürmer, beschleunigt und vermehrt den Abbau organischer Schadstoffe (Pestizide) und reguliert den Stickstoffumsatz.

Für den Rebbau ist allenorts eine Dauerbegrünung (evtl. nur wechselreihig) zu fordern. Das bedingt für eine ökonomische Bearbeitung teilweise Änderungen der Reihenabstände, auf die bei Neubestockungen hinzuweisen wäre. Auch im Gemüsebau sind Anstrengungen zu unternehmen, für gewisse Kulturen geeignete Unter- und Zwischensaaten zu finden. In diesen beiden Bereichen ist ebenfalls eine Intensivierung der landwirtschaftlichen Forschung und Beratung angezeigt.

Dem Zeitpunkt und der Art der *mechanischen Bodenbearbeitung* ist vermehrt Beachtung zu schenken. Besonders auf sandigen und stark humosen Böden kann tiefes Pflügen im Herbst die Stickstoffmineralisierung derart fördern, dass enorme Nitratmengen ausgewaschen werden, vor allem, wenn danach kein überwinterndes Zwischenfutter angebaut wird. Wo immer möglich, soll nur eine flache Bodenbearbeitung durchgeführt werden. Diese ist oft noch im Frühjahr statt im Spätherbst möglich (Ausnahme: schwere Böden). Besondere Vorsicht ist beim Umbruch von Grünland und Gründüngungen geboten. Diese können nach dem Unterpfügen enorme Nitratauswaschungen zur Folge haben (vgl. Abb. 3), wenn nicht anschliessend eine schnellwachsende Kultur angesät wird.

Bei Gebieten mit organischen Böden (moorige und anmoorige) ist zu fragen, ob nicht eine *Umstellung der Nutzung* angezeigt sei. Auf diesen nährstoffreichen Böden wird vor allem Gemüse angebaut, was immer einen hohen Anteil an Teil- und Zwischenbrachen sowie meist noch intensive Düngung mit sich bringt. Da diese Böden zudem nur wenig über dem Grundwasserspiegel liegen (z. B. Juragewässerkorrektionen!), findet man in solchen Gegenden fast immer sehr hohe Nitratgehalte im Grund- und Trinkwasser. Solche Umstellungen können allerdings nur langfristig ins Auge gefasst werden, denn sie bedingen einen Eingriff in traditionelle Betriebsstrukturen ganzer Regionen. Zudem wäre abzuklären, wie stark der durch Nutzungsumstellungen (Richtung Graswirtschaft) entstandene Beitrag zur Milchschwemme ins Gewicht fiele.

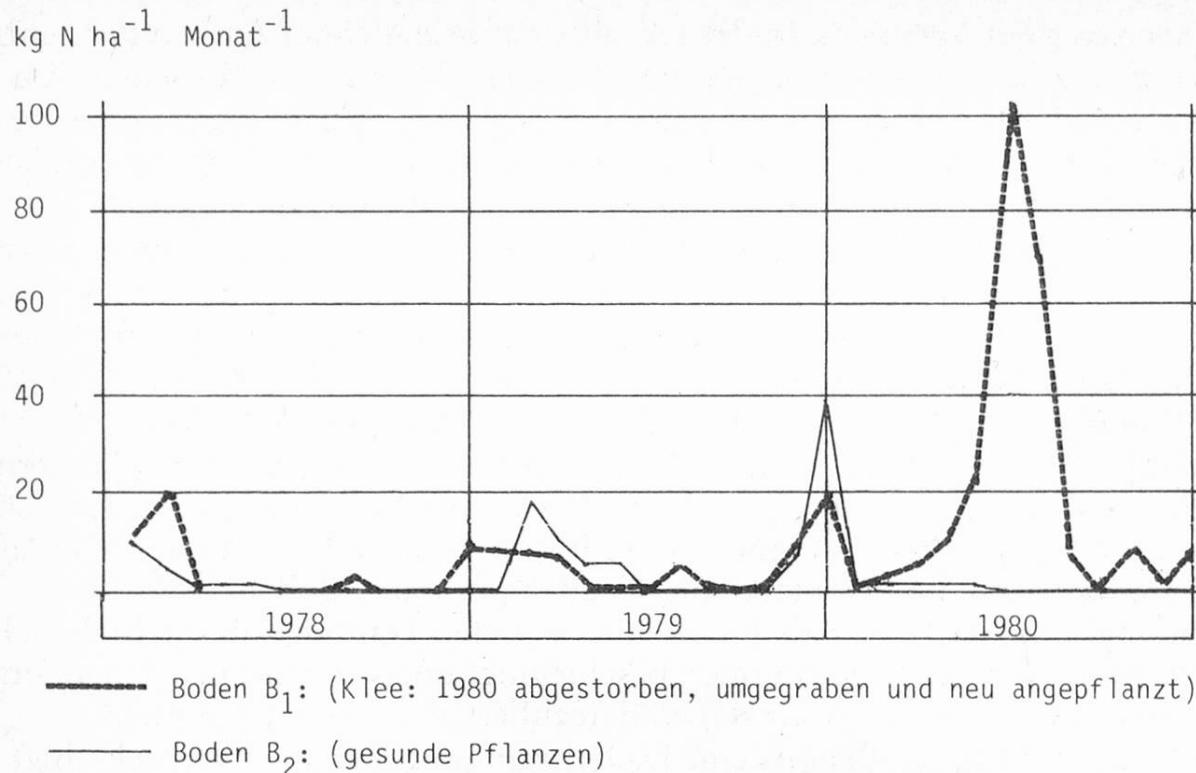


Abb. 3. N-Auswaschung in Lysimetern mit Kleegras; Einfluss von Zwischenbrache, verursacht durch Umbruch und Neueinsaat von Kleegras
aus: Furrer et al., 1983 (22)

Düngung: Zeitpunkt

Grundsätzlich soll so gedüngt werden, dass die Pflanze den Stickstoff dann aufnehmen kann, wenn sie ihn benötigt. Je nach Situation sind mehrere kleine Gaben einer einmaligen Ausbringung vorzuziehen, besonders auf flachgründigen, sandigen Böden (= Mehraufwand). Um den optimalen Zeitpunkt einer Nachdüngung zu ermitteln, bieten Düngerindustrie und landwirtschaftliche Beratungsstellen Nitrat-Schnelltest-Sets an; womit der Nitratvorrat im wachsenden Pflanzenmaterial bestimmt werden kann (Spross- und Blattanalysen) (28). In Ergänzung zu Bodenanalysen vor Vegetationsbeginn (N_{min} -Methode, siehe Seite 254) bietet sich hier eine Möglichkeit, die Höhe und den Zeitpunkt der N-Düngung möglichst pflanzengerecht zu bestimmen, was positive Auswirkungen sowohl auf Ertrag und Qualität der Pflanzen als auch auf die Nitratauswaschung haben kann (27, 28). Besonders beim Mais, der sich bei ungünstiger Witterung extrem langsam entwickelt, ist die übliche, breitflächige N-Gabe bei der Saat zu früh und sollte auf eine minimale Gabe in die Saatreihe beschränkt werden. Weitere Düngungen sollten frühestens ab Juni erfolgen.

Eine Düngung von Brachflächen, insbesondere im Spätherbst und Winter, ist zu unterlassen. Das Ausbringen von *Klärschlamm* auf durchnässte, schneebedeckte, gefrorene und unbewachsene Böden ist verboten bzw. eingeschränkt (Klärschlammverordnung vom 8. 4. 1981 (29), Art. 11 und 12) und sollte auch für *Gülle* weiter eingeschränkt werden (siehe Anhang E). Dabei ist eine Differenzierung

durchaus angebracht, denn dieser Weg bedingt insbesondere genügend Lagerkapazitäten für diese Stoffe zu schaffen (Güllelagerung für über 4 Monate). Für Klärschlamm ist zu prüfen, inwieweit er in eine stapelbare, feste Form übergeführt werden kann. Auch bezüglich der Gülle werden sich Aufbereitungsmethoden finden, die ihre *Verwertung* im grossem Massstab sinnvoll machen. Auf jeden Fall sind aber Frachtüberschreitungen beim Abtragen der Lager zu vermeiden, besonders was Phosphat und Schwermetalle anbelangt.

Bäuerliche Betriebe haben die *Nutztierzahl* gemäss pflanzenbaulichen Bedürfnissen und Bodenbelastbarkeit der bewirtschafteten Fläche anzupassen. In diesem Punkt ist die Wegleitung für den Gewässerschutz in der Landwirtschaft (30) zu revidieren. Besondere Probleme ergeben sich mit der bodenunabhängigen Fleisch- und Eierproduktion. Zum mindesten sollten für die enormen Mengen anfallender Hofdünger ausreichende Abnahmeverträge bestehen (und kontrolliert werden), so dass diese Nährstoffe nach ökologischen Kriterien eingesetzt werden können. Mittelfristig ist eine Beschränkung des Futterzukaufes pro Hektare landwirtschaftlicher Nutzfläche ins Auge zu fassen. Auch aus der Sicht des Nitratproblems ist die bundesrätliche Verordnung über Höchsttierbestände unbefriedigend. Der weitere Bau von Schwemmentmistungsanlagen ist wegen des enormen Anfalls an Flüssigdüngern stark einzuschränken. Dagegen sind kostengünstige Festentmistungsanlagen zu entwickeln und zu fördern. Generell sollte Gülle nicht länger als lästiger Abfall betrachtet, sondern wieder vermehrt als vollwertiger Mehrkomponentendünger in das Düngungskonzept der Landwirte integriert werden. Kriterien für einen zielgerechten Einsatz der Gülle auch im Ackerbau sind erarbeitet worden (31-33).

Düngung: Menge

Die von den landwirtschaftlichen Institutionen herausgegebenen Düngungsrichtlinien werden laufend überprüft und den neuesten Forschungsergebnissen angepasst. Trotzdem lassen sich nach wie vor viele Landwirte verleiten, zum Teil massiv zu überdüngen, was durch den immer noch relativ billigen Preis der Mineraldünger und den anhaltenden Zwang zu Höchsterträgen bedingt ist (34). Will man auf schwerlich zu kontrollierende Düngevorschriften verzichten («Düngervogt»), dann drängt sich auch hier eine Intensivierung der düngemittelindustrieunabhängigen, landwirtschaftlichen Beratung auf. Insbesondere beim Reb- und Gemüsebau ergeben sich noch vielfältige Möglichkeiten zu massiven Düngereinsparungen, auch durch – eine teilweise schon erfolgte – Anpassung der entsprechenden Richtlinien (12, 35-37). Grössere Probleme als die Mineraldüngung bringen – auch betreffend Düngermenge – in der Schweiz die Hofdünger, aus den bereits genannten Gründen: Fehlende Lagerkapazität und flächenunangepasste Nutztierhaltung (zwei Drittel der in der Schweiz den landwirtschaftlichen Böden zugeführten Stickstoffmenge stammen aus der Tierhaltung (22)). Obwohl das Ausbringen auch sehr hoher Düngermengen bezüglich Nitratauswaschung nicht ins Gewicht fällt, sofern der Boden dicht bewachsen ist (Anhang A), sind Überdüngungen zu vermeiden. Denn erstens können gewisse Nahrungs- und

Futterpflanzen überschüssiges Nitrat in hohem Massen akkumulieren, was zu unerwünschter Nitratbelastung von Menschen und Tieren führt (38, 39). Zweitens führen die im Stickstoffreservoir des Bodens (Wurzelmaterial, Humus, Mikroorganismen) festgelegten Stickstoffmengen zu massiven Nitratschüben, wenn später ein solcher Boden umgebrochen oder brach gelegt wird.

Die regelmässige Berechnung eines exakten *Düngeplanes* ist ein geeignetes und erforderliches Hilfsmittel, um grössere Nährstoffverluste zu vermeiden (Düngung am richtigen Ort, zur richtigen Zeit, in der richtigen Menge und Form). Insbesondere müssen bei der Mengenberechnung auch die Stickstoffanteile aus den Hofdüngern Gülle und Mist mitberücksichtigt werden. Beim Maisanbau (langsamwachsende Kultur) sollte zu Beginn der Vegetationsperiode höchstens in den Saatreihen gedüngt werden; auf keinen Fall sollte Gülle zu früh (z. B. im Mai) auf Maisfelder (Halbbrache) ausgebracht werden. Die sachgerechte Dosierung der Stickstoffdüngung setzt hinreichend genaue Kenntnis des N-Angebots des Bodens voraus. Diesem Ziel dient unter anderem die

N_{\min} -Methode:

Zu Beginn der Vegetationsperiode oder zur Zeit der ersten Düngung wird die Menge an mineralisiertem, kurzfristig pflanzenverfügbarem Stickstoff im Wurzelraum des Bodens ermittelt. Üblicherweise geschieht die Probenahme in drei Schichten von 0–90 cm Tiefe. Der grösste Teil des mineralisierten Stickstoffs (= N_{\min}) liegt in Form von Nitrat vor, ein kleiner Teil als Ammonium. Diese gemessene Stickstoffmenge sowie die geschätzte Menge, die durch Mineralisationsprozesse (Anhang A) im Laufe der Wachstumsperiode im Boden mobilisiert wird (= N_{mob}), werden zum Stickstoffbedarf der Pflanze in Beziehung gesetzt. Daraus berechnet sich die effektiv benötigte Menge an Stickstoffdünger. Als Faustregel für Winterweizen hat sich z. B. die Menge (120 kg N minus Anzahl kg N_{\min}) als optimale Düngermenge zum Saatzeitpunkt herausgestellt (40, 41). Als Hilfsmittel für eventuelle Folgedüngungen erfreut sich der Nitrat-Schnelltest zunehmender Beliebtheit, insbesondere im Gemüsebau (vgl. vorgehenden Abschnitt). Obwohl die Eichungsarbeiten an der N_{\min} -Methode für verschiedene Kulturpflanzen, Bodenarten, Witterungsbedingungen usw. noch intensiv betrieben werden, hat sich dieses Hilfsmittel auch in der Praxis bereits einen festen Platz erobert. Ausser dem ackerbaulichen Einsatz wird die Methode zunehmend auch im Gemüsebau als nützlich erkannt. Umfragen und Praxiserhebungen haben gezeigt, dass immer mehr Landwirte sich dieses Hilfsmittels bedienen und dass dessen Einsatz sowohl aus ökonomischer als auch aus ökologischer Sicht lohnend sein kann (41–44, 169).

Düngung: Form

Der Stickstoff in den verschiedenen Hof- und Handelsdüngern liegt in unterschiedlichen chemischen Formen vor (z. B. als Nitrat, Ammoniak, Ammonium, Harnstoff, Calciumcyanamid u. a.). Nitrat und Ammonium werden von den

Pflanzen direkt aufgenommen, die anderen Verbindungen müssen zuerst chemisch/mikrobiell umgesetzt werden, bevor sie pflanzenverfügbar sind (vgl. Anhang A). Eine solche Wirkungsverzögerung kann durch besondere chemische und physikalische Massnahmen (Kondensation und Einhüllung) zusätzlich ausgeprägt werden. Das Düngemittel Kalkstickstoff, bestehend aus Calciumcyanamid ($\text{Ca}(\text{CN})_2$), entwickelt bei seiner Umsetzung Stoffe, die als Nitrifikationshemmer wirken (siehe Anhang A) und zeigt dadurch eine besonders starke Wirkungsverzögerung (167). *Natürliche nitrifikationshemmende Stoffe* entstehen auch bei der Verwendung von Düngestoffen aus Abfällen der Zellstoffindustrie und von Kompost (substituierte Chinone; (26, 45)). Im übrigen hängt die Pflanzenverfügbarkeit verschiedener Stickstoffformen wesentlich von den Bodeneigenschaften ab (pH-Wert, Puffer- und Anlagerungskapazität). Damit der Pflanze der Stickstoff in optimaler Menge und zum richtigen Zeitpunkt zugeführt wird, ist – in Forschung und Beratung – dem Zusammenspiel von Bodeneigenschaften, Pflanzenphysiologie und Düngerform vermehrt Beachtung zu schenken. Dem Nachteil Mehraufwand stehen wiederum die Vorteile bessere Ertragsqualität und -quantität, verminderte Nitratauswaschung und verbesserte Bodeneigenschaften gegenüber.

Fruchtwahl und -folge

Besondere Probleme bezüglich Nitratauswaschung ergeben sich mit dem Anbau von Mais (ohne Untersaat), Gemüse, Kartoffeln und Zuckerrüben, sei es infolge späten Wachstumstermins (Brache im Frühjahr) oder wegen spätem Erntezeitpunkt (kein Zwischenfutteranbau möglich). Die Lösung dieser Probleme bedarf zunächst verstärkter Forschungsanstrengungen. In Gebieten mit ungünstigen Boden- und/oder geologischen Verhältnissen ist zu prüfen, ob der Anbau dieser Pflanzen aus Gewässerschutzgründen nicht verboten oder eingeschränkt werden sollte. Zu vermeiden ist auf jeden Fall ein undifferenzierter Ausbau der Anbaufläche für Zuckerrüben.

Generell sollte einer geeigneten *Fruchtfolge* unter dem Gesichtspunkt verminderter Nitratauswaschung grösitere Beachtung geschenkt werden. Auch in diesem Punkt ist eine Intensivierung der landwirtschaftlichen Beratung angezeigt.

Grossflächige Schutzzonen

Die Kantone sind angehalten, die Arbeiten zur Ausscheidung von Grundwasserschutzzonen und -arealen voranzutreiben (Bundesgesetz vom 8. 10. 1971 über den Schutz der Gewässer gegen Verunreinigung (46) und entsprechende Wegleitung (47)). Schutzareale sollen zukünftige Fassungen für Trink- und Brauchwasser gewährleisten. Allerdings können Schutzzonen und -areale nur einen kleinen Beitrag zur Milderung, nicht aber zur Lösung eines Nitratproblems in einem bestimmten Gebiet bieten. In exponierten Lagen sind grossflächige Schutzzonen (mehrere km^2) mit abgestuften Nutzungsbeschränkungen im gesamten Einzugsgebiet von Grundwasservorkommen anzustreben und die dazu notwendigen gesetzlichen Grundlagen auf Bundesebene zu schaffen. Offene Fragen wegen allfäl-

liger Ersatzforderungen oder Steuererleichterungen infolge Nutzungsumstellungen betroffener Landwirte sollen kein Grund für Verzögerungen sein (vgl. Anhang B, Sanierungsprojekt Dottikon, AG). Wo keine Schutzzonen ausgeschieden werden, z. B. bei Einzelbrunnen abgelegener Höfe, sind vermehrte Kontrollen durchzuführen.

Meliorationen, forstliche Nutzung

Die Melioration von Feuchtgebieten kann das Nitratproblem verschärfen. Auch bei anderen *baulichen Eingriffen* in die Landschaft (Strassen, Flurwege, Wasser- und Abwasserleitungen usw.) ist der Nutzen gegen den möglichen Schaden vermehrter Nitratauswaschung in den Untergrund abzuwägen.

Die gleichen Überlegungen sind bei der *Nutzung des Waldes* anzustellen. Kahl schlüsse beispielsweise in Quelleinzugsgebieten sind zu unterlassen.

Subventionen, Lenkungsabgaben

Anbauprämiens für Körnermais sollen an die Forderung für eine bodenbedek kende Untersetzung geknüpft werden. Langfristig sollte das gesamte Subventionswesen schrittweise so geändert werden, dass ökologisch geeignete Produktionsweisen eher gefördert werden als andere und dass die sozialen Kosten übermässiger Nitrat auswaschung in Rechnung gestellt werden. Neben Anreizsystemen sollen auch Abreize geschaffen werden, wie z. B. *Lenkungsabgaben* auf Handelsdüngern oder Grossvieheinheiten, die das erträgliche Mass pro Hektar landwirtschaftlicher Nutzflächen übersteigen (gemäss Nutzungsart und Bodenbelastbarkeit). Wegen der Komplexität der Zusammensetzung landwirtschaftlicher Einkommen und des Aufbaus des Subventionswesens im allgemeinen ist es vordringlich, Studien in diese Richtung zu veranlassen.

Abwasser

Die Forderung nach vermehrtem Bau von Denitrifikationsanlagen im Bereich der Abwasserreinigung (vgl. z. B. EDI (3) und BUS (13)) ist zur Verminderung des Nitratproblems unangemessen. Selbst in nitrifiziertem kommunalem Abwasser (in welchem das Ammonium zu Nitrat oxidiert wurde) beträgt der Nitratgehalt weniger als 70 mg NO₃⁻/l. Wird dieses Abwasser im Vorfluter zehnmal verdünnt, dann beträgt der zusätzliche Nitratgehalt entsprechend nur noch 7 mg/l. Dieser Nitratgehalt wäre selbst zur Verdünnung nitratreichen Grundwassers noch günstig. Andere bedenkliche Stoffe werden längst vor dem Nitrat limitierend. (Gründe für eine Denitrifizierungsstufe sind eher betriebsökonomischer Art: Nitrat als Oxidationsmittel kann helfen, Belüftungskosten einzusparen.)

Auch die Versickerung häuslicher Abwässer, die heute ohnehin nur noch in Gebieten mit sehr tiefer Besiedlungsdichte vorkommt, liefert unter diesen Umständen nur einen bedeutungslosen Beitrag zum Nitratproblem (Größenordnung 4 mg NO₃⁻/l Sickerwasser).

Mit diesen Bemerkungen soll allerdings nicht bestritten werden, dass Einzelfälle vorkommen können, wo defekte Gullenlöcher oder Abwasserleitungen hy-

gienische Probleme ergeben. In solchen Fällen sind Sanierungsmassnahmen selbstverständlich dringend, wenn auch primär aus anderen Gründen als denen des Nitratproblems.

Korrosionsschutz

Einwandfrei hergestelltes und verzinktes Rohrmaterial (DIN 2444) und fachgerechte Installation der Leitungsnetze nach den Richtlinien des SVGW (48) bieten eine erhöhte Sicherheit gegen Korrosionsschäden, welche auf die Wasserbeschaffenheit (u. a. hohe Nitratwerte) zurückgeführt werden können (vgl. Anhang D).

Symptombekämpfung

Bei der Bekämpfung überhöhter Nitratgehalte im Grundwasser ist grundsätzlich Massnahmen der Vorrang zu geben, die bei den Ursachen ansetzen. Solche Massnahmen versprechen langfristige und dauerhafte Erfolge und stehen im Einklang mit ökologischen Gesetzmässigkeiten. Technologische Symptombekämpfung birgt die Tendenz, die Probleme zu verschleiern, die Verantwortung zu entpersonifizieren und von ursächlichen Massnahmen abzulenken. Ausserdem besteht die Gefahr der Pannenanfälligkeit und des Einbringens neuer, unerwünschter Stoffe ins Trinkwasser und die Möglichkeit zusätzlichen Energieverbrauches. Jedenfalls zeugt es nicht von tiefem ökologischem Verständnis, wenn im Zusammenhang mit Wasseraufbereitungstechnologien Formulierungen verwendet werden wie: «... ein erst kürzlich erkanntes Umweltproblem in den Griff zu bekommen» (49). Da aber ursächliche Massnahmen oft erst mittel- bis langfristig Erfolg zeitigen, sind in einzelnen Fällen dennoch Massnahmen der Symptombekämpfung angezeigt.

- Einsatz von künstlichen Nitrifikationshemmern im Pflanzenbau: Neben den in Kapitel «Ursachenbekämpfung» erwähnten Stoffen, die auf dem Wege natürlicher Umsetzung gewisser Düngestoffe im Boden entstehen, wird auch der Einsatz künstlicher Nitrifikationshemmer erwogen. Die bekanntesten dieser Stoffe sind: N-Serve, Didin, Etridiazol und Thioharnstoff. Sie wirken hemmend auf Bakterien, die den Prozess der Nitrifikation vollführen (Anhang A). Positiven Resultaten bezüglich Nitratgehalten in Pflanzen und Sickerwasser (50), auf die sich Firmen bei ihrer Werbung stützen, steht eine Reihe von – je nach Stoff unterschiedlichen – negativen Auswirkungen und Unsicherheiten gegenüber (51), so dass diese Stoffe in der Schweiz noch nicht offiziell bewilligt sind. Die künstlichen Nitrifikationshemmer können unerwünschte Nebenwirkungen auf die Bodenmikrofauna und die pflanzlichen Stoffwechselvorgänge ausüben und zu Rückständen in der Pflanze führen. Eine gewisse Wirkung scheint der Zusatz von Hemmstoffen zu Herbstgülle zu haben. Allerdings ist von Nitrifikationshemmern längerfristig wenig zu erwarten, wenn die Stickstoffzufuhr zum Boden zu hoch ist, da die Nitratbildung im Boden lediglich zeitlich hinausgeschoben wird. Betriebe mit ungenügenden Lagerka-

pazitäten für Gülle oder mit zu hohem Viehbestand müssen nach anderen Lösungen suchen.

- Nutzung neuer Wasserbezugsorte oder Bezug von anderen Wasserwerken ist für die betroffenen Gemeinden im wesentlichen eine Kostenfrage. Es gilt aber im Auge zu behalten, dass die Aufsalzung von Grundwässern auch dann im Widerspruch zu den entsprechenden Gesetzen steht, wenn diese Grundwässer nicht zur Trinkwasserschöpfung genutzt werden. Besondere Vorsicht ist geboten, wenn bei der Planung der Wasserversorgung die Nutzung von Waldquellen ins Auge gefasst wird, denn es gibt mehrere Hinweise, dass zunehmende Walderkrankung zu erhöhter Nitratauswaschung führen wird (18).

Generell sind bei der Planung neuer Wasserbezugsorte bessere hydrogeologische Abklärungen vorzunehmen, da das hydrogeologische Einzugsgebiet eines Grundwassers oft nicht identisch mit dessen topologischem Einzugsgebiet ist. Somit können z. B. unter einem Gebiet, das landwirtschaftlich nicht intensiv genutzt wird, trotzdem hohe Nitratgehalte im Grundwasser vorhanden sein, die durch unterirdische horizontale Zuflüsse eingeschleppt werden (vgl. 52). Wo möglich und wirtschaftlich tragbar, ist auf eine grosse Entnahmetiefe des Trinkwassers hinzuwirken, da bei geeignetem Untergrund ein beachtlicher chemisch-mikrobieller Nitratabbau stattfindet (vgl. Anhang D).

- Mischung von Wässern verschiedener Qualität oder Anreicherung des Grundwasservorkommens mit Oberflächenwasser zum Erreichen einer vertretbaren Nitratkonzentration. Die sich dabei stellenden qualitativen Probleme, die allen Mischwässern eigen sind, bedürfen einer sorgfältigen Abklärung (z. B. Änderung der Härte, Änderung der korrosionschemischen Eigenschaften). Zudem besteht die Möglichkeit, dass andere Schadstoffe (z. B. Pestizidrückstände) an Bezugsorte verschleppt werden, die vor dem Mischen in dieser Hinsicht einwandfreies Wasser lieferten. In bestimmten Fällen wird es unumgänglich sein, ein Grundwasservorkommen wegen zu hohen Nitratgehaltes zur Nutzung als Trinkwasser aufzugeben.

- Wasseraufbereitung: Im wesentlichen stehen drei Denitrifikationsverfahren zur Auswahl, die u. a. in einem einjährigen praxisnahen Pilotversuch in Zollikofen (BE) getestet wurden (11, 49):

1. Umkehrrosmose: Nitratreiches Wasser (d. h. eine verdünnte Salzlösung) wird mittels Druck, der höher als der osmotische Druck ist, durch Membranen aus Celluloseacetat oder Polyamid gepresst. Die Wassermoleküle diffundieren dann wesentlich schneller durch die Membran als die Nitrat- (und andere) Ionen. Die so erhaltene umgekehrte Osmose ist eigentlich eine Art Filtration (Hyperfiltration). Die Umkehrrosmose wurde bisher zur Entsalzung von Meer- und Brackwasser angewendet.
2. Ionenaustausch: Dieses Verfahren beruht auf einem Austausch von Ionen aus dem Wasser gegen eine äquivalente Anzahl von gleichsinnig geladenen Ionen, die am Polymergerüst eines Kunstharzes angelagert sind. Diese Verfahren wurden bisher zur Brauwasseraufbereitung und Abwasserbehandlung eingesetzt.

3. Biologische Verfahren: Das Nitrat wird entweder mit Hilfe von organischen Nährstoffen (Methanol, Ethanol u. a.) als Energiequelle oder mit Hilfe von Wasserstoff und Kohlendioxid durch Mikroorganismen zu molekularem Stickstoff (N_2) reduziert. Notwendig ist aber in jedem Fall eine Nachbehandlung des denitrifizierten Wassers zur Entfernung von Bakterien und/oder Restgehalten an organischer Substanz. Diese Verfahren wurden bisher in der Abwasserbehandlung eingesetzt. Diskutiert werden auch Verfahren der Nitratelimination durch höhere Pflanzen in Hydrokulturen (53) oder die gezielte Förderung der natürlichen Nitratreduktion im Sicker- und Grundwasser (Anhang D) durch Zugabe von organischem Kohlenstoff wie Melasse oder Acetat (54).

Jedes dieser Verfahren hat seine spezifischen Vor- und Nachteile, die je nach den zusätzlichen Bedingungen variieren. Differenzierte Betrachtungen und Untersuchungen über wassertechnologische Massnahmen finden sich im Schrifttum der Schweizerischen und Deutschen Vereine des Gas- und Wasserfaches (SVGW, Zürich; DVGW, Eschborn). Die Kosten betragen gemäss der Pilotstudie in Zollikofen inkl. Kapitalkosten je nach Verfahren zwischen 20 bis 40 Rp. je m^3 Trinkwasser. Dabei wurde ausgegangen von einer Mischwasserproduktion von 800 000 m^3 /Jahr und einer Nitratreduktion von 45 mg NO_3^- /l im Rohwasser auf 25 mg NO_3^- /l im Mischwasser. Dieser Preis gilt jedoch nur für die Denitrifikation und nicht auch für die dadurch bedingte nötige Nachbehandlung (49). Eine Studie für die Wasserversorgung Ingelheim (BRD) kommt bei vergleichbarer Jahresproduktion und einer Reduktion von 80 auf 35 mg NO_3^- /l auf Kosten (inkl. Kapitalkosten) von DM 1.10 bis DM 1.90 je m^3 Mischwasser. Diese erhöhen sich mit den notwendigen Nachbehandlungsverfahren auf DM 1.30 bis DM 2.30 je m^3 Mischwasser (55). Zum Vergleich: Ein m^3 Wasser kostet den Bezüger in der Schweiz zwischen 45 Rp. (dörfliche Quelle) bis Fr. 1.30 (städtische Agglomeration). Heute auf dem Markt angebotene Haushaltgeräte zur Entfernung des Nitrates aus dem Trinkwasser verursachen Kosten im Bereich von Fr. 200.– bis Fr. 500.– pro m^3 Wasser.

Vorgehen der Behörden

«Im Sinne der Vorsorge sind Einwirkungen, die schädlich oder lästig werden könnten, frühzeitig zu begrenzen» (Umweltschutzgesetz vom 7. 10. 1983, Art. 1 Abs. 2 (56)). Diesen Grundsatz gilt es in Erinnerung zu rufen, wenn daran gegangen werden soll, die in diesem Bericht geschilderten Schlussfolgerungen und Massnahmen in die Praxis umzusetzen. Wie aus diesem Bericht hervorgeht, kann es sich hier nicht darum handeln, allgemein konkrete Ratschläge und Tips zu erteilen, denn dazu sind die Einflussfaktoren Bodenart, geologische Beschaffenheit, Klima und Nutzungsart viel zu komplex und stellen sich bei jedem Problemgebiet wieder anders. Vielmehr geht es darum, nach einem groben Raster der Nitratgehalte im Trinkwasser (und in für Trinkwassernutzung vorgesehenen

Grundwässern) die zu treffenden besonderen Massnahmen für das Eingreifen der verantwortlichen Behörden aufzulisten.

Als langfristiges und oberstes Ziel kann formuliert werden, die Nitratauswachung in sämtlichen gefährdeten Gebieten der Schweiz sei innert angemessener Frist auf ein tolerierbares Mass zu reduzieren. Die beiden Zielgrössen «angemessene Frist» und «tolerierbares Mass» bedürfen selbstverständlich einer Konkretisierung in politischen Entscheidungsprozessen, denen aber zum jetzigen Zeitpunkt noch stark spekulative Züge anhaften dürften. *Ansteigende Tendenzen der Nitratgehalte in Grund- und Trinkwässern sind zu brechen und schliesslich soll die Belastung sämtlicher Trinkwässer mit Nitrat konstant unter einem Wert von 40 mg NO₃/l gehalten werden.* Auf der Ebene kurativen Handelns würde eine entsprechende Zielsetzung lauten, die Zahl der Einwohner, die Trinkwasser mit mehr als 40 mg NO₃/l konsumieren, sei innert jeweils 10 Jahren um die Hälfte zu reduzieren. Auch hier trägt die Zahl von «10 Jahren» spekulative Züge und kann erst im Verlaufe zukünftiger Diskussions- und Entscheidungsprozesse konkret festgelegt werden.

Bezogen auf die Nitratgehalte im Trinkwasser und in für zukünftige Trinkwassernutzung bezeichnete Grundwässer können folgende Vorgehensweisen vorgeschlagen werden:

Gehalt an NO ₃ mg/l	Massnahmen
A 30–40 (bei steigender Tendenz auch schon bei tieferen Gehalten)	Präventiver Stabilisierungsplan (Vorsorgeprinzip) mit der Absicht, den Trend zu brechen
B 40–100	Sperren für die Zubereitung von Säuglingsnahrung (öffentliche Bekanntgabe). Als befristete Massnahme Verteilen von nitratarmem Trinkwasser. Genaue Erfassung der Ursachen. Verbindlicher Sanierungsplan mit intensivierter landwirtschaftlicher Beratung und wissenschaftlicher Erfolgskontrolle.
C 100 (tolerierbarer Maximalwert der WHO in den «European Standards for Drinking Water») (168)	Sperren für sämtliche Nutzung als Trinkwasser. Im übrigen intensiviert wie bei (B).

Zur Herkunft des Nitrates im Trinkwasser

Allgemeines

Der Stickstoffkreislauf

Stickstoff (chemisches Symbol: N) ist ein unentbehrlicher Grundnährstoff für die Pflanzen. Er bewegt sich in verschiedenen Formen in einem qualitativ gut bekannten, aber komplizierten Kreislauf durch Luft, Boden, Gewässer und Organismen aller Art (Abb. 4).

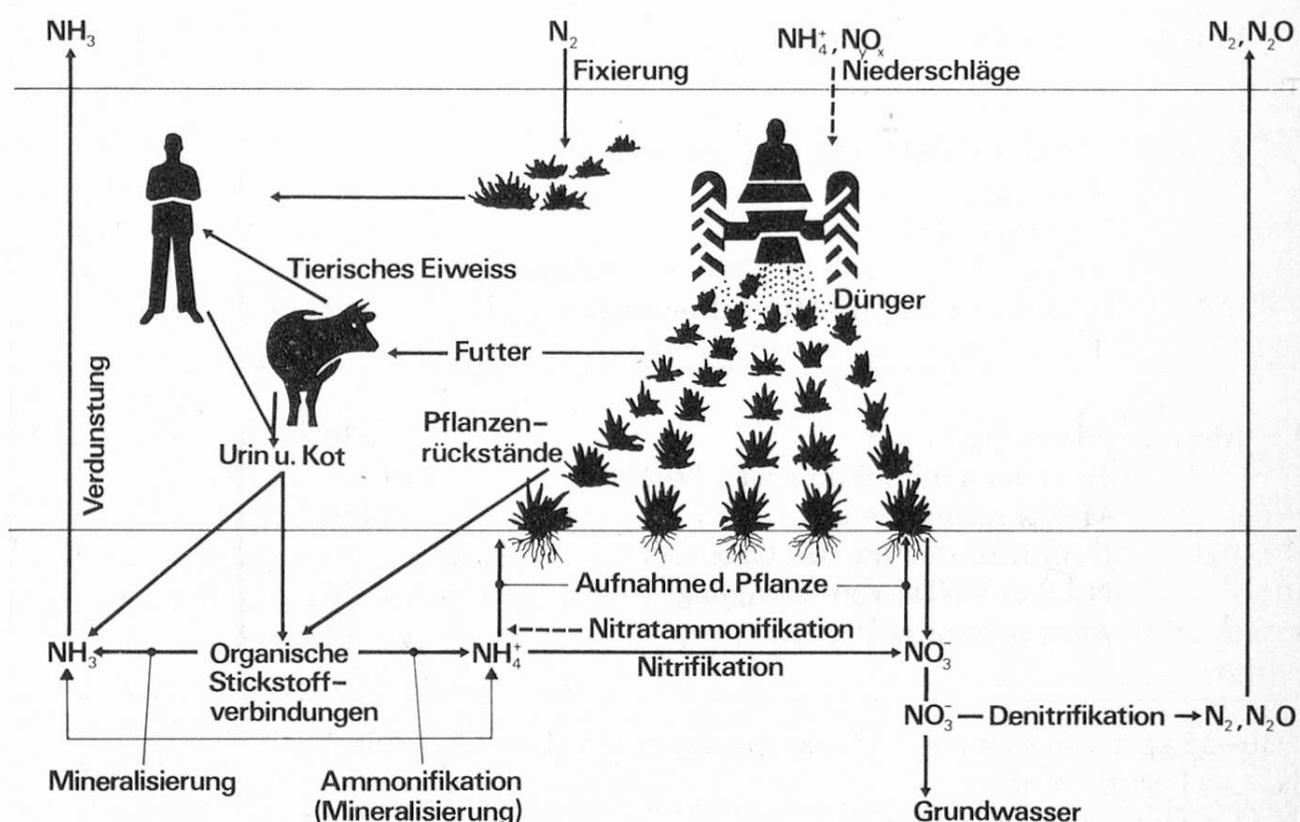


Abb. 4. Der N-Kreislauf, vereinfacht, nach NAS, 1978 (5)

Fast der gesamte (bio-)chemisch relevante Stickstoff unseres Planeten befindet sich in molekularer Form (N_2) in der Atmosphäre (99,4%) und gelöst in den Meeren (0,5%). In der organischen Substanz der Böden sind ca. 0,05% gebunden und in Lebewesen zirkuliert ein verschwindend kleiner Teil von etwa 0,0005% (57). Der Nitratanteil im Gesamtstickstoffhaushalt eines Bodensystems beträgt etwa 1–3% (NAS, 1978 (5)). Die Bedeutung des Nitrats in der Gesamtbilanz ist also rein qualitativer Art, aber für den Stickstofftransport ins Grundwasser entscheidend. Im engen Produktionssystem Boden-Pflanze stellt dieses Ion die Haupttransport-

form, die Hauptwirkform und die Hauptauswaschform dar. Die uns letztlich betreffenden Wirkungen des Nitrats hängen ausschliesslich von der aktuellen Konzentration dieses Ions in der Bodenlösung und von der Sickerwassermenge ab (Anreicherung im Grundwasser und übermässige Akkumulation in gewissen Nahrungs- und Futterpflanzen), was eng mit der land- bzw. forstwirtschaftlichen Bewirtschaftungsweise gekoppelt ist.

Stickstoffbilanz

Die Stickstoffbilanz eines landwirtschaftlichen Bodens, d. h. eines Teilbereiches des ganzen N-Kreislaufes, sieht für schweizerische Mittellandverhältnisse überschlagsmässig wie folgt aus (Tabelle 2):

*Tabelle 2. Stickstoffbilanz (kg N/ha landwirtschaftlicher Nutzfläche)
(Schweiz 1980, geschätzter Durchschnitt von insgesamt ca. 1 Mio ha)*

Vorrat: Im Boden (zu 98% organisch gebunden)	10 000
Zufuhr: Hofdünger (inkl. 5 kg Klärschlamm-N)	160*
Handelsdünger	60
Niederschläge	20
Biologische N ₂ -Fixierung (bes. Leguminosen)	60
N-Mobilisierung (N-Mineralisierung)	150
	450
Abgang: Pflanzen geerntet	220
Temporäre Immobilisierung (Wurzeln, Mikroorganismen usw.)	150
Denitrifikation (zu den Gasen N ₂ , N ₂ O) und NH ₃ -Verflüchtigung	70
Auswaschung (Nitrat-N)	10
	450

* 30–35 kg davon stammen indirekt aus importierten Futtermitteln

N₂ = Luftstickstoff

N₂O = Distickstoffoxid (Lachgas)

NH₃ = Ammoniak

nach Stadelmann et al., 1981 (21)

Die im Durchschnitt pro ha ausgewaschene Nitratmenge entspricht etwa 2,5% des Gesamtumsatzes an Stickstoff. Bei einseitiger Bodennutzung, übermässiger Bodenbearbeitung, ungünstigen Bodenverhältnissen und/oder unangepasster Düngerwirtschaft können sich beträchtliche Abweichungen von den überschlagsmässigen Mittelwerten ergeben, die sich in viel grösseren Auswaschungs- und Verflüchtigungsverlusten niederschlagen (bis zum zwanzigfachen oder noch mehr).

Die dominierende Stellung des Hofdüngers kann als schweizerischer Sonderfall beschrieben werden. Im Jahre 1977 entfielen von durchschnittlich 210 kg N, die auf eine ha landwirtschaftliche Nutzfläche im Jahr ausgebracht worden sind, 155 kg auf Hofdünger (= 74%), 50 kg auf Handelsdünger (= 24%) und 5 kg auf Klärschlamm (= 2%). Etwa 8% wurde als Nitrat-N, 38% als organischer N und 54% als Ammonium-N gedüngt (21). Einen Vergleich des Verbrauches an Handelsdüngern in verschiedenen europäischen Ländern gibt Tabelle 3.

Tabelle 3. N-Handelsdüngerverbrauch in verschiedenen europäischen Ländern in kg N/ha landwirtschaftlicher Nutzfläche (21)

Jahr	CH	A	F	BRD	DDR	NL
1976	44	39	57	100	120	207
1979	64	46	65	120	124	202

Stickstoffformen und -mengen des Bodens

Stickstoffverbindungen des Bodens können grob eingeteilt werden in zwei Gruppen:

- Wasserunlösliche Formen: organische N-Verbindungen und an Tonmineralien angelagertes Ammonium (NH_4^+).
- Wasserlösliche Formen: Nitrit, Nitrat und ein Teil des Ammoniums, welche direkt pflanzenverfügbar sind. Die Hauptaufnahmeform für die meisten Pflanzen ist das Nitrat (57).

Die nicht direkt pflanzenverfügbarer, organischen N-Formen machen einen Anteil von weit über 90% (normalerweise 98%) des Bodenstickstoffs aus (58) und werden kaum ausgewaschen. Verluste können aber durch oberflächliche Abschwemmung entstehen. Pro Hektar sind in der durchwurzelten Bodenschicht etwa 10 t organisch gebundener Stickstoff vorhanden (3 bis 50 t, sehr grosse Mengen v. a. in Moorböden); der grösste Teil (50–70%) liegt als schwer abbaubarer Dauerhumus vor (Stickstoff eingebaut in z. T. aromatischen, heterozyklischen Huminstoffen). Die leicht abbaubaren organischen N-Verbindungen des Nährhumus (Eiweisse, Aminosäuren u. ä.) stammen aus Ausscheidungen und Rückständen von Mikroben, Pflanzen und Tieren. Die Ausscheidungen gelangen als Hofdünger, Klärschlamm oder (Müll-)kompost in den Boden. Pflanzen liefern organischen Stickstoff in Form von Ernterückständen. Besonders ergiebige Lieferanten von organischem Stickstoff sind Leguminosen, die zusammen mit symbiotisch lebenden Bakterien Wurzelknöllchen bilden. Diese sind fähig, pro Jahr 50–300 kg Luftstickstoff (N_2) /ha zu fixieren, d. h. in organische Verbindungen einzubauen (59). Dieser Stickstoffgewinn ist ein wesentlicher Beitrag zur N-Versorgung der Pflanzen, kann aber – bei Umbruch – zu einer wichtigen Ursache der Nitratbelastung von Grundwasser werden (Abb. 3).

In der wasserlöslichen Fraktion des Bodenstickstoffs macht Nitrat in der Regel einen Anteil von 97–99% aus (21). Je nach Bodenart, Bepflanzung und Düngung

gung können lösliche organische N-Verbindungen oder Ammonium (saure Böden) stärker ins Gewicht fallen. Nitrat wird entweder als Handelsdünger eingebracht oder es bildet sich aus organischen Formen oder Ammonium durch mikrobielle Prozesse (Nr. [3] und [4] in Abb. 5). Nitrat wird von den Bodenkomponenten nicht festgehalten und daher, Sickerwasser vorausgesetzt, leicht ausgewaschen. Es ist aber auch jene N-Form, die von den Pflanzen bevorzugt aufgenommen wird. Daher ist der Nitratgehalt (und folglich die Nitratauswaschung) eines gut bewachsenen Bodens niedrig und beträgt meist nicht mehr als 10 bis 30 kg NO₃-N/ha. In Brachperioden oder bei Kulturen mit hohem Bracheanteil (Mais, Reben, Gemüse) kann der Nitratgehalt aber je nach Bodenart und Düngung rasch auf mehrere 100 kg N/ha ansteigen (60).

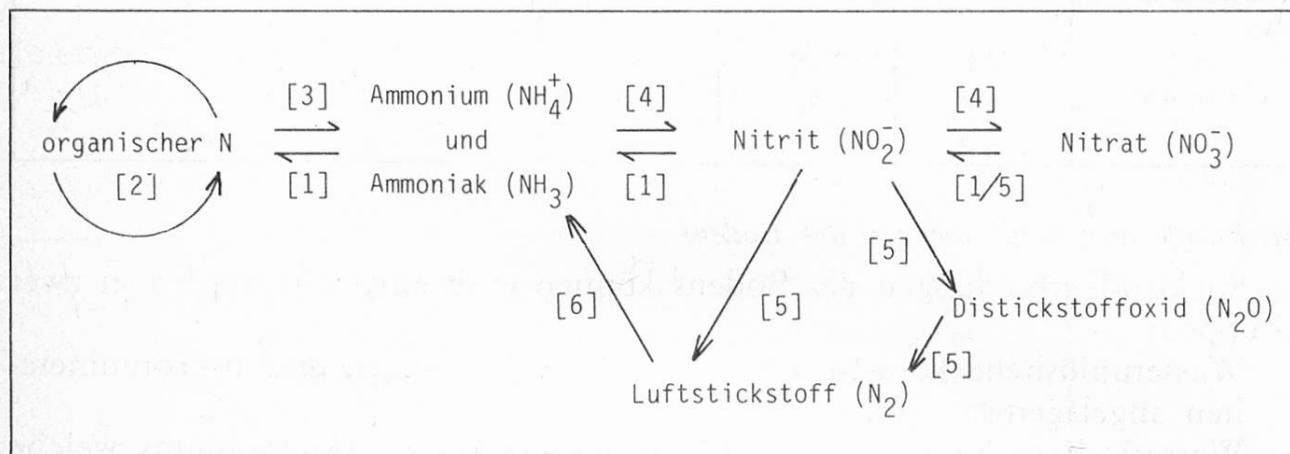


Abb. 5. Vereinfachter biologischer N-Kreislauf (5)

Die bei den Reaktionspfeilen stehenden Zahlen bedeuten folgende, z. T. komplexen Prozesse:

- [1] Assimilation anorganischer N-Formen (Einbau von Stickstoff in die pflanzliche Biomasse in Form von Eiweissen, DNS u. a. m.)
 - [2] Heterotrophe Umwandlungen
 - [3] Ammonifikation (= N-Mineralisation = N-Mobilisierung)
 - [4] Nitrifikation
 - [5] Denitrifikation
 - [6] N-Fixierung (biologisch oder technisch mittels Haber-Bosch-Verfahren)

Nitrit kommt in Böden meist nur in geringen Spuren vor. Es entsteht während der Nitrifikation aus Ammonium oder Ammoniak ([4] in Abb. 5), wird aber sofort zu Nitrat weiter oxidiert. Durch mikrobielle Abbauprozesse entsteht über verschiedene Zwischenstufen Ammonium (Ammonifikation = [3] in Abb. 5). Die durchschnittlich jährlich produzierten Mengen liegen zwischen 100 und 200 kg N/ha, in Extrempfällen (kalkreiche Niedermoorböden) bis zu 1000 kg N/ha (5, 59). Ammonium ist vor allem nach Ammonium-, Harnstoff- und Güssdüngung und in sauren Böden in nennenswerten Mengen vorhanden und ist überdies ein Abbauprodukt des Düngemittels Kalkstickstoff (21). Ammonium wird an Tonminerale und an Sorptionsstellen des Humus adsorbiert (angelagert) und daher viel weniger ausgewaschen als Nitrat. Unter alkalischen Bedingungen und bei Trok-

kenheit sowie direkt beim Gülleausbringen kann es als Ammoniak (NH_3) gasförmig in die Luft entweichen. Dieser Verlust kann gelegentlich recht hoch sein und somit ein Umweltrisiko (auch für Wälder) darstellen (164).

N-Umsetzung im System Boden – Pflanze – Luft

Einen Überblick gibt ein vereinfachtes Schema des biologischen N-Kreislaufs (Abb. 5).

Die für das Nitratproblem relevanten Prozesse sind die N-Mineralisation und die Nitrifikation, die im folgenden näher beschrieben werden (nach 21 und 22).

Erster Schritt: N-Mineralisation

Eine Vielzahl von Mikroorganismen ist befähigt, aus dem organischen Bodenstickstoff in einem relativ langsam ablaufenden Vorgang Ammoniak zu bilden. Der Prozess verläuft über mehrere Zwischenstufen. In der Praxis stammt der grösste Teil der mobilisierten N-Menge aus leicht abbaubarem Nährhumus. Man rechnet mit einer Nettomineralisierungsrate von 1–2% pro Jahr, das entspricht im Schnitt ca. 100–200 kg mineralisiertem N proha, in Extremfällen (kalkreiche Niedermoorböden) bis ca. 1000 kg N/ha und Jahr. In solchen Fällen muss mit grossen N-Verlusten durch Nitratauswaschung sowie Denitrifikation und Verflüchtigung (N_2 , N_2O , NH_3) gerechnet werden.

Das pH-Optimum liegt um pH 8. In sauren Böden ist die Mineralisierung deutlich gehemmt, im alkalischen Bereich kann der Stickstoff als Ammoniak gasförmig entweichen. Einen wichtigen Einfluss übt auch die Temperatur aus. Dabei werden verschiedene Optima gefunden, die sich vermutlich mit verschiedenen Mikroorganismenpopulationen decken: 1) 10–15 °C, 2) 40–50 °C, 3) über 65 °C (in unseren Regionen nicht relevant). Auch bei 0 °C, wenn die Pflanzen keinen N-Bedarf aufweisen, findet noch eine Mineralisierung statt (10–20% der bei 40 °C beobachteten Intensität). Zwischen 0 und 10 °C hat eine kleine Bodentemperaturerhöhung eine starke Steigerung der Mineralisierung zur Folge. Düngen mit Hof- und Abfalldüngern und Umbruch von Kleematten (N-Fixierer) im Herbst und Winter stellen daher eine starke Grundwassergefährdung dar (21). Auch im Bereich 30–40 °C hat eine leichte Temperaturerhöhung eine starke N-Mobilisierung zur Folge. Solche Bodentemperaturen können hierzulande im Sommer bei Brache und Teilbrache (Reben, Mais, Gemüse ohne Untersaat) auftreten. Fördernd auf die Mineralisierung wirkt auch ein Austrocknen und Wiederbefeuften (im Sommer auf Äckern) sowie Gefrieren und Wiederauftauen des Bodens. Das ist darauf zurückzuführen, dass a) durch diese Prozesse Aggregate zerfallen und eingeschlossene organische Stoffe den Mikroorganismen zugänglich werden und b), dass organische Stoffe durch Desorption freigesetzt werden (58). Wasser- und Sauerstoffmangel wirken hemmend, obwohl eine N-Mineralisierung auch unter anaeroben Bedingungen (= ohne Sauerstoff) stattfindet.

Für die potentiellen Mineralisierungsraten und -mengen sind die Bodennutzung und die Gesamtheit aller Bodeneigenschaften von Bedeutung. So haben Wiesenböden wegen ihres höheren Anteils an Nährhumus (abgestorbene Pflan-

zenwurzeln usw.) ein stärkeres N-Nachlieferungsvermögen als Ackerböden, während diese stärker reagieren auf Schwankungen von Temperatur, Wasserverhältnisse und Sauerstoff (Bodenlockerung). Die häufig geäusserte Ansicht, es müsse dem Boden soviel N zugeführt (gedüngt) werden, wie ihm durch die Pflanze entzogen wird, trägt dem Phänomen der natürlichen N-Nachlieferung keine Rechnung (vgl. Kapitel «Ursachenbekämpfung», N_{min} -Methode, Seite 254).

Eine weitere wichtige Einflussgrösse ist das Verhältnis von organischem Kohlenstoff (C) zu Stickstoff (N) in einem Boden. Je enger das C:N-Verhältnis, desto ergiebiger fällt Ammonium an. Ist das C:N-Verhältnis grösser als 20, so profitiert die Pflanze kaum mehr von der N-Mineralisation, da die Mikroorganismen das gebildete Ammonium zum Aufbau ihrer eigenen Zellsubstanz benötigen (= biologische N-Sperre). Für den Landwirt ist es nicht nur aus Gewässerschutz-, sondern auch aus ökonomischen Gründen wichtig, dem Boden mit der N-Düngung – egal ob Hof- oder Handelsdünger – eine adäquate Zufuhr an C zu sichern (Huminstoffe in Form von Stroh, Streu, Kompost u. ä.). Man spricht in diesem Zusammenhang von Bodenverbesserung oder vom Humuseffekt. Die bioregulatorische Wirkung der Huminstoffe auf Nährstoffangebot und -verwertung, ferner auf Bodengefüge, Feuchtigkeitsgehalte usw. wirkt sich dabei auf die Ertragsbildung um so günstiger aus, je ungünstiger die übrigen Wachstumsbedingungen sind (26).

Zweiter Schritt: Nitrifikation

In unseren klimatischen Zonen vollziehen sog. Salpeterbakterien den zweiten Schritt, die zweistufige Oxidation von Ammonium über Nitrit (insbesondere durch Nitrosomonas) zu Nitrat (insbesondere durch Nitrobacter). (Unter anderen Bedingungen ist auch Photonitrifikation möglich.) Die Nitrifikation läuft im Gegensatz zur N-Mineralisation im Boden sehr schnell ab.

Ammonium, das durch N-Mineralisation im Boden gebildet oder durch Gülle oder Handelsdünger in den Boden gelangt, wird normalerweise innerhalb von wenigen Tagen oder Wochen zu Nitrat oxidiert. Aus diesem Grunde sind ammoniumhaltige Düngemittel (also auch Gülle) bezüglich Nitrateauswaschung fast ebenso gefährlich wie nitrathaltige. Die optimalsten Nitrifikationsbedingungen liegen in einem Boden-pH-Bereich von 8,3–9,3; in alkalischen Böden besteht also die höchste Auswaschungsgefahr. Unter einem pH-Wert von 5 wird kaum mehr Nitrat gebildet (Abb. 6). In den meisten sauren Böden stellt das Ammonium die Endstufe der N-Mobilisierung dar, es wird kaum Nitrat ausgewaschen. Werden aber solche Böden aufgekalkt, besteht eine grosse Gefahr von Nitratverlusten.

Die optimale Temperatur liegt zwischen 25–35 °C. Über 40 °C wird nur noch wenig NH_4^+ und NO_2^- oxidiert. Die Minimaltemperatur liegt bei 0 °–4 °C, weshalb auch im Winter Nitrat gebildet und ausgewaschen werden kann, was besonders beim Angebot von ammonium- und eiweißhaltigen Düngern (z. B. Gülle) im Spätherbst und Winter vorkommt (61).

Die Nitrifikation erfordert eine hohe Sauerstoffversorgung. Unter anaeroben Bedingungen findet keine Nitrifikation statt. Im Ackerboden läuft die Nitrifika-

tion wegen der besseren Durchlüftung schneller ab als im Grünlandboden. Die Lockerung des Bodens kann die Nitrifikation um ein Mehrfaches steigern. Bei einer geschlossenen Pflanzendecke (Grasland) treten wegen der hohen Wurzelatmung im Boden partiell anaerobe Zonen auf, die die Nitrifikation und somit die Nitratauswaschung reduzieren. In gut durchlüfteten Sandböden werden, im Gegensatz zu schweren Böden, die Ammoniumionen schnell nitrifiziert. Die stärkste Nitrifikation findet bei einem Wassergehalt von 60–80% der maximalen Wasserkapazität statt; in wassergesättigten Böden wird die Nitrifikation eingestellt.

Beim Verrotten von verholztem Material, z. B. bei der Kompostierung, entstehen Stoffe (phenolische Spaltprodukte des Lignins), die auf die Nitrifikation hemmend wirken (45, 62). Auch von der Düngemittelindustrie werden (künstliche) Nitrifikationshemmer zur Eindämmung des Nitratproblems angeboten. Über deren Einsatz wird im Kapitel «Symptombekämpfung», Seite 257 diskutiert.

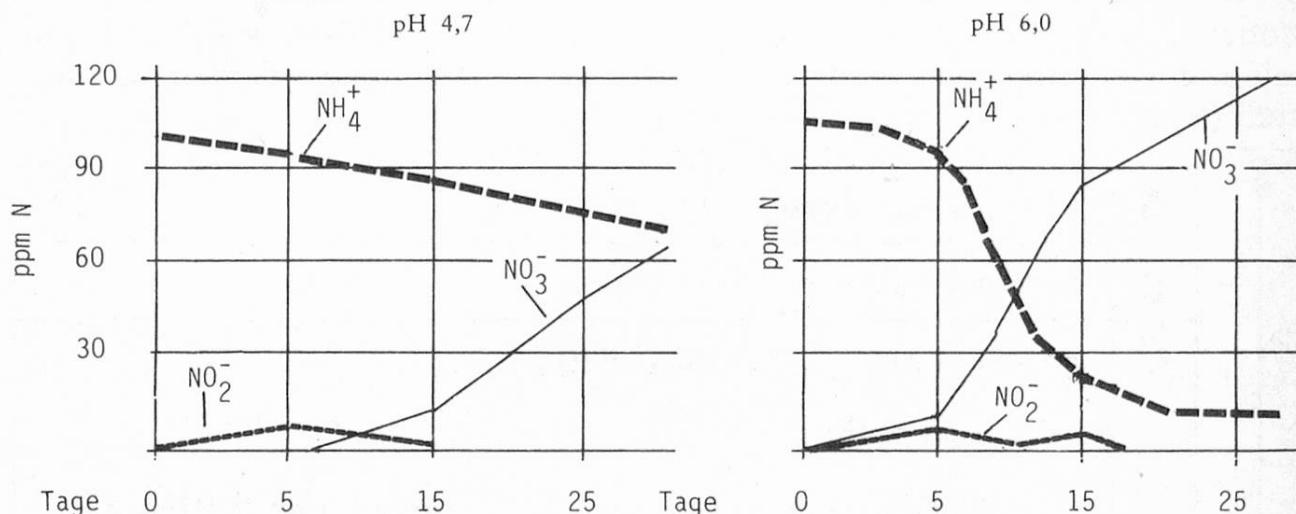


Abb. 6. Nitrifikation in Abhängigkeit des Boden-pH (23)

Prozesse im System Boden – Luft

Diese Prozesse sind neben der Nitratauswaschung die zweite wichtige Quelle von Stickstoffverlusten. Einerseits wird aus Ammonium Ammoniak gebildet, und zwar desto mehr, je höher der Boden-pH-Wert ist. Mit steigender Temperatur nimmt die Verdunstung von Ammoniak zu. Beim Ausbringen von Gülle in der warmen Jahreszeit können so Ammoniakverluste bis zu 70% entstehen, das entspricht 50% oder mehr der gesamten in Gülle enthaltenen Stickstoffmenge (Lit. bei 25). Andererseits kann bei einem Boden-pH über 5 und tiefem Sauerstoffgehalt eine Denitrifikation durch fakultativ anaerobe Bakterien stattfinden: Nitrat wird zu elementarem Stickstoff (N_2), «Lachgas» (N_2O) oder Stickstoffmonoxid (NO) reduziert. Vor allem die N_2O -Bildung kann wegen des zerstörerischen Einflusses auf die Ozonschicht der Stratosphäre ein weiteres Umweltrisiko darstellen (5, 63). Neuere Felduntersuchungen lassen vermuten, dass die gasförmigen Stickstoffverluste (NH_3 , N_2 , N_2O) viel grösser sind als bisher angenommen wurde, z. B. 55 kg N_2O -N/ha und Jahr auf mineralisch gedüngten Wiesen (Lit. bei 25).

Der Anteil des aus Landwirtschaftsböden (inkl. Alpweiden) stammenden N_2O , welches im Zusammenhang mit dem Ozonabbau in der Stratosphäre diskutiert wird, beträgt in der Schweiz etwa 75% der gesamten denitrifizierten N_2O -Menge (oder 22 000 t N_2O -N jährlich). Demgegenüber sind die Verluste von NO und NO_2 aus der Landwirtschaft vernachlässigbar, sie betragen etwa 3% der in der Schweiz jährlich emittierten Menge von 180 000 t NO_2 -Äquivalenten (64).

Einflüsse auf die Nitratauswaschung

Fast alles Grundwassernitrat wurde ursprünglich im Boden gebildet oder hat ihn zumindest passiert. Rund 90% des Nitrats wird im Boden aus Ammonium und organischen Verbindungen mikrobiell gebildet (Mineralisierung und Nitrifikation), nur etwa 10% gelangen durch Dünger und Niederschläge direkt in den Boden (21). Die für die Auswaschung relevanten Einflussgrößen werden für mittel- und westeuropäische Klimaverhältnisse wie in Abbildung 7 dargestellt eingestuft (65).

A B C D	<p>Sickerwassermenge</p> <p>Art und Dauer des Bewuchses</p> <p>Bodenart und -durchlässigkeit - Humusgehalt - Biologische Aktivität (N-Fixierung und N-Mineralisierung), Melioration und Bodenbearbeitung</p> <p>Aktuelle N-Düngung (organisch und / oder mineralisch)</p>
--	---

Abb. 7. Einflussgrößen auf die Nitratauswaschung ins Grundwasser nach Ceratzki 1973 (65)

Diese Reihenfolge darf natürlich nicht mechanisch interpretiert werden, denn alle Faktoren, die zum Teil schon in sich komplex strukturiert sind, stehen in einem dynamischen Wechselverhältnis. So muss z. B. bei ungünstigen Boden- und Witterungsverhältnissen der Düngung in der heute üblichen Dosis ein grösserer Einfluss zugeordnet werden (52); vgl. Abschnitt «Einfluss der Düngung», Seite 270 ff.).

Einfluss der Sickerwassermenge (A)

Obwohl im Sommer die meisten Niederschläge zu verzeichnen sind, tritt in jener Zeit wegen starker Evapotranspiration (Verdunstung plus Transpiration durch Pflanzen), insbesondere auf bewachsenen Böden, kaum Sickerwasser auf.

Die grössten Mengen an Nitrat werden daher in den Monaten November bis Mai ausgewaschen (Abb. 8). Eine Verminderung der Sickerwassermenge, aber auch eine verstärkte Aufnahme von Nitrat aus dem Boden, lässt sich in den Wintermonaten durch Zwischenfutteranbau, z. B. durch Raps, erreichen (32).

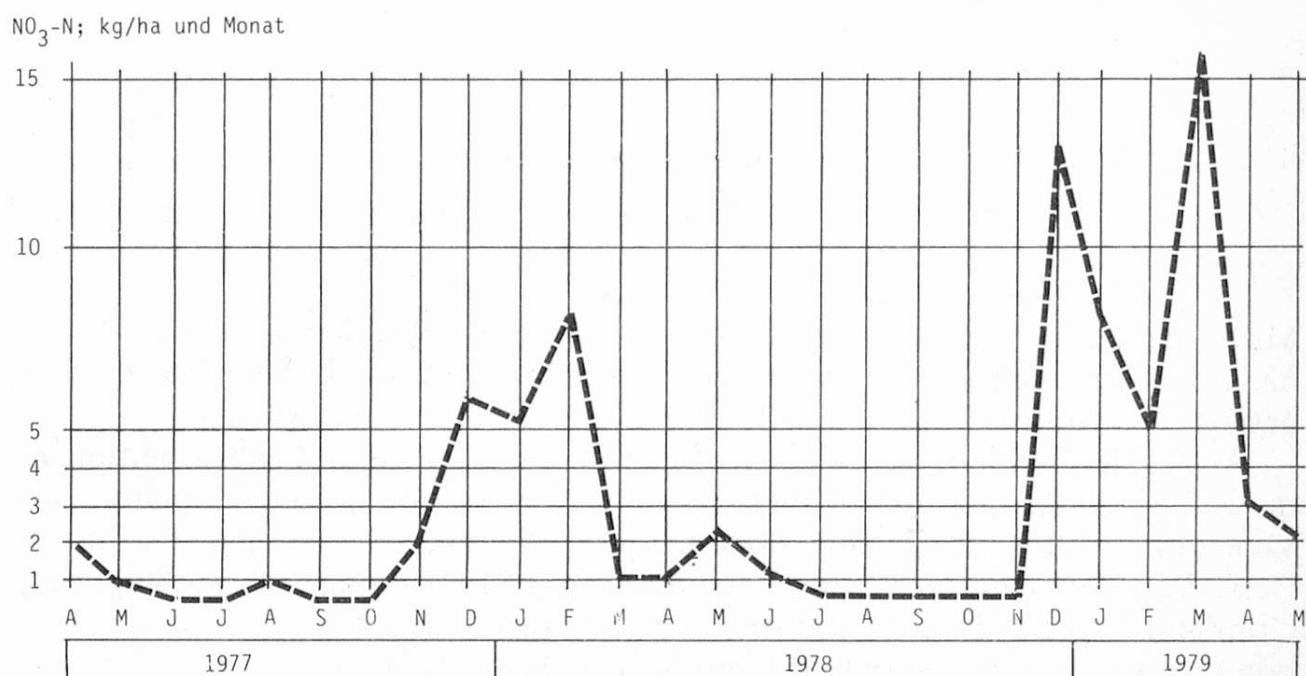


Abb. 8. Nitratleaching aus einem Ackeraugebiet mit Maulwurfdrainage (Schwanden) nach Versuchen der FAC Liebefeld/Bern (3)

Einfluss des Bewuchses (B)

Im allgemeinen kann eine Abnahme der N-Auswaschung in der Reihenfolge Mais, Gemüse oder Reben (ohne Untersaaten), Hackfrucht, Getreide, Grünland, Wald angenommen werden (siehe auch Schema auf Seite 230 der «Übersicht»).

Neben den Unterschieden in Düngung und Bracheanteil spielen die Unterschiede in der Art der Bepflanzung eine Rolle. Der Verbrauch an Wasser für die Transpiration ist bei Dauergrünland und Wald grösser als beim Ackerland, was eine kleinere Sickerwassermenge und somit auch eine geringere Nitratleaching zur Folge hat. Der Verbleib an mineralisierbaren Ernterückständen ist bei Gemüse, Hackfrucht und Getreide gross. Der in den Rückständen eingebaute Stickstoff wird mineralisiert und – besonders bei Brache im Winter – als Nitrat ausgewaschen. Der Verbrauch von Nitrat durch Assimilation und Denitrifikation in stark durchwurzelten Böden bei Dauergrünland ist gross. Aber auch Gras kann nicht unbegrenzte Düngermengen aufnehmen, wie jüngste Versuche bestätigt haben (Tabelle 4). Zudem können überhöhte Stickstoffgaben auf Grasland zu toxikologisch bedenklich hohen Nitratgehalten im Futter führen (39).

Neue Feldversuche in der Schweiz ergaben, dass die Nitratleaching bei Grünland und bei Wald nicht unbedingt unterschiedlich zu sein brauchen. Die Messungen erfolgten in einem ganz bewaldeten und in einem Gebiet mit 30% Wald und 70% Weide im Emmental. Die Nitratleaching betrug im 6jährigen

Tabelle 4. Nitratauswaschung unter Gras in Abhängigkeit steigender Stickstoffdüngung. Es fällt auf, dass im ersten Jahr, wo das Wurzelsystem offenbar noch nicht voll entwickelt war, die Nitratauswaschung deutlich höher war als später (67)

N-Gaben Ammonnitrat (kg N/ha)	N-Auswaschung (kg N/ha)		
	1978/79	1979/80	1980/81
250	6	2	1
500	103	12	11
900	376	168	196

Mittel bei 100% Wald 13,5 kg NO₃-N/ha und bei 70% Weide 14 kg NO₃-N/ha. Zum Vergleich: In landwirtschaftlichen Gebieten mit hohem Bracheanteil beträgt die Auswaschfracht 50–200 kg NO₃-N/ha und Jahr (95).

Ausser der Bepflanzung spielt in obiger Reihenfolge die Bodenbearbeitung eine Rolle: Steigerung der Mineralisierung/Nitrifikation durch Zunahme des Sauerstoffgehaltes infolge Bodenbewegung bei Gemüse/Reben, Hackfrucht und Getreide. Der Umbruch von Leguminosen (N₂-Fixierung, «Gründüngung»), Grünland und Brache führen zu einer vorübergehenden, teilweise massiven Erhöhung der Nitratauswaschung (vgl. Abb. 3, Seite 252).

Einfluss der Bodeneigenschaften (C)

Mit Zunahme des Feinkornanteils (Ton 2 µm, Schlufffraktion 2–20 µm) der Böden nimmt die Nitratauswaschung in der folgenden Reihenfolge ab:

Kies > Sand > Lehm > Ton.

Die Ursache liegt in der Verringerung der Wasserdurchlässigkeit und der Zunahme der Bodenfeuchte mit steigendem Feinkornanteil, was verbunden ist mit einer Verringerung des Sauerstoffgehaltes sowie des Redox-Potentials des Bodenwassers. In Tonböden wird zudem Ammonium adsorbiert (festgelegt), und die Denitrifikationsrate erhöht sich. Linear mit dem Humusgehalt steigt die mineralisierte N-Menge, und die Nitratauswaschung nimmt in der folgenden Reihe ab:

stark humos > schwach humos > Mineralboden (68).

Die Einflüsse auf die mikrobiellen Prozesse, die dem Humusabbau zugrunde liegen (N-Mineralisierung und Nitrifikation), wurden im vorgehenden Abschnitt abgehandelt.

Einfluss der Düngung (D)

Handelsdünger

Oft wird die Nitratauswaschung ausschliesslich dem exponentiell steigenden Einsatz von Handelsdüngern («Kunstdünger», vgl. Abb. 9) angelastet. Sicher hat der Handelsdüngereinsatz – verbunden mit dem Zwang zu ständiger Mehrpro-

duktion und Rationalisierung in der Landwirtschaft – seinen direkten Anteil am Nitratproblem, was in den EG-Ländern noch viel stärker ausgeprägt ist als in der Schweiz ((7); vgl. auch Tabelle 3). Dennoch ist die oben erwähnte, oft gehörte Behauptung in dieser Ausschliesslichkeit falsch. In der Schweiz stammen im Schnitt nur etwa 24% der den landwirtschaftlichen Böden zugesetzten N-Menge aus Handelsdüngern (74% aus Hofdüngern und 2% aus Klärschlamm) (21). Bei Vergleichen des N-Düngereinsatzes gegenüber früher sollten zudem auch die heutigen, erhöhten N-Entzüge (Pflanzenerträge) – allerdings teilweise in der unerwünschten Form von Nitrat im Pflanzengewebe – mit in die Rechnung einbezogen werden.

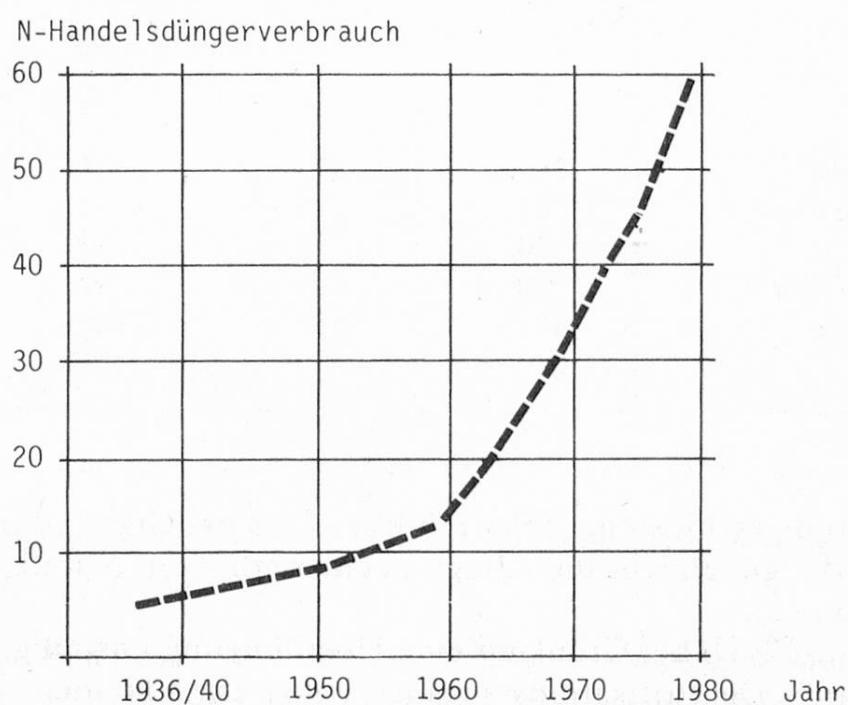


Abb. 9. N-Handelsdüngerverbrauch in der Schweiz von 1936 bis 1980 (in kg N/ha landwirtschaftliche Nutzfläche und Jahr)
nach Stadelmann et al., 1981 (21) und Angaben des Schweiz. Bauernsekretariates

Dass auch ökonomische Überlegungen den Landwirt dazu führen, mit Handelsdüngern eher sparsam umzugehen, muss angesichts des immer noch relativ billigen Preises dieser Produkte eher als Zweckaussage gewertet werden. So sind in einigen EG-Ländern gewisse Aspekte der Handelsdüngerproduktion steuerfrei (z. B. keine Abgaben auf Erdölprodukten) (7). Diese Wertung wird auch unterstützt durch Erhebungen in der Praxis.

Eine Untersuchung über den Düngereinsatz in der Westschweiz kommt zum Schluss, dass die von den Forschungsanstalten herausgegebenen Normen zwar ungefähr dem Optimum entsprechen, dass aber die in der Praxis verabreichten Mineraldüngermengen in vielen Fällen weit über dieser Empfehlung liegen (34). Untersucht wurden 380 Betriebe mit einer Anbaufläche von insgesamt ca. 22 ha über einen Zeitraum von 3 Jahren.

Es zeigte sich, dass die durchschnittlichen Düngerkosten bei jeder Kultur höher lagen als die durchschnittlichen Kosten einer Düngung nach den Normen. Dies, obwohl bei der Berechnung von einer Düngung nur mit Handelsdüngern ausgegangen wurde, während in der Praxis auch Hofdünger zur Anwendung gelangten. Würden die Landwirte den Empfehlungen der Forschungsanstalten folgen, sollten deshalb die durchschnittlichen Düngekosten tiefer liegen als die in der ersten Kolonne von Tabelle 5 angeführten Vergleichswerte.

Tabelle 5. Vergleich zwischen den ermittelten Düngerkosten in der Praxis und den errechneten Düngerkosten nach den Normen (34)

	Durchschnittliche Kosten nach den Normen	Höchstmögliche Kosten nach den Normen	Durchschnittliche Kosten in der Praxis	Maximale Kosten in der Praxis
	Fr.	Fr.	Fr.	Fr.
Brotgetreide	240.—	315.—	296.—	800.—
Futtergetreide	205.—	245.—	227.—	775.—
Körnermais	360.—	395.—	332.—	775.—
Speisekartoffeln	410.—	585.—	450.—	1 350.—
Zuckerrüben	405.—	530.—	469.—	1 325.—
Raps	320.—	390.—	390.—	1 000.—

Bei dauernd geschlossener Pflanzendecke, was bei Grasland der Fall ist, muss eine N-Überdüngung nicht unbedingt zu einer erhöhten Nitratbelastung führen, vgl. Abbildung 10.

Dennoch ist auch bei Grünland eine Überdüngung unsinnig, da grosse Mengen N₂O durch Denitrifikationsvorgänge entweichen können. Nach Umbruch eines überdüngten Grasbodens werden zudem Unmengen von Stickstoff mobilisiert, die bei genügend Sickerwasser ausgewaschen werden (vgl. auch Tabelle 4).

Bei nicht ganz bodenbedeckenden Kulturen (Hackfrüchte, Getreide) können überhöhte Mineraldüngergaben zu Nitratauswaschung führen. In einem Zweijahresversuch (1973 Zuckerrüben, 1974 Winterweizen) wurden folgende Ergebnisse erzielt:

Düngung 0 kg N/ha und Jahr: Auswaschung 3,6 kg NO₃-N/ha und Jahr
Düngung 90 kg N/ha und Jahr: Auswaschung 3,9 kg NO₃-N/ha und Jahr
Düngung 180 kg N/ha und Jahr: Auswaschung 9,2 kg NO₃-N/ha und Jahr
(Düngung als Kalkammonsalpeter)

In einem Parallelversuch wurde einmal mehr die katastrophale Wirkung von Schwarzbrache (ob gedüngt oder nicht!) auf die Nitratauswaschung festgestellt (nach (70)):

Düngung 0 kg N/ha und Jahr: Auswaschung 62,9 kg NO₃-N/ha und Jahr
Düngung 90 kg N/ha und Jahr: Auswaschung 109,9 kg NO₃-N/ha und Jahr
Düngung 180 kg N/ha und Jahr: Auswaschung 90,4 kg NO₃-N/ha und Jahr

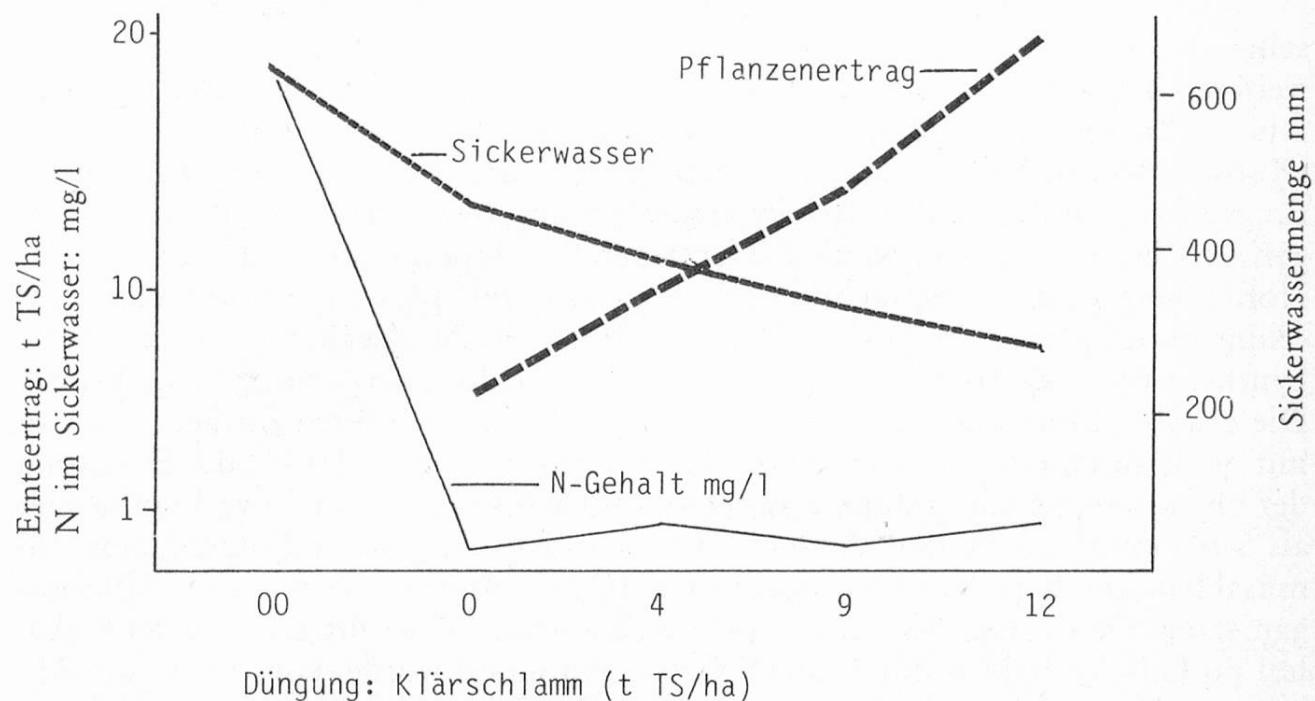


Abb. 10. Ergebnisse eines Lysimeterversuches mit steigenden Klärschlammgaben (KS) auf sandigem Lehm mit Rayras. N-Gehalt des KS: 60 kg/t TS. Niederschläge: 970 mm. Mittelwerte 1974 und 1975 (00 = unbepflanzt, ungedüngt)
nach Furrer, 1978 (69)

Einen grossen Bracheanteil und zudem häufig eine starke Düngung (grossteils Mineraldüngung) weisen Gemüsekulturen und Maisanbau auf. In solchen Gebieten – wenn zudem eine hydrogeologisch ungünstige Situation vorliegt (keine Durchmischung mit nitratarmem Wasser) – tauchen denn auch sozusagen gesetzmäßig massive Nitratprobleme auf. Unter- und Zwischenarten mildern diese Probleme stark (vgl. Kapitel «Massnahmen zur Bewältigung des Nitratproblems», Seiten 250, 251). Immense Nitratauswaschungen ergeben sich mit der heutigen Düngungs- und Anbaupraxis auch beim Rebau (ohne Begrünung grosse Bracheanteile, wenig intensive Durchwurzelung, i. a. geringe Wasserspeicherungskapazität der Böden). Obwohl Ertragseinbussen durch Unterlassung der N-Düngung im Weinbau nur mit 7–18% angegeben werden, ergeben sich Differenzen aus dem tatsächlichen Bedarf des Rebstocks zu den Düngemittelempfehlungen von bis zu 300 (!) kg N pro ha und Jahr. Der überschüssige Stickstoff wird entweder denitrfiziert, an den N-Pool im Boden gebunden oder in das Grundwasser ausgewaschen. Weinbaulich genutzte Flächen weisen daher Auswaschverluste, bezogen auf die jährliche N-Zugabe, von über 100% auf (12). Diese Zahlen stammen zwar aus Untersuchungen in der BRD; es gibt aber Hinweise, dass die Verhältnisse in der Schweiz genauso liegen (35, 108). Durch Leguminoseneinsaat könnte ganz

oder fast ganz auf die N-Düngung im Weinbau verzichtet werden. Nach Perret (79) ist im ostschweizerischen Rebbau bei einer sachgerechten Umstellung auf Begrünung mit keiner negativen Beeinflussung von Ertrag und Qualität zu rechnen, die die Vorteile der Begrünung in Frage stellen würde.

Bei der heute beobachteten, zunehmenden Differenzierung der Landwirtschaft in «reine» Ackerbau- und «reine» Viehwirtschaftsbetriebe muss noch auf weitere, indirekte Folgen des Mineraldüngerverbrauches hingewiesen werden. Die allgemeine Verfügbarkeit und der immer noch relativ billige Preis von «Kunstdüngern» fördern diesen, insgesamt ökologisch ungünstigen Differenzierungsprozess in der Landwirtschaft zusätzlich und tragen dazu bei, dass Hofdünger als Abfall betrachtet werden. Der gegenüber biologischer N-Fixierung oder Hofdüngerprodukten beträchtliche Energieaufwand (plus Transportenergie) für «Kunstdünger» wird in Diskussionen meist gar nicht erwähnt (Faustregel: die Synthese von 1 kg Stickstoff in Form von Mineraldüngern benötigt 2 kg Erdöl). Die erhöhte Mineraldüngeranwendung führt zwar zu grösseren Erträgen und somit auch zu einem grösseren Anteil an Ernterückständen, die für die Erhaltung der organischen Bodensubstanz verwertbar sind – sofern sie nicht verbrannt oder als Streu entzogen werden. Andererseits stimuliert die Mineraldüngung den Humusabbau durch Bodenmikroorganismen. (Das N-Angebot aktiviert die Mikroorganismen. Da sie zum Wachstum auch Kohlenstoff (C) benötigen und der C-Anteil im C:N-Verhältnis durch die N-Gabe vermindert wurde, kommt es zum Abbau von Humusbestandteilen: C-Zehrung.) Die Bilanz dieser beiden gegenläufigen Prozesse scheint für eine Vielzahl von Böden bei den gegenwärtig angewendeten Produktionssystemen negativ zu sein. Das heisst, es zeichnet sich vielerorts ein langsam fortschreitender Abbau der organischen Bodensubstanz ab, was neben erhöhter Nitratauswaschung zu einer Reihe weiterer ökologisch bedenklicher Prozesse führt, z. B. gehemmter Abbau von Schadstoffen, Abnahme der Wasserspeicherfähigkeit, zunehmende Erosionsgefährdung usw. (7, 26, 52, 71).

Hof- und Abfalldünger

Hofdünger (Mist, vor allem aber Gülle) und Abfalldünger (Müllkompost, vor allem aber Klärschlamm) stellen für die Grundwasserbelastung mit Nitrat generell eine grössere Gefahr dar als Mineraldünger. Besonders die viel Ammonium (bzw. Ammoniak) und leicht abbaubaren Stickstoff enthaltenden Flüssigdünger Gülle und Klärschlamm werden, infolge mangelnder Lagerkapazitäten, nach wie vor häufig zu einer Unzeit (Herbst, Winter) ausgebracht. Der organische Stickstoff von Hofdüngern, Klärschlamm und Kompost wird auch zu einer Zeit mobilisiert, wenn die Pflanzen keinen N-Bedarf haben, und kann daher bei Vegetationsruhe ausgewaschen werden. Wird Dünger im Herbst oder Winter ausgebracht, so geht der darin vorhandene Stickstoff zu einem grossen Teil durch Auswaschung und Verflüchtigung verloren (Abb. 11 und Abb. 12).

Die flüssigen Hofdünger (Gülle) müssten zur Erzielung einer optimalen Düngewirkung und Minimalisierung der Nitratauswaschung zu den gleichen Zeiten ausgebracht werden wie Mineraldünger, weil mehr als die Hälfte des in ihnen enthaltenen Stickstoffs leicht löslich ist (73).

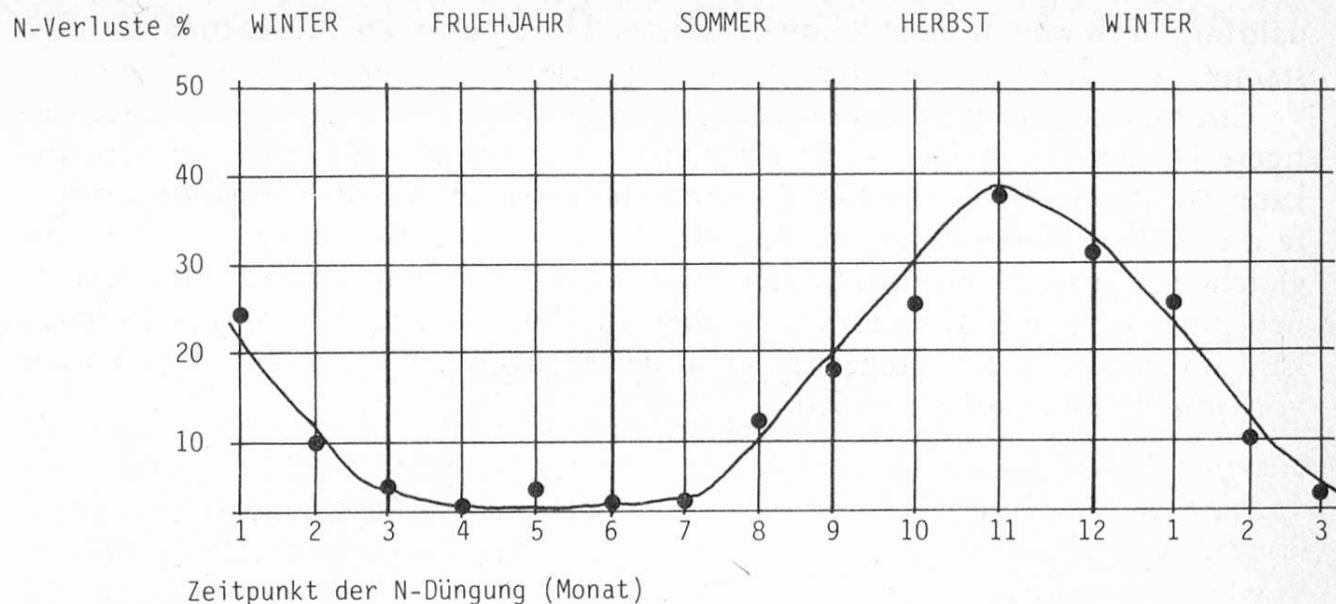


Abb. 11. Verlust an Düngerstickstoff in Abhängigkeit vom Zeitpunkt des Ausbringens nach Kolenbrander, 1969 (72)

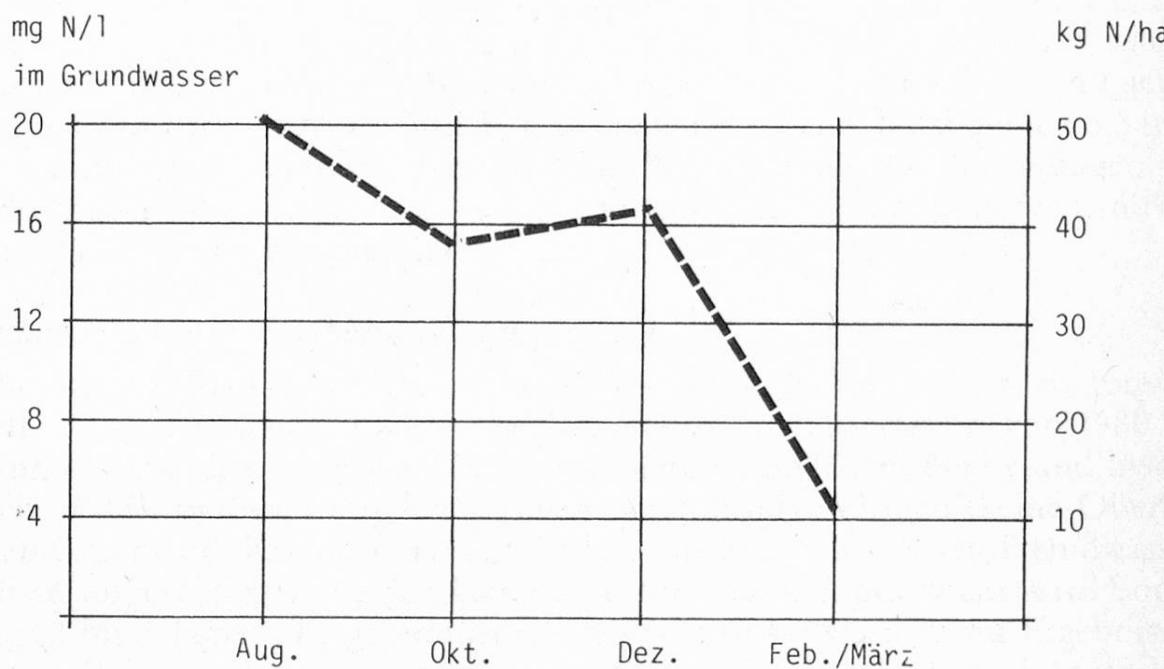


Abb. 12. Stickstoffversickerung nach Zufuhr von 30 m^3 Schweinegülle mit ca. 180 kg N/ha zu unterschiedlichen Zeitpunkten (Vergleich zu ohne Güsselung) nach Vetter et al., 1984 (73)

Dazu kommt, dass die Tierhaltung nicht gleichmässig über das Land verteilt ist, sondern in verschiedenen Gebieten starke Konzentrationen an Rindvieh, Schweinen und Geflügel auftreten (insbesondere bei industrieller Tierhaltung). Dies führt dazu, dass lokal viel mehr Hofdünger anfallen als für die Pflanzener-

nährung verwertet werden können. Dieser Überschuss an Pflanzennährstoffen stammt aus den grossen Mengen an importierten Futtermitteln (vgl. (22)).

Ein weiterer Nachteil der Hofdünger, insbesondere von Gülle, ist die schwierigere Dosierbarkeit. Der Stickstoffgehalt verschiedener Göllearten variiert und kann nur durch chemische Analyse festgestellt werden. Vor dem Ausbringen sollte die Gülle homogenisiert werden, damit vom ersten bis zum letzten Fass die gleichen Nährstoffkonzentrationen vorliegen. Göllewagen erlauben im allgemeinen nur eine sehr grobe Dosierung über die Veränderung der Fahrgeschwindigkeit, während Handelsdüngerstreuer in der Mengenverteilung eine Abweichung von nur $\pm 10\%$ aufweisen (73).

Naturlabors und wissenschaftlich begleitete Sanierungsprojekte

Der Stickstoffkreislauf der Natur ist durch Labor- und Modellversuche (Lysimetergefässe) bis in viele Details erforscht (Anhang A). Quantitative Voraussagen für die Praxis sind aber aus diesen wissenschaftlichen Erkenntnissen wegen der Vielzahl der beeinflussenden Faktoren nur möglich, wenn die relevanten Randbedingungen in die Abschätzung einbezogen werden, was i. a. grossen Aufwand bedeutet (bodenbezogene, hydrogeologische, klimatologische Einflüsse, vgl. Seite 244). Um die tatsächlichen Zusammenhänge «draussen im Felde» zu überprüfen, wurden vom Bundesamt für Umweltschutz in Zusammenarbeit mit landwirtschaftlichen Forschungsanstalten und kantonalen Laboratorien sowie Gewässerschutzämtern sog. Naturlabors eingerichtet, die diese Überprüfung in hydrogeologisch abgegrenzten und bodenkundlich charakterisierten Gebieten mit rein landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsweise vornahmen. Neben wissenschaftlichen Interessen ist es Ziel solcher Untersuchungen, die im Eidg. Gewässerschutzgesetz vom 8. Oktober 1971 (46) geforderte Sorgfaltspflicht sowie das Versickerungs- und Abschwemmungsverbot für jedermann (Art. 13 und 14) – und somit auch für Landwirte – zu verdeutlichen und exemplarische, praxisgerechte Sanierungsvorschläge zu erarbeiten. Eine wichtige Voraussetzung für das Gelingen solcher Vorhaben ist daher auch das entgegenkommende Verständnis der Landwirte, die das Untersuchungsgebiet nutzen.

Naturlabor auf dem Buechberg (Thayngen SH)

Die Stickstoffdynamik dieses etwa 30 ha grossen, landwirtschaftlich konventionell genutzten Gebietes wurde im Rahmen einer Dissertation von 1980 bis 1984 untersucht (25). Vorerst wurden topologische, bodenkundliche und hydrologische Einflussgrössen abgeklärt. Das wannenförmige Plateau (keine Oberflächenabflüsse) wird durch drei Hauptquellen entwässert, bei denen Fremdwasser-einflüsse ausgeschlossen werden können. Die Verweilzeit des Wassers im Boden beträgt 2 bis 5 Jahre. Die gesamtörtlichen Verhältnisse wurden mit Ergebnissen von vier Kleinparzellen mit Lysimeteranlagen im gleichen Untersuchungsgebiet verglichen, wobei eine hohe Übereinstimmung mit dem gesamten Untersuchungsgebiet festgestellt wurde. Mit Hilfe von fein differenzierten Düngeprotokollen, die von den Landwirten ausgefüllt wurden, konnten jährliche N-Bilanzen für das gesamte Gebiet erstellt werden. Diese stimmten mit den gemessenen Werten gut überein; die N-Vorräte im Boden blieben während der Untersuchungszeit konstant.

Während der gesamten Messperiode von 4 Jahren schwankten die Nitratkonzentrationen des Quellwassers nicht stark, waren aber tendenziell steigend. Die jährliche Nitratfracht wurde weitgehend durch die Sickerwassermenge bestimmt,

die von den Niederschlägen abhängig war. Dieser Einfluss war um so grösser, je höher die durchschnittliche Nitratkonzentration des Grundwassers lag. Änderungen der Quellschüttungen konnten aber nicht mit Änderungen der Nitratkonzentration korreliert werden. Mit grosser Wahrscheinlichkeit steht dies im Zusammenhang mit der relativ langen Verweilzeit des Wassers im Boden bis zu seinem Austritt aus der Quelle, wodurch saisonal schwankende Nitrateinträge ausgeglichen werden (vgl. auch (52)). Das Quellwasser im Einzugsgebiet unter Ackerflächen werden (vgl. auch (52)). Das Quellwasser im Einzugsgebiet unter Ackerflächen wies durchschnittliche Konzentrationen von $70 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$ auf, während unter Naturwiesen $30 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$ gemessen wurden. Je nach Niederschlagsmenge wurden unter Ackerflächen zwischen 70 und 130 kg N/ha und Jahr und unter Natur- und Kunstwiesen ca. 20 kg N/ha und Jahr ausgewaschen. Die Vergleichsgrössen aus den Lysimeterparzellen lauten: $105 \pm 20 \text{ kg N/ha und Jahr Auswaschung}$ unter Brache und 20 kg N/ha und Jahr unter Klee/Gras-Mischung. Ackerfläche um ca. 13% erhöht. Der Einfluss von Mistgaben kurz vor dem Umbruch im Spätherbst/Winter konnte in einer Kleinparzelle während 2 Monaten nach der Applikation bis zu 70 cm Bodentiefe gesichert nachgewiesen werden. Durch zusätzliche Stickstoffbestimmungen in Bodenproben wurden weitere Aspekte der Stickstoffdynamik erhellt: Unter brachliegenden Flächen wurden im Zeitraum Dezember 1982 bis Anfang Mai 1983 ca. 80 kg N/ha mobilisiert. Die berechnete Denitrifikation (gasförmige N-Verluste) unter einer Kunstwiese betrug im gleichen Zeitraum ca. 35 kg N/ha. Die aus den Arbeiten am Naturlabor Buechberg gewonnenen Erkenntnisse für praktische Massnahmen werden in Kapitel «Massnahmen zur Bewältigung des Nitratproblems» geschildert.

Naturlabor Weienbrunnen (Müswangen LU)

Im Gebiet des Lindenbergs wurde ein Einzelgehöft fernab gewichtiger Fremdeinflüsse, mit einer hofeigenen Quelle, für einen Versuch ausgewählt. Durch Markierungsversuche mit Farbstoffen wurde deren Einzugsgebiet näher abgegrenzt; es beträgt ca. 1 ha und liegt ganz im Bereich der bewirtschafteten Fläche. Die gesamte bewirtschaftete Fläche umfasst 19 ha (2-3 ha Getreide- und Maisanbau) und weist einen Viehbestand von 2,9 Düngergrossviecheinheiten/ha auf, was gemäss «Wegleitung» (30) als üblich bewertet wird (74). Ab 1978 wurde der Nitratgehalt der Quelle Weienbrunnen regelmässig verfolgt und mit Untersuchungsergebnissen zweier Drainageabflüsse der gleichen Gemarkung sowie mit einer benachbarten Quelle mit reinem Waldeinzugsgebiet verglichen. Ausserdem wurden betriebliche Daten (detaillierte Düngepläne, Bodenproben, Gülleanalysen usw.) in die Untersuchung einbezogen.

Im Jahre 1978 wurde im Einzugsgebiet nur Graswirtschaft betrieben. 1979 wurde auf einer entfernten Parzelle Mais angepflanzt und geerntet. 1980 wurde das gleiche Maisfeld wegen Wachstumsmangel im Juli umgepflügt und wieder als Wiese genutzt. Im Frühjahr 1981 wurde im eigentlichen Einzugsgebiet der Quelle absichtlich ein Maisfeld angelegt.

Die Nitratkonzentrationen lassen sich seit Beginn der Messungen deutlich in zwei Abschnitte unterteilen. In einer ersten Periode vom Juni 1978 bis zum De-

zember 1979 lagen die Nitratwerte in einem ausgeglichenen schmalen Band zwischen 18 und 24 mg NO₃⁻/l. In der darauf folgenden Messperiode vom Januar 1980 bis zum Februar 1982 war ein langsamer, aber stetiger Anstieg der Nitratkonzentration um 17 mg NO₃⁻/l bis gegen 40 mg/l in der Quelle Weienbrunnen feststellbar. In der Periode Juni 1978 bis Februar 1980 wurde bei der Quelle Weienbrunnen ein Stickstoffaustausch von 30 kg N/ha und Jahr, in den folgenden zwei Jahren aber 40 kg N/ha und Jahr ermittelt. Zu Vergleichszwecken wurde auch eine Quelle untersucht, deren Einzugsgebiet bewaldet ist. Der Stickstoffaustausch betrug hier 17 kg N/ha und Jahr (Konzentration ca. 13 mg NO₃⁻/l), was für eine Waldquelle relativ hoch ist. Dieser Sachverhalt sollte durch Forstfachleute weiter abgeklärt werden (Bestockung, Bodenverhältnisse usw.), was leider nie geschah.

Der erwähnte Anstieg der Nitratkonzentration in der Quelle Weienbrunnen stand in engem Zusammenhang mit der Bewirtschaftung im Einzugsgebiet. Dies zeigten auch Bodenanalysen auf. So wurden im November 1981, nach dem Pflügen des Maisackers, bis zu 600 mg NO₃⁻/l im Bodenwasser festgestellt. Mit Hilfe der Betriebsangaben, des Nutztierbestandes und der Nutzfläche wurde für den Hof Weienbrunnen eine Nährstoffbilanz berechnet, dabei konnte ein Nährstoffüberschuss (inklusive Handelsdünger) festgestellt werden.

Nach dem letzten internen Zwischenbericht (74) wurde das Messnetz (in geringerer Dichte) weitergeführt und mit den Betriebsanalysen in Beziehung gebracht. Es wurde versucht, die Betriebsführung so anzupassen, dass der Nitratgehalt im Quellwasser vermindert werden konnte, ohne die Wirtschaftsweise unverhältnismässig zu ändern und ohne Ertragseinbussen zu verursachen. Der Schlussbericht über dieses Naturlabor wird 1987 erwartet.

Sanierungsprojekt Dottikon (AG)

Dieses Projekt hatte seinen Ursprung in einem Auftrag der aargauischen Regierung, das Problem «Nitrat im Grundwasser» umfassend und im Rahmen von konkreten Bewirtschaftungsmassnahmen anzupacken. Es wird durchgeführt von der kantonalen Abteilung Gewässer des Baudepartementes Kt. AG in Zusammenarbeit mit dem kantonalen Laboratorium, dem Bundesamt für Umweltschutz, der Gemeinde Dottikon, der Landwirtschaftlichen Schule Muri, der aargauischen Zentralstelle für Pflanzenschutz und der Forschungsanstalt (FAC) in Liebefeld-Bern (113). Im Zusammenhang mit den Grundwasseruntersuchungen werden auch Pestizidanalysen im Abströmbereich einer Baumschule durchgeführt. Wie bei ähnlichen Projekten auch, wurden vorgängig umfangreiche hydrogeologische Abklärungen vorgenommen.

Diese Untersuchungen (Bohrungen, Sickerversuche mit Farbstoffen) ergaben, dass das etwa 1,5 x 2 km grosse Einzugsgebiet der betreffenden Fassung ein hydrogeologisch abgeschlossenes System (Mulde) darstellt und sich somit als Modellfall eignet. Außerdem wurde ermittelt, dass bezüglich Versickerung relativ komplizierte Verhältnisse vorliegen (zwei Grundwasserstockwerke, verschiedene horizontale und vertikale Fließwege und -geschwindigkeiten). Das wird eine grosse Rolle bei der Ausscheidung von Schutzzonen spielen, die in diesem Falle zweckmässigerweise nicht konzentrisch um die Fassung herum angeordnet zu liegen

kommen, sondern nach den Erfordernissen der hydrogeologischen Gegebenheiten. Ergänzend zu diesen Untersuchungen wurde durch eine grosse Anzahl unterer Handbohrungen das Sickerverhalten ermittelt und das Gebiet in entsprechende Zonen eingeteilt, was als Grundlage für Düngungskonzepte und Bodenbelastbarkeitspläne dient. Zudem wird geprüft, ob in gewissen Gebieten durch das Erstellen von Drainagen der Nitrateintrag ins Grundwasser vermindert werden kann.

Seit 2 Jahren läuft eine Studie, die sämtliche 12 Landwirtschaftsbetriebe und eine Grossgärtnerei/Baumschule des Einzugsgebietes umfasst. Einer detaillierten Bestandesaufnahme bezüglich Kulturarten, Fruchtfolgen, Bracheanteil, Düngerverbrauch (nach Art, Menge, Zeitpunkt) folgte eine gezielte und intensive Beratung über Bewirtschaftungs- und Düngemassnahmen. Mit dieser verbunden sind die Beobachtung meteorologischer Daten, N_{min} -Untersuchungen, quantitative N-Bilanzen, Ertragserhebungen sowie flächendeckende Nitratanalysen im Sicker- und Grundwasser. Soweit bis jetzt gesehen werden kann, haben diese Massnahmen eine sinkende Tendenz des Nitratgehaltes im Grundwasser bewirkt, von vorher ca. 50–80 mg auf ca. 40–50 mg NO_3^- /l.

Ziel der Bemühungen ist es, eine Schutzzonenausscheidung nach relevanten Kriterien der Hydrogeologie und Bodenbeschaffenheit vorzunehmen und durch Beratung der Landwirte zu einer boden- und pflanzengerechten Düngung bzw. Bodenbearbeitung und Fruchtfolge anzuhalten. Diesbezügliche rechtsverbindliche Verfügungen sollen umgehend erlassen werden. Außerdem wird angestrebt, in stark gefährdeten Gebieten eine permanente kantonale Beratung einzurichten.

Dieses Vorgehen hat modellhaften Charakter, denn es gilt, einen praktisch gangbaren Weg zwischen der geforderten Sorgfaltspflicht für jedermann bzw. dem Versickerungsverbot (Art. 13 und 14 des Gewässerschutzgesetzes vom 8. 10. 1971 (46)) einerseits und eventuellen Entschädigungsforderungen der betroffenen Landwirte andererseits zu finden.

Ein Gutachten des Rechtsdienstes des Kt. AG (113) kommt zum Schluss, dass es zwar nicht möglich sei, restlos klarende Regeln für Entschädigungsfälle aufzuzeigen (z. B. infolge Nutzungsbeschränkungen mit Ertragseinbussen bei Schutzzonenausscheidungen). Das Risiko, dass dem Gemeindewesen aus solchen Massnahmen Entschädigungspflichten aus materieller Enteignung erwachsen, wird jedoch als relativ gering eingestuft, da z. B. gewisse Düngungsbeschränkungen und auch die Unterlassung gewisser Feldarbeiten schon von Bundesrechts (GSchG) wegen zwingend vorgeschrieben sind. Das Gutachten hält überdies konkretisierende Ausführungsbestimmungen über gewässerschutzrechtliche Düngebeschränkungen auf Bundesebene für wünschenswert, da bei kantonalen Vorschriften die Gefahr sachwidriger Eingriffe in das komplizierte Gefüge der eidgenössischen Landwirtschaftsgesetzgebung bestünde und konkurrenzverzerrende Auswirkungen haben könnte. Da Grundwasserschutzmassnahmen in Einzelfällen eindeutig zu einer Schmälerung des Betriebseinkommens führen können, werden die Steuerbehörden Regelungen zur Vermeidung von Ungerechtigkeiten finden müssen. Der Schlussbericht über den Modelfall Dottikon wird 1986 erwartet.

Sanierungs- und Forschungsprojekt Bachenbülach (ZH)

Die Gemeinde Bachenbülach musste wegen der Neuordnung der Bauzone und wegen zu hoher Nitratgehalte (60 bis max. 90 mg NO₃⁻/l) den Betrieb eines Trinkwasserpumpwerkes einstellen. Die Forschungsanstalt Reckenholz untersuchte im Frühling und Herbst 1982 die Böden im unmittelbaren Einzugsgebiet nach der N_{min}-Methode (vgl. «Ursachenbekämpfung», Seite 254). Im Frühling lagen die N_{min}-Gehalte bei allen untersuchten Flächen zwischen 20 und 60 kg N/ha. Im Herbst wiesen die untersuchten Feldkulturen mehrheitlich tiefere Gehalte auf als im Frühling. Im Einzugsgebiet befindet sich auch ein grösserer Gemüsebaubetrieb. Die N_{min}-Analysen von drei untersuchten Gemüseparzellen zeigten mit 73, 104 und 110 kg N/ha sehr hohe Gehalte.

Obwohl aus diesen wenigen Daten noch nicht auf ursächliche Zusammenhänge geschlossen werden darf, deuten die im Vergleich zum Feldbau hohen Stickstoffgaben und die langen Brache- und Teilbracheperioden darauf hin, dass unter Gemüsebauflächen erhebliche Nitratmengen ausgewaschen werden. Auch Topfversuche und Beobachtungen in anderen Gemüsebauregionen im In- und Ausland weisen in diese Richtung (36, 75–78). Da sich der erwähnte Gemüsebau betrieb strikte an die Düngungsempfehlungen der Forschungsanstalt Wädenswil hält, ist es notwendig, diese Empfehlungen bezüglich N-Düngung und anderer Kulturmassnahmen kritisch zu überprüfen, besonders auch, weil die meisten der guten Gemüsebauböden auf Grundwassereinzugsgebieten und Mooren anzutreffen sind (37).

Die geplanten Versuche sollen immer praxisnahe gemüsebauliche Kulturfolgen umfassen und Topf- sowie Felduntersuchungen kombinieren. Das Spannungsfeld «guter Ertrag – geringe Nitratanzreicherung im Gemüse – geringe Nitratauswaschung ins Grundwasser» bedingt die Prüfung von sich z. T. gegenseitig beeinflussenden Faktoren wie Düngermenge, -form und -zeitpunkt, Bodenverhältnisse, Fruchtfolge, Bodenbearbeitung, Nitrifikationshemmer u. a. m. Für den späteren Einsatz in der Praxis sollen verschiedene Routinebodenuntersuchungsmethoden erarbeitet und geleistet werden.

Das Projekt steht unter der Leitung der Forschungsanstalt für Obst-, Wein- und Gartenbau, Wädenswil; beteiligt sind außerdem die Gemeinde Bachenbülach, das Amt für Gewässerschutz (ZH), die Forschungsanstalt Reckenholz (ZH) und die Professur für Bodenphysik (ETH Zürich). Vorversuche wurden bereits 1977 bis 1980 durchgeführt; das eigentliche Projekt dauert von 1984 bis 1988.

Gemüsebaugebiet Berner Seeland

Viele Gemeinden dieses Moorbodengebietes mit einem hohen Anteil an intensivem Gemüsebau haben sich seit Jahren mit hohen Nitratgehalten des Trinkwassers auseinanderzusetzen (ca. 40–80 mg NO₃⁻/l). Beobachtungen der landwirtschaftlichen Schule Seeland in Ins haben die wissenschaftlichen Erkenntnisse der Forschungsanstalten über Herkunft und Verhalten von Nitrat im Boden bestätigt (vgl. Anhang A).

Noch zu wenig abgeklärt sind die Auswirkungen einzelner Bewirtschaftungsmaßnahmen unter Praxisbedingungen. Obwohl es ausserhalb der Möglichkeiten

der landwirtschaftlichen Schule liegt, diese Frage umfassend abzuklären, wird versucht, durch Auswertung von Bodenanalysen und kleinen Praxisversuchen im Zusammenhang mit Vorkulturen, Untersaaten und Düngungsfragen den Nutzen bestimmter Strategien abzuschätzen.

Die Versuchstätigkeit kann sich dabei auf bereits vorhandene Ergebnisse über den Zusammenhang von Niederschlagsintensität und -verteilung sowie Nitratgehalte des Wassers in Abhängigkeit der landwirtschaftlichen Nutzung bei einzelnen Wasserfassungen abstützen. Einen wichtigen Schwerpunkt bilden Versuche über die praktische Anwendbarkeit des Nitratschnelltestes mittels Teststäbchen, die Aussagen über das Ausmass von Folgedüngungen ergeben können.

Weitere Projekte

Die bis jetzt gewonnenen Erkenntnisse im Rahmen von Naturlabors und ähnlichen Einrichtungen haben die aus Lysimeter- und anderen Modellversuchen gewonnenen wissenschaftlichen Zusammenhänge vollauf bestätigt. Hohe Nitratverluste treten vor allem auf bei unbedeckten Böden (Voll-, Teil- oder Zwischenbrache), bei hohen Sickerwassermengen in den Wintermonaten sowie beim Umbruch von Wiesen und flächenhaften Rodungen von Wäldern; darüberhinaus bei humusreichen Böden mit starker Mineralisation und bei empfehlungswidriger Düngung, sei es mit Handels- oder Hofdüngern. Daher sollten ab jetzt keine Gelder mehr in Naturlaborprojekte gesteckt werden, die umfangreiche hydrogeologische Abklärungen und ein engmaschiges Analysennetz erfordern, was immer finanziell und zeitlich hohen Aufwand bedeutet. Die bis jetzt erreichten und in naher Zukunft zu erwartenden Resultate aus solchen Grossprojekten haben genügend Durchschlagskraft, einen weiteren Schritt in Richtung Praxis zu tun und so grössere Breitenwirkungen anzustreben.

Die im Rahmen von Naturlabors gemachten Erfahrungen haben gezeigt, dass ein Grossteil der Landwirte genügend Umweltbewusstsein besitzt und bereit ist, ihre Anbautechniken nach ökologischen Kriterien zu ändern. Dazu nötig sind aber nicht akademische Belehrungen oder moral-ökologische Doktrinen, sondern eine intensive, örtlich angepasste Betriebsberatung, die von Kräften ausgeführt wird, die von den Bauern als «ihresgleichen» anerkannt werden. Als Träger solcher Beratungen kommen in der heutigen schweizerischen Landwirtschaft vor allem die Landwirtschaftlichen Schulen und Beratungsdienste in Frage. Die wissenschaftliche Begleitung von praxisnahen Sanierungsprojekten, die, wie das «Nitratproblem» als solches, meist lokal begrenzt sind, sollte in enger Zusammenarbeit mit den betroffenen Gewässerschutzämtern bzw. kantonalen Laboratorien erfolgen. An Projekten in diesem Rahmen wären, neben den bereits beschriebenen, zu erwähnen:

- Seuzach/Hettlingen ZH
- Stammheimtal ZH
- Klettgau SH (118)
- Niedergösgen SO
- Fischbach-Göslikon AG
- Lattenbuck ZH
- Rafzerfeld ZH (geplant)
- Oberkirch LU (140, 165)
- Niederwil AG
- Hünenberg-Drälikon ZG

Diese Liste ist wegen ungenügender Datenlage (vgl. «Heutige Situation und Tendenzen») nicht vollständig. An dieser Stelle ist zu erwähnen, dass wegen mangelnder Rechtsverbindlichkeit des im Schweizerischen Lebensmittelbuches festgehaltenen Toleranzwertes von 40 mg NO₃⁻/l Trinkwasser viele Gemeinden bis heute keine Einsicht zeigen, die von Gewässerschutzämtern und kantonalen Laboratorien empfohlenen Sanierungsmassnahmen zu befolgen!

Toxikologische Aspekte

Nitrat und Nitrit

Nitrat

Oral aufgenommenes Nitrat wird im oberen Darmabschnitt rasch und nahezu vollständig aufgenommen, im Blut und Gewebe verteilt und zu 80% innerst 4–12 Stunden durch die Nieren ausgeschieden, wobei starke artabhängige und auch individuelle Schwankungen beobachtet werden. Erst die Zufuhr gröserer Mengen (über 2 g) führt zu Reizungen der Magen- und Darmschleimhaut, die sich in Brechreiz, Diarrhoe und blutigem Stuhl äussern. Die akut tödliche Dosis für den erwachsenen Menschen liegt bei etwa 15 g Nitrat (80). Durch Tierversuche ermittelten die FAO/WHO eine duldbare tägliche Aufnahme (ADI-Wert = *acceptable daily intake*) von 5 mg Natriumnitrat pro kg Körpergewicht, was bei einem 60 kg schweren Erwachsenen einer Menge von ca. 220 mg Nitrat/Tag (NO_3^-) entspricht (81).

Nitrit

Etwa 20% des aufgenommenen Nitrats verbleiben im Organismus und werden vermutlich vorwiegend im Darm zu Ammoniumverbindungen umgesetzt. Auch die umgekehrte Reaktion, das heisst die Oxidation von Ammoniumverbindungen zu Nitrat, ist möglich. Sie findet vor allem im Gewebe statt. In einem Nebenkreislauf werden 10–20% des aufgenommenen Nitrats ständig zu den Speicheldrüsen befördert, im Speichel aufkonzentriert und wieder der Mundhöhle zugeführt. Etwa 20% des Nitrates in der Mundhöhle werden durch dort physiologisch angesiedelte Bakterien – und nur durch diese – zum weit toxischeren Nitrit reduziert (Speichel direkt aus den Parotisdrüsen entnommen ist nitritfrei. In keimfiltriertem Speichel findet keine Nitritbildung statt.) Insgesamt werden etwa 3–6% des aufgenommenen Nitrats zu Nitrit umgewandelt (82–85).

Die Nitratausscheidung mit dem Speichel und die Reduktion zu Nitrit verlaufen (zeitlich verschoben) parallel mit der aufgenommenen Nitratmenge (82), wobei bei hoher Nitratkonzentration im Verhältnis zur absoluten Menge weit mehr Nitrit gebildet wird als bei tieferen Konzentrationen (83). Die normalerweise im menschlichen Organismus zirkulierenden Nitratmengen bewirken eine Grundkonzentration von etwa 5–10 mg NO_2^- /l und eine etwa zehnmal höhere Konzentration an NO_3^- im Speichel. Verschiedene Studien ergaben, dass erst ab einer Nitrataufnahme von ca. 50 mg an (82) bzw. bei Blutplasmawerten oberhalb von 3 mg NO_3^- /l (85) eine wesentliche Zunahme der Nitritproduktion im Speichel gemessen werden kann (Schwellenwertphänomen). Eine Rolle spielt auch die Art der Verabreichung: Wird das Nitrat über Gemüsesäfte oder Trinkwasser aufge-

nommen, dann erfolgt der Nitritanstieg im Speichel schneller als bei Aufnahme in fester Form von Spinat usw. (82, 85). Mit steigendem Lebensalter erhöht sich die im Speichel nachweisbare Nitritmenge (86). Die durch diese Umsetzung erfolgende durchschnittliche Zufuhr von täglich etwa 6–10 mg Nitrit übertrifft die durchschnittliche exogene Belastung um ein Vielfaches. (Die exogene Belastung, d. h. Nitritaufnahme über die Nahrung, beträgt gemäss Untersuchungen in der BRD etwa 3 mg NO₂⁻/Person und Tag (87, 88). Für die Schweiz liegen die entsprechenden Zahlen etwas tiefer.)

Bakterielle Nitritbildung ist auch im Magen möglich, vor allem bei Säuglingen oder älteren Menschen mit naturgemäß geringerer Säuresekretion oder bei Vorliegen von Verdauungsstörungen (Dyspepsien) (89). Aber auch im gesunden Magen können sich – unter physiologischer pH-Erhöhung z. B. während den Nachtstunden – zum Teil erhebliche Keimzahlen einstellen. Dabei werden Nitritkonzentrationen auch im schwach sauren Bereich produziert, die etwa sechsmal so hoch sind wie die mit dem Speichel in derselben Zeit zugeführten Mengen (90, 91). Neuere Arbeiten zur Pharmakokinetik des Nitrats haben diese Studien in der Hauptsache bestätigt sowie weitere Randbedingungen und Einzelheiten untersucht (85, 92).

Nitrit kann degenerative Veränderungen an verschiedenen Organen bewirken, allerdings erst bei Konzentrationen, die in der menschlichen Nahrung normalerweise nicht vorkommen – außerdem hat es eine schwache erb-gutverändernde (mutagene) Wirkung (84, 89). Bei Ratten traten bei täglicher Dosierung von 66 mg NO₂⁻/kg Körpergewicht z. T. über 3 Generationen hinweg keine cancerogenen und teratogenen (Missbildungen beim Embryo hervorruhende) Effekte auf (93). Zahlreiche Autoren beobachteten bei Tieren während chronischer Zufuhr von Nitrat und Nitrit in entsprechender Dosierung Störungen der Schilddrüsenfunktion, Wachstumshemmungen, zelluläre Schäden an verschiedenen Organen und bei hohen Dosierungen (1–2% Nitrit zum Futter) Abortraten bis zu 80% (zit. in 89). Natriumnitrit in Tagesdosen bis 300 mg wird als gefässerweiterndes Medikament eingesetzt. Die letale (tödliche) Dosis für Erwachsene liegt um 4 g (80). Der ADI-Wert wurde von der WHO provisorisch – bis zur Auswertung weiterer Resultate – auf 0,2 mg NaNO₂/kg Körpergewicht festgesetzt, das entspricht für einen 60 kg schweren Menschen einer Menge von ca. 8 mg Nitrit (NO₂⁻)/Tag (81). Bei den ADI-Werten für Nitrat und Nitrit sind die möglichen Konsequenzen einer endogenen Nitrosaminsynthese nicht berücksichtigt (siehe Anhang C, Seite 291).

Tägliche Nitrat- und Nitritaufnahme

Aufgrund der vom Bundesamt für Industrie, Gewerbe und Arbeit (BIGA) 1977 veröffentlichten Verbrauchsmengen von Nahrungsmitteln und Getränken wurde die durchschnittliche tägliche Nitra-taufnahme durch Lebensmittel berechnet (94). Von den zugeführten 91 mg NO₃⁻/l pro Person und Tag stammen 70% (64 mg) aus Gemüsen und 21% (19 mg) aus Trinkwasser und Getränken. Fleischwaren steuern ca. 6% bei. Bestimmend für die hohe Nitratzufuhr über Gemüse sind die Blattsalate, vor allem der Kopfsalat, die mit ca. 30 mg NO₃⁻ etwa einen Dritt

der gesamten Nitrataufnahme ausmachen (alle Zahlen bei einem Trinkwassergehalt von 10 mg NO₃⁻/l). Wie sich die Nitrataufnahme durch erhöhte Gehalte im Trinkwasser oder beispielsweise durch verdoppelten Gemüseverzehr verändert, geht aus Tabelle 6 hervor.

Tabelle 6. Der Einfluss des Nitratgehaltes des Trinkwassers auf die durchschnittliche tägliche Nitratbelastung in der Schweiz in mg NO₃⁻ pro Tag und Person. Zum Vergleich: Der ADI-Wert der WHO beträgt 220 mg Nitrat (für einen 60 kg schweren Menschen) (38)

Nitratkonzentration im Trinkwasser mg NO ₃ ⁻ /l	Gesamtaufnahme von Nitrat pro Kopf und Tag bei einem Konsum von täglich 1,85 l Trinkwasser		Gesamtaufnahme von Nitrat pro Kopf und Tag bei doppeltem Gemüseverzehr und einem Konsum von täglich 1,85 l Trinkwasser	
	mg NO ₃ ⁻ /l	Faktor**	mg NO ₃ ⁻ /l	Faktor**
< 1	72*	1	136	1,9
10	90,5	1,25	154,5	2,1
20	109	1,5	173	2,4
30	127,5	1,75	191,5	2,7
40***	146	2,0	210	2,9
50	164,5	2,25	228,5	3,2
75	210	2,9	274	3,8
100	257	3,6	321	4,5

* Basiswert aus der Arbeit von Tremp (1981).

** Mehraufnahme gegenüber <1 – Variante bei einfachem Gemüseverzehr.

*** Toleranzwert des Schweizerischen Lebensmittelbuches.

Die in ausländischen Studien (West- und Osteuropa, USA) errechneten Werte stimmen ungefähr mit den schweizerischen Zahlen überein, für Japan liegen sie um das zwei-bis vierfache darüber (ref. in 96).

Die statistische tägliche Aufnahme von Nitrit beträgt 3,3 mg pro Person in der BRD (für die Schweiz liegen die Zahlen etwas tiefer). Dabei stammen 55% aus Fleisch- und Wurstwaren (deren Verzehr in der BRD vermutlich höher liegt als in der Schweiz), 27% stammen aus Getreideprodukten und 17% aus Gemüsen, v. a. aus Kartoffeln (87).

Endogene (im Körper stattfindende) Nitratsynthese

Neben der Einnahme von Nitrat über Nahrungsmittel und Trinkwasser wird eine weitere Nitratbelastungsquelle des Menschen diskutiert. *Tannenbaum et al.* (83) und *Green et al.* (97) fanden in Nitratbalance-Studien mit speziellen Diäten (nitrat«frei»/-reich, proteinfrei/-reich) Nitratausscheidungen im Urin, welche die Einnahme über die Nahrung übertrafen, wobei allerdings riesige individuelle Variationen festgestellt wurden. Die Autoren schlossen aus diesen Experimenten

auf eine endogene Nitratsynthese beim Menschen in der Größenordnung von etwa 50 mg NO₃⁻/Tag. Die von den Autoren geäusserte Hypothese, diese Nitratsynthese fände durch mikrobielle Vorgänge im Darm statt, ist mittlerweile durch eine grosse Anzahl von Untersuchungen widerlegt worden (ref. in 96), was auch einleuchtet, wenn man die streng anaeroben Bedingungen in diesem Organ betrachtet.

Ellen et al. (96) kommen – nach einer umfassenden Literaturübersicht und eigenen experimentellen Arbeiten – zum Schluss, dass bis dato kein direkter Beweis für eine endogene Nitratsynthese in Säugern vorliege. Das einzige, was man wisse, sei, dass unter Umständen analytisch mehr Nitrat im Urin nachweisbar sei als in der entsprechenden Diät. Die Autoren diskutieren dann eine Reihe von Faktoren, die – abgesehen vom Postulat einer endogenen Nitratsynthese – diese Ergebnisse erklären könnten. Viele Studien vernachlässigen z. B. die Aufnahme von Nitrat und Stickoxiden über die Atmungsluft oder durch das Tabakrauchen, was allerdings höchstens einen Anteil von ca. 20% des im Urin gefundenen Nitratüberschusses ausmachen kann. Analytische Irrtümer, die ernsthaft in Betracht gezogen werden müssen, bestehen z. B. darin, dass in der Diät nicht alles Nitrat gemessen wird, weil es eventuell nicht mit Wasserdampf extrahierbar ist oder dass gewisse Substanzen im Urin bei den Messungen einen «background level» verursachen, der nicht dem Nitrat zugeordnet werden darf (vgl. auch 98).

Andere Autoren, nebst den bereits genannten, zweifeln aufgrund ihrer pharmakokinetischen Untersuchungen nicht mehr daran, dass eine Nitratsynthese im Stoffwechsel des Menschen möglich ist (92, 85). Über den Ort dieser Synthese liegen allerdings keine Angaben vor. Die Menge des endogen produzierten Nitrats beträgt gemäss diesen Untersuchungen am Menschen ca. 50–90 mg täglich. Die Umwandlung von Nitrat zu Nitrit setzt nach diesen Autoren erst bei einer Nitratkonzentration im Plasma von 3 mg/l messbar ein. Das entspricht einer Schwellenkonzentration für die Bildung von Nitrit. Weil die Menge des möglicherweise endogen produzierten Nitrats im Verhältnis zu der exogen aufgenommenen Menge für die meisten Fälle klein ist, ist von allenfalls stattfindenden endogenen Prozessen keine toxische Wirkung zu erwarten.

Methämoglobinämie

Nitrit ist vor allem für den Säugling bis zum Alter von drei Monaten (= erstes Trimenon) akut toxisch. Durch Oxidation des roten Blutfarbstoffes Hämoglobin (Hb) kann eine Methämoglobinämie hervorgerufen werden. Dabei ist die Fähigkeit der roten Blutkörperchen, Sauerstoff zu transportieren, vermindert. Die Krankheit kann bei einem Met-Hb-Gehalt von über 70% tödlich verlaufen, wobei starke individuelle Schwankungen der Empfindlichkeit beobachtet werden (99, 100). Das klinische Bild ist gekennzeichnet durch eine charakteristisch graublaue Färbung der Haut, die durch die braune Tönung des Met-Hb-reichen Blutes verursacht wird (Cyanose, «Blausucht»). Blutdruckabfall und Pulsbeschleunigung setzen ein; in schweren Fällen treten Ohnmacht und Krämpfe auf. Die The-

rapie erfolgt durch Beseitigung der Krankheitsursache bzw. Noxe. In schweren Fällen muss ein Reduktionsmittel, z. B. Methylenblau, appliziert werden, während Ascorbinsäure (Vit. C) nur in leichten Fällen hilft (101, 100).

Die erhöhte Empfindlichkeit des Säuglings im ersten Trimenon hat seine Ursachen in folgenden Gegebenheiten:

- Das bei Neugeborenen noch zu 80% vorhandene fetale Hämoglobin (Hb F) wird durch Nitrit schneller oxidiert als das sich später entwickelnde Erwachsenen-Hämoglobin.
- Das enzymatische Reduktionssystem (Diaphorase), das Met-Hb in Hb zurückverwandelt, ist noch ungenügend entwickelt.
- Die schwache Magensäureproduktion begünstigt das Wachstum von nitratreduzierenden, sonst aber apathogenen Keimen, die aus Nitrat Nitrit produzieren.

Zudem ist beim Säugling die Wasseraufnahme im Verhältnis zum Körpergewicht grösser als beim Erwachsenen, so dass bei Verwendung stark nitrathaltigen Wassers zur Nahrungszubereitung relativ hohe Nitratbelastungen pro kg Körpergewicht auftreten können. Drei mögliche Intoxikationsmechanismen, die unabhängig voneinander oder in Kombination eine Rolle spielen können, werden diskutiert (84):

1. *Aufnahme von exogen in der Nahrung gebildetem Nitrit.* Voraussetzung: Erhöhte Nitratgehalte und erhöhte Keimzahlen ($<10^6/\text{ml}$) in der Nahrung (z. B. vor kommend bei Warmhalten und Aufwärmern von Spinatbrei).
2. *Aufstieg von Keimen aus dem Dünndarm in den Magen* und gleichzeitig einsetzende Reduktion von zugeführtem Nitrat zu Nitrit. Auslösende Ursachen können Verdauungsstörungen (Dyspepsien) verschiedenen Ursprungs, Allgemeininfekte oder auch Diätfehler sein.
3. *Mit der Nahrung zugeführte Keime* vermehren sich während der Verweilzeit des Speisebreis unter Nitritbildung im Magen. Ursache können u. a. unsachgemäß hergestellte oder zubereitete Pulvermilch- oder Gemüsepräparate sein. In solchen Fällen ist die Hauptquelle der Nitrataufnahme übermäßig nitrathaltige pflanzliche Nahrung (bei Säuglingsnahrung vor allem Spinat) und in geringerem Masse das nitrathaltige Trinkwasser.

Eine neue Studie (102) postuliert, dass Diarrhoe die Hauptursache für die meisten Fälle der Säuglingsmethämoglobinämie sei. Die Autoren beobachteten über Jahre akute, hospitalisierte Fälle und stellten fest, dass durchwegs Nahrung und Trinkwasser mit niederen Nitrat- und Nitritgehalten verwendet worden waren und zeigten, dass sich alle Erkrankungsfälle durch hohe Nitratblutspiegel auszeichneten und dass bis zu 10mal mehr Nitrat ausgeschieden wurde als aufgenommen worden war. Die hohen Blutnitratwerte werden mindestens teilweise erklärt als Produkt der Reaktion von Nitrit mit Hämoglobin (dabei entsteht Methämoglobin und Nitrat). Eine Voraussetzung der erhaltenen Resultate wäre eine bakterielle, durch die Diarrhoe begünstigte, de novo Synthese von Nitrit und/oder Nitrat aus anderen Stickstoffverbindungen, z. B. Aminosäuren im Verdauungstrakt, wie das Tannenbaum et al. (103) postuliert haben (vgl. Seite 284). Weitere, und bezüglich schweren Fällen viel wichtige Ursachen als Nitrate für

eine Methämoglobinämie können genetisch bedingte Defekte der reduzierenden Mechanismen in den roten Blutkörperchen (104) oder indirekte Effekte gewisser aromatischer Amino- oder Nitroverbindungen sein, die in Farbstoffen oder Medikamenten vorkommen, z. B. Aminophenol, Benzocain, Phenacetin (heute aus dem Handel gezogen), Phenazopyridin, Resorcin usw. (101).

In der Weltliteratur wurden zwischen 1945 und 1972 etwa 2000 Fälle von Säuglingsmethämoglobinämie beschrieben, wobei jedoch eine hohe Dunkelziffer zu berücksichtigen ist (105). Eine Tabelle, die etwa 10% der in der Welt beobachteten Fälle enthält, die durch Nitrat im Trinkwasser verursacht wurden, findet sich bei *Sattelmacher* (106). Nach *Petri* (107) lässt sich für die bis 1962 in der BRD beobachteten Erkrankungen mit 17 Todesfällen (8%) folgende Beziehung zum Nitratgehalt des Trinkwassers herstellen (Tabelle 7):

Tabelle 7. Erkrankungen an Methämoglobinämie in Beziehung zum Nitratgehalt der entsprechenden Trinkwässer (107)

mg NO ₃ ⁻ /l	0–40	41–80	81–100	>100	Ohne Angaben
Anzahl der Fälle	4	3	4	65	100

Ein ähnlicher Zusammenhang wurde für die Verhältnisse in den USA ermittelt (5). Aus den drei letztgenannten Übersichten, aber auch aus aktuellen Feldstudien (109), geht hervor, dass Methämoglobinämie-Erkrankungen durch Trinkwasser im allgemeinen erst ab Nitratgehalten von mehr als 100 mg NO₃⁻/l auftreten. Zwischen dem Nitratgehalt des Trinkwassers und den (subklinischen, nicht sichtbaren) Methämoglobinwerten wurde in einer Feldstudie in Rheinhessen mit 96 Säuglingen ein deutlicher Zusammenhang festgestellt, wobei die Frage der klinisch-gesundheitlichen Relevanz dieser Befunde offen bleibt (Tabelle 8).

Tabelle 8. Met-Hb-Werte von sechs Säuglingsgruppen in Beziehung zum Nitratgehalt der entsprechenden Trinkwässer (110)

mg NO ₃ ⁻ /l	Durchschnittliche Met-Hb %
0– 5	1,7
6– 10	1,7
11– 30	2,3
31– 50	2,4
51–100	3,5
100	6,6

Eine Umfrage in bekannten nitratreichen Regionen der Schweiz ergab, dass sich keiner der befragten Ärzte an einen Methämoglobinämiefall erinnern konnte (111). Wie aus den oben zitierten, zusammenfassenden Berichten klar wird, stellt sich das Problem vor allem bei stark kontaminierten, flachen Einzelbrun-

nen abgelegener Gehöfte. Dass in der Schweiz keine Intoxikationsfälle zu vermelden sind, kann neben dem möglichen Fehlen extremer Nitratgehalte (weit über 100 mg/l im Trinkwasser) auch am hohen Prozentsatz über mehrere Monate hinweg stillender Mütter liegen und im Umstand, dass auf Aussenhöfen oft eine ausgewählte Milchkuh zur Versorgung von Säuglingen herangezogen wird. Nur in vereinzelten Fällen wird tatsächlich Milchpulver benutzt, um zusammen mit Leitungswasser Flaschenmilch für Säuglinge zuzubereiten.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass das Risiko für Säuglinge, an trinkwasserursachter Methämoglobinämie zu erkranken, in der Schweiz als sehr gering eingestuft werden kann. Über die mögliche Bedeutung dieses Einflusses auf die frühkindliche Entwicklung (z. B. in nitratreichen Trinkwasserregionen) liegen zur Zeit keine Untersuchungen vor, was auch andernorts als Mangel empfunden wird (7, 8, 84, 112).

Auch bei Tieren, vor allem bei Wiederkäuern, kann Methämoglobinämie auftreten. *Smith et al.* (115) haben die Empfindlichkeit verschiedener Tierarten untersucht. Besonders gefährdet sind die Wiederkäuer (z. B. Rinder, Schafe, Ziegen) wegen derer intensiver Mikroorganismentätigkeit im Pansen, aber auch wegen leichterer Oxidierbarkeit ihres Hämoglobins. Andererseits sind Rinder, wegen des Vorkommens vieler Bakterienstämme im Verdauungstrakt, in der Lage, das gebildete Nitrit schnell weiter zu Ammoniak zu reduzieren. Stark gefährdet ist auch das Schwein, weil bei ihm die Reduktion von Met-Hb in normales Hämoglobin relativ langsam verläuft. Die minimalen akut-letalen Dosen werden wie folgt angegeben (116):

Rind	550–1500 mg NO ₃ ⁻ /kg Lebendgewicht
Schwein	120 mg NO ₃ ⁻ /kg Lebendgewicht
Pferd	75 mg NO ₃ ⁻ /kg Lebendgewicht

Die Grenze für eine Gesundheitsgefährdung wird mit 0,5 bis 0,7% NO₃⁻ in der Futtertrockensubstanz angegeben. Auf keinen Fall sollen die Tiere (Kühe) mehr als 100 g Nitrat pro Tag aufnehmen (31, 117). Wesentlich ist eine allmähliche Umstellung auf Grünfütterung, um es der Mikroflora des Pansens zu ermöglichen, ihre Leistungsfähigkeit so weit zu steigern, dass die aus dem Nitrat reduzierten Nitritmengen sofort zu Ammoniak weiterverarbeitet werden können. Besondere Gefährdungen bestehen bei Fütterung von beschädigtem (gehäckseltem) Pflanzenmaterial, da in solchen Materialien der Nitratgehalt durch Bakterien und pflanzeneigene Enzyme (Reduktasen) ausserordentlich schnell ansteigt (119). Wenn gemähtes Grünfutter in dichten Haufen gelagert wird und sich erhitzt, dann werden diese Prozesse zusätzlich beschleunigt. Auch bei der Schweinfütterung können sich Gefährdungen ergeben, vor allem, wenn stark nitrathaltiges Futter längere Zeit warm gehalten wird (120).

Bei der Beurteilung erhöhter Nitratgehalte in Futtermitteln stehen allerdings weniger die akuten Vergiftungsgefahren im Vordergrund, sondern die Beeinträchtigung der Produktivität von Nutztieren, die sich aus den Störungen des Wirkstoffhaushalts (Vitamine A und E, Schilddrüsenfunktion) ergeben, auch wenn noch keine äusserlich sichtbare Symptome auftreten. Über die zu tolerierenden Nitratgehalte in Futtermitteln herrscht beim heutigen Stand der For-

schung noch Unklarheit. So fanden z. B. *Kemp* et al. (121) bei Verfütterung täglicher Nitratmengen an Kühe, dass nach der ersten Dosis bedeutend weniger Nitrit im Pansen vorhanden war als nach Gabe gleich hoher Dosen an weiteren aufeinanderfolgenden Tagen. Diese Befunde wurden interpretiert durch einen Wechsel in der Aktivität der reduzierenden Pansenmikroorganismen und erklären mindestens teilweise die stark kontroversen Daten über akzeptierbare Nitratmengen in Futtermitteln.

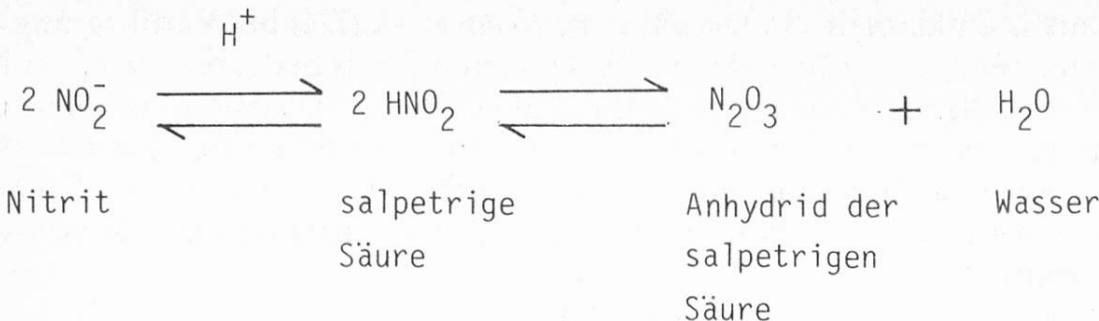
N-Nitrosoverbindungen und Carcinogenese

Einen viel grösseren Stellenwert als die Methämoglobinämie besitzt die Problematik der krebserzeugenden N-Nitrosoverbindungen, was sich auch in der Zahl der wissenschaftlichen Publikationen zu diesem Thema ausdrückt: In den Jahren 1972–1982 wurden im Rahmen eines Schwerpunktprogramms der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) über 16 000 Arbeiten erfasst, der Trend ist weiterhin eklatant steigend (122). (Die Literaturhinweise in diesem Kapitel beziehen sich denn auch meistens auf Übersichtsreferate, wo dann die entsprechenden Originalarbeiten in grosser Zahl aufgeführt sind.) Die wichtigsten Gründe für diese Entwicklung sind:

- die potente carcinogene organspezifische Wirkung dieser Verbindungsgruppe
- das Vorkommen bestimmter N-Nitrosoverbindungen in der menschlichen Umwelt, so unter anderem in verschiedenen Lebensmitteln, in Tabakrauch, Kosmetika und in der Luft, v. a. am Arbeitsplatz der gummi-, leder-, metallverarbeitenden und chemischen Industrie (123),
- die Möglichkeit einer In-vivo-Bildung dieser Carcinogene aus der Vorstufe Nitrat/Nitrit und den in der Nahrung weit verbreiteten Aminen, Amiden oder Aminosäuren auch im menschlichen Organismus (122),
- die erleichterte Zugänglichkeit vieler flüchtiger N-Nitrosoverbindungen und die Tatsache, dass mit der von *Fine* et al. (124) entwickelten Methode (TEA-Detektor = thermal energy analyser) eine äusserst empfindliche Analytik (bis zum Milliardstelgramm) zur Verfügung steht.

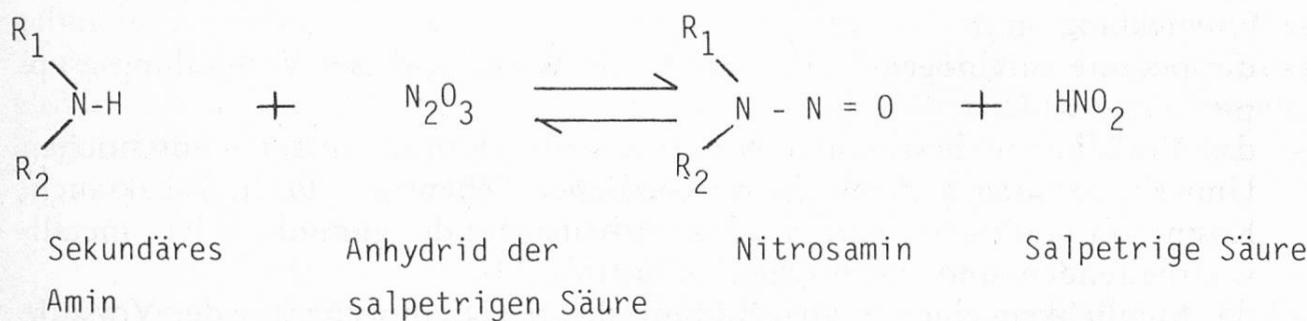
Zur Bildung von N-Nitrosoverbindungen

N-Nitrosoverbindungen werden, aufgrund unterschiedlicher chemischer Merkmale, eingeteilt in Nitrosamine und Nitrosamide, wobei die Nitrosamine aufgrund ihrer für diese Diskussion grösseren Bedeutung oft pauschal für beide Stoffklassen genannt werden. Diese Verbindungen entstehen aus Aminen oder Amiden, die praktisch in sämtlichen Lebensmitteln natürlicherweise vorkommen (125), in einer Reaktion mit Nitrit, wobei Nitrit im Überschuss vorliegen muss, weil der eigentliche Reaktionspartner das Anhydrid der salpetrigen Säure ist, das gemäss folgendem Schema gebildet wird:



Daraus geht hervor, dass bei niedrigen bis sehr niedrigen Nitritkonzentrationen die Bildung von Nitrosaminen praktisch zu vernachlässigen ist, bei höheren Nitritkonzentrationen aber ein überproportionales Risiko durch vermehrte Nitrosaminbildung besteht (126). Aus dieser Tatsache ergibt sich die Bedeutung der toxikologischen Forderung, wonach Spitzenbelastungen im Nitratkonsument zu vermeiden sind. Dies gilt vor allem auch deshalb, weil im Speichel die Nitritbildung aus Nitrat mit hohen Nitratdosen ebenfalls überproportional zunehmen kann ((83); vgl. Seite 284, Abschnitt «Nitrit»).

Die Nitrosierungsreaktion eines sekundären Amins läuft schematisch folgendermassen ab:



Auch primäre und tertiäre Amine können unter Umständen nitrosiert werden. Das Ausbeutemaximum der Nitrosaminsynthese liegt etwa zwischen pH 3 und pH 3,5 (pH des leeren Magens ca. 1,5). Im neutralen Bereich wird aus Nitrit keine salpetrige Säure mehr gebildet (Röper in 129).

Eine wichtige Rolle für das Ausmass der Reaktion spielt auch die Struktur des reagierenden Amins. Stark basische Amine liegen im sauren Bereich weitgehend protoniert vor und können kaum mit dem Nitrosierungsmittel reagieren. Zwischen stark und schwach basischen Aminen bestehen Unterschiede in der Geschwindigkeit der Nitrosaminbildung bis zu etwa einer Million (bei jeweils optimalem pH).

Durch die Wirkung von Katalysatoren kann die Reaktion auch bei pH-Werten erfolgen, wie sie im menschlichen Magen vorliegen (siehe Tabelle 9). Darunter finden sich u. a. natürliche Bestandteile des Speichels, z. B. Thiocyanat, das bei Rauchern in stark erhöhten Konzentrationen vorhanden ist. Eine durch Bakterien bedingte In-vivo-Synthese von Nitrosaminen wurde auch bei pH-Werten im Neutralbereich vorgefunden, wie sie beispielsweise bei Magenentzündungen

Tabelle 9. Katalyse und Hemmung der N-Nitrosierung (126)

Katalyse	Hemmung
Thiocyanat	Ascorbinsäure (Vit. C)
Bromid	α -Tocopherol (Vit. E)
Chlorid	Sulfit, Schwefeldioxid
Formaldehyd	Azid
Pyridoxal (Vit. B ₆)	Bromat
Phenole (wenn NO _x im Überschuss)	Harnstoffe
Lecithin und andere micellbildende, ammoniumhaltige, oberflächenaktive Substanzen	Amidosulfonsäure
Zellwände von Mikroorganismen	Cystein und andere Sulfhydrylverbindungen Gallussäure Phenole (wenn NO _x im Unterschuss)

oder Blaseninfektionen vorliegen (ref. in 38 und 128). Auch Formaldehyd gestattet eine Nitrosierungsreaktion bei neutralem oder gar alkalischem pH (bei anderem Wirkungsmechanismus). Einer der wichtigsten Hemmer der Nitrosaminbildung ist die Ascorbinsäure (Vitamin C), wobei eine relativ hohe Konzentration vorhanden sein muss. Das heisst, dass eine einmalige hohe Vitamin-C-Aufnahme die langandauernde Nitritbildung im Speichel nicht völlig ausgleichen kann (126). Das mit der Nahrung gleichzeitig aufgenommene Vitamin C steht wegen der verzögerten Nitritbildung im Speichel für eine allfällige Reduktion im Magen nicht mehr zur Verfügung.

In-vivo-Synthese von N-Nitrosoverbindungen

Alle oben angeführten sowie viele weitere Fakten (siehe 129) sprechen dafür, dass es sich bei Nitrosierungsreaktionen, erst recht bei denjenigen im lebenden Organismus, um sehr komplexe Vorgänge handelt. Cancerogene N-Nitrosoverbindungen werden *in vivo* nach den gleichen chemischen Gesetzen gebildet, wie sie *in vitro* gelten, werden jedoch durch physiologische Faktoren stark beeinflusst. So haben mehrere Forschergruppen durch Verfütterung von Nitrit und Aminen oder Amiden im Tierversuch Tumoren erzeugt, und es ist in gewissen Fällen möglich, die *In-vivo*-Nitrosaminsynthese quantitativ zu bestimmen (130). Allerdings verliert diese quantitative Beurteilung ihre Aussagekraft, wenn niedrige Nitritdosen appliziert werden, was für eine toxikologische Risikoabschätzung aber wichtig wäre.

Versuche an der ETH Zürich haben gezeigt, dass für das in Lebensmitteln häufig vorkommende Dimethylamin die Menge des (in der Ratte) endogen gebildeten, stark cancerogenen Dimethylnitrosamins etwa 20 000mal geringer ist als die im Durchschnitt aus Nahrungsmitteln aufgenommene Menge (131, 132). Diese Versuche sind zwar wichtig wegen der starken Cancerogenität der gebildeten N-Nitrosoverbindung, andererseits ist das Dimethylamin zur Abschätzung einer allgemeinen Gefährdung durch *In-vivo*-Bildung von N-Nitrosaminen ein ungeignetes Substrat, da es als stark basisches Amin unter den sauren Bedingungen

des Magens nur extrem langsam umgesetzt wird. Zudem kommt es zwar in vielen Lebensmitteln – meistens aber nur in sehr geringen Mengen – vor und über die quantitative Aufnahme dieser N-Nitrosovorstufe durch den Menschen existieren zur Zeit nur grobe, theoretische Abschätzungen (125).

Es gibt heute keine Zweifel mehr, dass Nitrosierungsreaktionen auch im menschlichen Körper ablaufen, was u. a. *Ohshima* et al. (133) unter Verwendung von Prolin bewiesen haben, welches zu einer nicht cancerogenen N-Nitrosoverbindung führt, die quantitativ im Urin ausgeschieden wird (vgl. 130). Obwohl sich diese Methode auch für mengenmässige Abschätzungen eignet, zeigt sie doch nur die Nitrosierungspotenz dieser einen N-Nitrosovorstufe, die ein untypisches Nitrosierungsverhalten aufweist, eignet sich aber nicht für generelle Risikoabschätzungen. Dieser Nachteil des Promins kann durch Verwendung der Methyl- und Ethylester des Promins umgangen werden, die ebenfalls zu nichtcancerogenen Produkten führen, wie neueste Untersuchungen ergeben haben (134).

In diesem Zusammenhang verdient auch Beachtung, dass *Fine* et al. (135) im Blut von Testpersonen nach Verzehr eines (nordamerikanischen) Mittagsmahls, bestehend aus Schinken-Spinat-Tomaten-Sandwich und einem Glas Bier die sehr starken Cancerogene Dimethyl- und Diethylnitrosamin nachgewiesen haben. Diese Studie, der allerdings etliche methodische Mängel anhafteten, wurde von einer englischen Forschergruppe nachvollzogen (136). Aufgrund eingehender Untersuchungen der Randbedingungen des Experiments und Einbezug von Kontrollgruppen wurde ausgeschlossen, dass präformierte Nitrosamine oder Artefakte die Messergebnisse beeinflussten. Der Effekt der Testmahlzeit auf den Gehalt an Dimethylnitrosamin im Blut der Probanden war ähnlich wie bei der Untersuchung von *Fine* et al. (135); andere Nitrosamine wurden jedoch nicht nachgewiesen. Auch eine japanische Forschergruppe kam zum Schluss, dass gewisse Mahlzeiten eine endogene Produktion von Nitrosaminen im Menschen bewirken (137).

Eine umfassende Antwort auf die Frage nach der Gesundheitsgefährdung durch die In-vivo-Bildung von Cancerogenen aus nitrosierbaren Stickstoffverbindungen und Nitrat/Nitrit beim Menschen wird wohl erst in einigen Jahren möglich sein. Vordringlich ist jetzt die Aufgabe, die Nitrosierungspotenz relevanter, in Nahrungsmitteln und Medikamenten normal vorkommender Vorstufen unter physiologischen Bedingungen zu testen, was u. a. die Entwicklung neuer analytischer Methoden bedingt (125, 126, 132). Möglicherweise gefährliche Stoffklassen sind Guanidine und andere Harnstoffderivate und gewisse aromatische Amine. Eine Literaturübersicht und theoretische Risikoberechnungen aufgrund der In-vivo-Nitrosierbarkeit verschiedener Substanzen wurden am Institut für Toxikologie der ETH und Universität Zürich ausgeführt (125), weitere Untersuchungsergebnisse finden sich bei *Neurath* (138).

Das folgende Schema (Abb. 13), das allerdings mangels genügender Daten noch sehr unvollständig ist, kann eine Vorstellung möglicher Größenordnungen und Hinweise für die Priorität weiterer Forschungen geben.

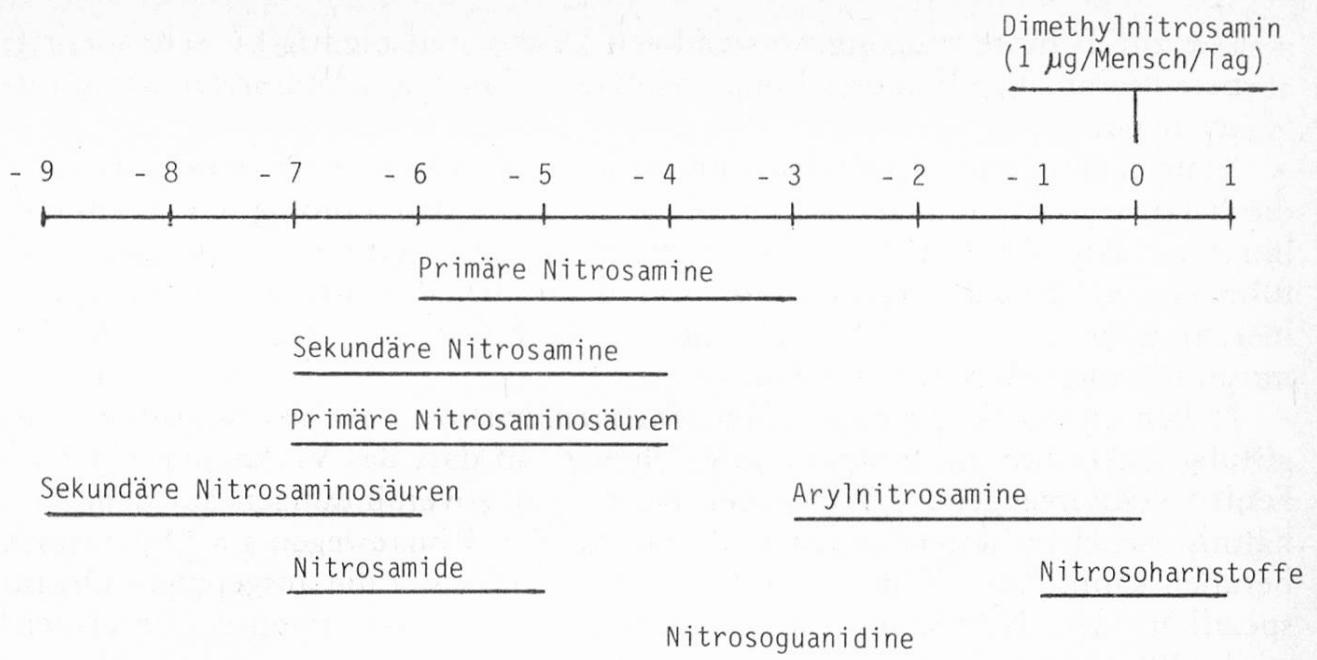


Abb. 13. Relatives Gesundheitsrisiko durch in vivo nitrosierte Stickstoffverbindungen, verglichen mit aufgenommenem Dimethylnitrosamin (Log. Skala) (125)

Zur Carcinogenität von *N*-Nitrosoverbindungen

Obwohl *N*-Nitrosoverbindungen akut leberschädigende (ref. in 128), mutagene (= erbgutändernde) und teratogene (= Missbildungen am Embryo hervorruhende) Aktivität zeigen (139), so ist doch die krebserzeugende Wirkung die wichtigste biologische Eigenschaft dieser Verbindungsklasse. Die ausserordentlich umfangreiche Literatur zu diesem Thema ist in verschiedenen Monographien und Sammelwerken zusammengefasst worden (ref. in 128, 139). Die wichtigsten Versuchsergebnisse lassen sich wie folgt skizzieren:

- Mehr als 300 verschiedene *N*-Nitrosoverbindungen wurden auf carcinogene Wirkung untersucht. Etwa 90% dieser Verbindungen erzeugen Tumoren in Versuchstieren.
- Die carcinogene Wirkung ist durch eine ausgeprägte Organspezifität charakterisiert (Organotropie).
- Diese Organotropie wird wesentlich durch die chemische Struktur der entsprechenden Verbindungen geprägt, weitere Einflussfaktoren sind die verwendete Tierspecies, die Applikationsart, die Dosierung und die Dauer der Behandlung.
- Typische Lokalisationen der Tumorinduktion sind Gehirn und Nervensystem, Mundhöhle, Speiseröhre, Magen, Darmtrakt, Leber, Niere, Harnblase, Pancreas, blutbildendes System, Herz und Haut.
- *N*-Nitrosoverbindungen sind aktive Carcinogene in 39 verschiedenen Tierspecies (inkl. Primaten); bis jetzt ist keine gegen die carcinogene Wirkung resistente Tierspecies bekannt geworden.

- Die zur Tumorerzeugung notwendigen Dosen sind niedrig bis sehr niedrig; bereits einmalige Verabreichung ist in vielen Fällen zur Tumorerzeugung ausreichend.

Viele experimentelle Untersuchungen haben den Beweis erbracht, dass nicht die N-Nitrosoverbindungen als solche, sondern erst deren biologische Umwandlungsprodukte die Carcinogenese hervorrufen. Der Aktivierungsmechanismus führt zu alkylierenden Agenzien, die sich dann mit DNS (und anderen Biopolymeren) verbinden und somit sog. genotoxische Effekte auslösen, die mit der Tumorinitiierung zusammenhängen.

Neben diesen aktivierenden Mechanismen existieren auch verschiedene Entgiftungsreaktionen im Stoffwechselgeschehen, so dass das Vorhandensein oder Fehlen krebserzeugender Wirkungen bei N-Nitrosoverbindungen auf dem Verhältnis zwischen aktivierenden und entgiftenden Abbaupfaden im Organismus beruhen kann. Noch komplexere Faktoren beeinflussen die ausgeprägte Organspezifität der Nitrosamin-Carcinogenese, die zurzeit intensiv untersucht wird (129).

Epidemiologische Hinweise

Nitrat

Viele epidemiologische Studien zeigten signifikante positive Korrelationen zwischen hohem Nitratgehalt in Trinkwasser oder hohem Verbrauch nitrathaltiger Düngemittel und dem Auftreten (Inzidenz) von Magenkrebs (ref. in 96). Diese Hinweise besitzen zwar nicht Beweiskraft, denn die Magenkrebsinzidenz korreliert auch mit vielen anderen Ernährungs-, Lebensstil- und Umweltfaktoren, wobei die aktuellen Ursachen nicht klar zu eruieren sind. Aus den gleichen Gründen darf aus dem gegenwärtig beobachtbaren, weltweiten Absinken der Magenkrebsinzidenz nicht geschlossen werden, dass hohe Nitrataufnahme keine Beziehung mit der Erzeugung von Krebs habe. Auf diesem Gebiet tätige Epidemiologen erklären, dass die Hypothese, hohe Nitrataufnahme sei eine der Ursachen im Auftreten von Magenkrebs, nicht leichthin verworfen werden sollte (Fraser et al., 1980, zit. in 96). Für andere Krebsarten fehlen derzeit ähnlich gelagerte Untersuchungen über Zusammenhänge mit der Nitrataufnahme.

Da Untersuchungen am Tier gezeigt haben, dass ein Nitrosamin je nach Tierart einen Tumor in verschiedenen Organen auslösen kann, ist es falsch, einen Zusammenhang der Reaktionskette Nitrat – Nitrit – Nitrosamine nur mit Magenkrebs zu suchen.

N-Nitrosoverbindungen

Stark suggestiv in Richtung einer Carcinogenese durch N-Nitrosoverbindungen auch beim Menschen weisen die Befunde, wonach bei Krebsbehandlung mit cytostatischen N-Nitrosoharnstoffen sekundäre Tumoren aufgetreten sind (ref. in 139). Eine direkte Verbindung zwischen N-Nitrosamin-Exposition und dem Auftreten von Krebs beim Menschen wurde erstmals 1984 bei Tabakkauern (snuff

dipping) in einigen Südstaaten der USA entdeckt (ref. in 128). In diesen Fällen treten Tumoren üblicherweise dort auf, wo der Priem im Mund behalten wird. Da keine anderen chemischen Carcinogene in diesem «snuff» gefunden wurden ausser tabakspezifischen Nitrosaminen (in 100fach höheren Konzentrationen als in anderen Tabakprodukten), ist in dieser spezifischen Situation eine eindeutige, beweiskräftige Beziehung zwischen Nitrosaminexposition und Krebserzeugung beim Menschen hergestellt. Ähnlich starke Beziehungen sind etabliert zwischen Mundkrebs und Betelnusskauen (oft mit Tabak kombiniert) in Indien und südostasiatischen Ländern, wo gezeigt wurde, dass ein Betelnussalkaloid *in vitro* zu im Tierversuch cancerogenen N-Nitrosoverbindungen führt (ref. in 128).

Weitere epidemiologische Hinweise auf eine Nitrosamin-Carcinogenese beim Menschen könnten sich in Zukunft aus Untersuchungen der beruflichen Belastung mit diesen Stoffen (v. a. gummi- und metallverarbeitende Industrie) ergeben.

Tier-Mensch-Extrapolation

Ausser in den oben erwähnten, speziellen Fällen scheint es derzeit unmöglich, eine eindeutig kausale Beziehung zwischen Exposition gegenüber niedrigen Konzentrationen von Nitrosaminen bzw. deren Vorläufern (Nitraten) und dem Auftreten bestimmter Tumoren beim Menschen herzustellen. Bei dieser Faktenlage ist es nötig, Daten aus Tierversuchen auf den Menschen zu extrapolieren – auch wenn dieses Verfahren mit vielen Unsicherheiten behaftet ist.

Es soll noch einmal rekapituliert werden, dass sich N-Nitrosoverbindungen als aktive Carcinogene bei 39 verschiedenen Tierarten – inkl. Primaten – erwiesen haben und dass bis jetzt keine Art bekannt ist, die resistent gegen diese Wirkung ist. Es erscheint daher sehr unwahrscheinlich, dass die Spezies Mensch resistent sein sollte.

In Zellkulturen menschlicher und tierischer Gewebe wie Luft- und Speiseröhre, Harnblase und Darm wurde nachgewiesen, dass die Abbauprodukte von N-Nitrosaminen in beiden Fällen identische DNS-Addukte bilden. Sowohl in menschlichen Leberzellkulturen als auch bei zwei analysierten Giftmordversuchen wurde gezeigt, dass N-Nitrosodimethylamin den identischen Abbauweg aufweist und dass gleiche DNS-Addukte entstehen wie bei Nagern (ref. in 139). Die zahlreichen toxikologischen und biochemischen Beobachtungen ergeben starke Hinweise darauf, dass die Extrapolation von Tierdaten auf den Menschen in diesem Fall wissenschaftlich gerechtfertigt ist.

Dosis-Wirkungs-Beziehungen und Risikoabschätzungen

Zur Erfassung der biologischen Wirksamkeit einer Substanz wird die Wirkungsintensität eines Schadstoffes in Abhängigkeit von der Dosis am Versuchstier geprüft. Für Stoffe, die akute Toxizität aufweisen, kann auf diese Art ein

Schwellenwert bestimmt werden. Das heisst, dass eine Stoffdosis, die unterhalb dieses Wert liegt, keinen Effekt mehr zeigt. Für viele Schadstoffe mit chronischer Wirkung (z. B. Krebsbildung über genotoxische Mechanismen) kann ein Schwellenwert nicht bestimmt werden. Bei der Cancerogenese sind einige Gründe dafür:

- Zwischen der Aufnahme eines Stoffes und dem Auftreten von Symptomen besteht eine oft sehr lange Latenzzeit (beim Menschen bis zu Jahrzehnten). Bei den kurzlebigen Versuchstieren (Ratte ca. 2 Jahre) kann diese Zeit länger sein als die Lebenszeit. Man ist also gezwungen, mit höheren als für den Menschen relevanten Umweltkonzentrationen zu arbeiten (Erhöhung der Tumorhäufigkeit) und daraus Abschätzungen auf niedrigere Konzentrationen zu treffen.
- Hat die Krebsbildung einmal begonnen, vergrössert sich der Tumor auch ohne weitere Schadstoffaufnahme.

Zusätzliche Schwierigkeiten in der Ermittlung von Grenzwerten ergeben sich daraus, dass es sich bei Versuchstieren um genetisch einheitliche Populationen handelt, während Menschen genetisch sehr inhomogen sind und auch Kranke, Säuglinge, Greise und andere eventuell hoch empfindliche Individuen einem Risiko ausgesetzt sind. Darüber hinaus ist der Mensch nicht nur einem, sondern einer Vielzahl von Cancerogenen ausgesetzt. Das Zusammenwirken dieser Stoffe (= synergistische Effekte) zeigt aber oft nicht nur additive, sondern auch multiplikative, sich potenzierende oder sich gegenseitig vermindernde resp. aufhebende Effekte.

Die Daten einer Reihe von Dosis-Wirkungs-Untersuchungen sind in Tabelle 10 zusammengefasst.

Tabelle 10. Niedrigste carcinogene Dosen von N-Nitrosoverbindungen in Futter oder Trinkwasser (Angaben in $\mu\text{g}/\text{kg}$) (139)

N-Nitroso-	Ratte	Maus
-dimethylamin NDMA	33	10
-diethylamin NDEA	33	
-pyrrolidin NPYR	5 000	
-piperidin NPIP	350	

Diese Daten zeigen, dass der «Sicherheitsfaktor» zwischen den niedrigsten wirksamen Dosen im Tierversuch und der durchschnittlichen menschlichen Belastung mit solchen Stoffen nur gering ist. So wurde die menschliche NDMA-Exposition durch dessen Vorkommen in Lebensmitteln allein auf 1–2 μg pro Tag und Person für das Jahr 1979 bestimmt (139). Gemäss dem Ernährungsbericht 1984 der Deutschen Gesellschaft für Ernährung, Frankfurt a/Main, betrug die im Jahre 1981 gemessene durchschnittliche tägliche Gesamtaufnahme von Dimethylnitrosamin bei Männern nur noch 0,5 μg und bei Frauen 0,4 μg , was auf die in

der Zwischenzeit erfolgte Änderung der Herstellungstechnologie für Bier (Darrprozess) zurückgeführt wird. Raucher (20 Zigaretten pro Tag) nehmen diesem Bericht zufolge täglich etwa $15 \mu\text{g}$ Nitrosamine zu sich.

Eine andere Risikoabschätzung kommt zu ähnlichen Ergebnissen (zit. in 139). Die Gesamtexposition durch N-Nitrosoverbindungen aus Umwelt und durch endogene Bildung wird auf $10 \mu\text{g}/\text{Tag}$ geschätzt (konservative Abschätzung). Daraus berechnet sich eine Gesamtaufnahme während 70 Jahren von etwa 240 mg Nitrosamin oder 4 mg/kg Körpergewicht. Da im Tierversuch mit dem allerdings stark cancerogenen NDMA mit einer Gesamtdosis von 20 mg/kg Körpergewicht, über die Lebenszeit verteilt, Tumoren erzeugt werden, wird der Abstand zwischen cancerogenen Dosen im Tierversuch und der abzuschätzenden menschlichen Belastung für gering gehalten. Dabei sind aber nur Nitrosamine berücksichtigt und synergistische Effekte mit anderen Umweltchemikalien ausser acht gelassen. Besonders schwer wiegt in diesem Zusammenhang die Tatsache, dass es bis dato bei keinem krebserzeugenden Stoff gelungen ist, eine niedrigste, unwirksame Dosis (= Schwellenwert) zu bestimmen.

Schlussfolgerungen

Aus all diesen harten Fakten aus dem Tierexperiment, aus Messungen in der Umwelt und aus Risikoabschätzungen ergibt sich nach wie vor die toxikologische Forderung: Die Belastung mit Nitrat/Nitrit ist so gering als möglich zu halten. Da die Nitritproduktion in der Mundhöhle erst ab einer Nitrataufnahme von etwa 50 mg NO_3^- wesentliche Mengen erreicht bei höheren (einmaligen) Aufnahmen aber überproportional ansteigen kann und vor allem, weil die Geschwindigkeit der Nitrosaminbildung im Magen vom Quadrat der Nitritkonzentration abhängt, ergibt sich eine zusätzliche Forderung aus toxikologischer Sicht, die speziell bei hohem Blattsalat-, Randen- und Fleischwarenverzehr ins Gewicht fällt: Auch vereinzelte Spitzenbelastungen der Nitrat-/Nitritaufnahme sind zu vermeiden.

Weitere Auswirkungen übermässiger Nitratauswaschung

Nur am Rande sei vermerkt, dass alle in Anhang A geschilderten Prozesse, die übermässige Nitratauswaschung ins Sickerwasser zur Folge haben, auch eine der wesentlichen Ursachen für erhöhte Nitratkumulation in Futterpflanzen und Gemüsen darstellen. Der Verzehr solcher Pflanzen stellt die Hauptquelle für die Belastung mit Nitraten aus Nahrungsmitteln dar (für den Durchschnitt der Bevölkerung, vgl. Anhang C, «Tägliche Nitrataufnahme»). Diese Problematik wird in einer besonderen Arbeitsgruppe der Kommission «Nitrate in Nahrungsmitteln» des BAG behandelt. Der vorliegende Bericht beschränkt sich auf Probleme, die direkt mit dem Wasser zu tun haben.

Leitungskorrosion

Die im Laufe der siebziger Jahre beobachteten Korrosionsschäden in verzinkten Wasserleitungen wurden damals mit dem Ansteigen des Nitratgehaltes im Grundwasser in Zusammenhang gebracht (3). Bei normalen Bedingungen wird die Zinkschicht in Leitungsrohren mit der Zeit abgetragen, wobei allmählich eine natürliche Rostschutzschicht entsteht. Wird die Zinkschicht zu rasch oder ungleichmäßig abgetragen, dann äussert sich dies durch das Auftreten von Zinkgeriesel und Rostfarbe im Trinkwasser. In den Rohren kann Lochfrass entstehen.

Im Auftrag des Bundesamtes für Umweltschutz (BUS) führten die Eidg. Materialprüfungsanstalt (EMPA) in Dübendorf und die Universität Bern seit 1978 mehrjährige, sich ergänzende Untersuchungen über den Einfluss von Nitrat auf das Korrosionsverhalten verzinkter Stahlrohre durch. Obwohl an der EMPA einige Versuche aus wissenschaftlichem Interesse noch laufen, lässt sich der Einfluss erhöhter Nitratgehalte auf die Korrosionsvorgänge in verzinkten Wasserleitungen für praktische Belange heute abschliessend beurteilen (141–145). Als hauptsächlichste Ergebnisse dieser Untersuchungen können gelten:

- Die Raten des Zinkabtrages in den Laborversuchen lassen nicht unmittelbar auf eine aktive Beteiligung des Nitrats schliessen. Der Beitrag des Nitrats bewegt sich im Rahmen dessen, was bei einer entsprechenden Erhöhung der Leitfähigkeit zu erwarten ist.
- Ungünstige Konzentrationsverhältnisse von Chlorid, Sulfat und Nitrat im Wasser können einen ungleichmässigen Abtrag der Zinkschicht fördern.
- Andere Faktoren, wie Betriebsbedingungen, Werkstoffqualität, Bemessung der Leitungen und Ausführung der Arbeiten am Leitungsnetz (SVGW, 1976 (48)) haben einen grösseren Einfluss auf das Korrosionsverhalten als der Gehalt an Neutralsalzen einschliesslich des Nitrats. Insbesondere bei nicht ein-

- wandfrei (nach DIN 2444) verzinkten Rohren ist der schädliche Einfluss ungünstiger Neutralsalzverhältnisse sehr stark.
- Die Untersuchungen an der Universität Bern zeigten, dass die Einwirkung von Zink auf nitrathaltige Wässer zur Bildung von Nitrit führt. Zwar ist nicht anzunehmen, dass diese Nitritbildung in älteren Leitungssystemen mit abgetragener Zinkschicht noch erheblich ist. In Neubauten, bei mangelhaft verzinkten Rohren, kann die Nitritbildung aber einen echten Risikofaktor darstellen. Praxiserhebungen und Risikoabschätzungen über diese mögliche (punktuelle) Nitritbelastung existieren keine in der Schweiz. Das Problem stellt sich vor allem bei längerer Stagnation des Wassers in den Leitungsrohren, z. B. am Morgen oder bei Ferienhäusern, wenn Trinkwasser ohne Vorläufenlassen entnommen wird. In praxisnahen Versuchen in der BRD wurden während einer 16stündigen Stagnation immerhin bis zu 9 mg NO₂⁻/l nachgewiesen (ref. bei 151). 9 mg NO₂⁻ pro Tag entspricht gerade dem ADI-Wert (duldbare tägliche Aufnahme) der WHO für einen 60 kg schweren Menschen (81).
- Zusammenfassend lässt sich sagen, dass der Nitratgehalt eines Wassers nur von untergeordneter Bedeutung für die Korrosion von verzinkten Stahlrohren ist. Eine wesentliche Rolle spielt Nitrat erst dann, wenn noch andere Neutralsalze vorhanden sind und in bestimmten Konzentrationsverhältnissen eine bezüglich Korrosion ungünstige Wasserzusammensetzung bilden. Aber selbst dann sind andere Faktoren wie einwandfreie Verzinkung und fachmännische Installation der Wasserleitungen sowie andere Betriebsbedingungen von grösserem Einfluss auf die Korrosion in den Rohren (Vorschriften bei SVGW, 1976 (48)).

Veränderungen im Grundwasser-Chemismus

Fast alle Substanzen, die aus dem Boden ausgewaschen werden, erfahren im Laufe der Versickerung und während ihrer Verweilzeit im Grundwasser vielfältige Stoffumsetzungen, die entweder rein chemischer Art oder durch Boden-Mikroorganismen bedingt sein können. Mit zunehmender Entnahmetiefe verringern sich in der Regel die Nitratkonzentrationen des Grundwassers. Ursachen können sein:

- a) Zunehmende Erfassung von älteren Wasserschichten, die noch aus Zeiten geringerer Nitratauswaschung stammen,
- b) Durchmischung mit nitratarmen Grundwasserströmungen in der Tiefe,
- c) Ein mikrobiologischer Nitratabbau.

Durch Messungen der komplexen Strömungs- und Schichtungsverhältnisse von Grundwasserkörpern sowie durch Vergleiche mit Substanzen, die keinen Stoffumwandlungen im Wasser unterliegen (z. B. Chlorid), wurden in speziellen Fällen in der BRD Denitrifikationsleistungen des Untergrundes festgestellt, die weit über 50% der Nitratauswaschung ausmachen können (52, 54, 146–150). Entsprechende geologische Verhältnisse (z. B. Gley-Gebiete) sind in der Schweiz höchstens sehr lokal zu erwarten.

Die Fähigkeit zur Nitratreduktion ist bei Mikroorganismen weit verbreitet. Auch in über 90 m Tiefe wurden noch Koloniezahlen von Bakterien von Tau-

send pro Gramm Boden nachgewiesen (*Selenka*, 1983 (151)). Das Ausmass der Nitratreduktion lässt sich u. a. als Stickstoffübersättigung des Wassers nachweisen, da unter den reduzierenden (sauerstoffarmen) Bedingungen des Untergrundes das Nitrat schliesslich zu gasförmigem Stickstoff (N_2) reduziert wird (149). Die Mikroorganismen nutzen die an Bodenkörnern angelagerte organische Substanz (partikuläre Kohlenstoffverbindungen) oder schwefelhaltige Komponenten (v. a. Pyrit, FeS_2) als Nährstoffquelle (bzw. Reduktionsäquivalente). Wo solche Prozesse stattfinden, muss mit einer allmählichen Verringerung der organischen Substanz im Untergrund gerechnet werden. Die Folgen sind schliesslich ein Zusammenbruch des natürlichen Selbstreinigungsvermögens bezüglich Nitrat und ein schneller Anstieg der Nitratwerte im betreffenden Grundwasser (Nitratdurchbruch). Indizien weisen darauf hin, dass der mancherorts in der BRD beobachtete, steile Anstieg der Nitratkonzentration in den letzten Jahren nicht nur Auswirkungen der Landbewirtschaftung bzw. Düngung in der Vergangenheit darstellt, sondern dass das mit dem für Nitrat veränderten Selbstreinigungsvermögen in bestimmten Einzugsbereichen von Wasserwerken zusammenhängt (148). In Ausnahmefällen sind solche Phänomene auch für kleinere Einzugsgebiete in der Schweiz zu erwarten.

Die mancherorts in der BRD beobachteten sekundären Nitrateffekte, wie Härteanstieg oder Oxidation von Pyrit zu Sulfat (150), dürften für die in der Schweiz vorherrschenden geologischen Verhältnisse kaum von Bedeutung sein (163).

Rechtliche Aspekte

Rechtslage

Folgende Gesetze und Empfehlungen des Bundes sind hinsichtlich des Stickstoffaustags in die Umwelt – und somit mittelbar zum Vermeiden von Nitratanreicherungen – anwendbar:

- *Bundesgesetz vom 8. Oktober 1971 über den Schutz der Gewässer gegen Verunreinigung* (GSchG, Art. 13 und 14) sowie die auf die Artikel 3 und 22 des Gesetzes abgestützte Klärschlammverordnung vom 8. April 1981 (29, 46). Die generelle Sorgfaltspflicht (Art. 13 GSchG) und das Versickerungsverbot (Art. 14 GSchG) verpflichten die Anwender von stickstoffhaltigen Düngern, diese so einzusetzen, dass für Gewässer weder eine Verunreinigung noch eine konkrete Gefährdung entstehen. Zudem darf bei der eigentlichen Bodenbearbeitung nicht vergessen werden, dass dadurch erhebliche Mengen Stickstoff freigesetzt werden können, die bei ungünstigen Verhältnissen – so im Herbst oder Winter – zur Nitratanreicherung im Grundwasser führen. Die Klärschlammverordnung enthält in den Artikeln 10 bis 12 Bestimmungen, die direkt mit dem Verhindern von Stickstoffverlusten ins Grundwasser im Zusammenhang stehen (z. B. kein Ausbringen von Klärschlamm auf Brache). Der Vollzug liegt bei den Kantonen.

Am 21. Oktober 1985 fällte das Bundesgericht einen wegweisenden Entscheid (155). Es schützte eine kantonale Behörde, die auf Grund von Artikel 37 GSG (46) einen Landwirt wegen eines Verstosses gegen das Versickerungsverbot anzeigen. Dieser Landwirt hatte auf schneebedecktem Wiesland Gülle verteilt. Im betroffenen Gebiet befindet sich in ca. 5 m Tiefe Grundwasser, welches seit längerem einen sehr hohen Nitratgehalt aufweist. Der Boden war zum Zeitpunkt des Güllenausbringens zudem noch gefroren. Das Ausbringen von Gülle auf gefrorene, schneebedeckte oder durchnässte Böden (Vegetationsruhe) ist nach diesem höchstrichterlichen Spruch eine konkrete Gewässergefährdung und verstösst somit gegen das Gewässerschutzgesetz. Die Vollzugsorgane haben somit neuerdings eine gute Handhabe, sich in dieser Hinsicht besser durchzusetzen.

- *Bundesgesetz vom 7. Oktober 1983 über den Umweltschutz (USG)* (56). Artikel 28 USG enthält die grundsätzliche Bestimmung zur umweltgerechten Anwendung von Stoffen im Sinne des Gesetzes. Verdeutlicht wird dieser Grundsatz durch detailliertere Bestimmungen zum Düngen in der kommenden Verordnung über umweltgefährdende Stoffe, die sich auf Artikel 29 USG abstützt. Wer Dünger verwendet, muss die im Boden vorhandenen Nährstoffe und die Bedürfnisse der Pflanzen sowie die Boden- und Witterungsverhältnisse zum

Zeitpunkt des Düngereinsatzes berücksichtigen. Dabei muss sich der Anwender auf die eigene Erfahrung und die Empfehlungen von Fachleuten abstützen. Positive Auswirkungen auf die Verminderung des Stickstoffeintrags in tiefere Bodenschichten sind zu erwarten. Im übrigen hat der Bundesrat gestützt auf Artikel 32 Absatz 4 Buchstabe g die Kompetenz, zur Verhinderung übermässiger Belastungen des Bodens und der Gewässer Vorschriften über die Verwendung von Abfällen aus der Tierhaltung usw. zu erlassen. Der Vollzug liegt bei den Kantonen.

- *Bundesgesetz vom 14. Dezember 1979 über Bewirtschaftungsbeiträge an die Landwirtschaft mit erschwertem Produktionsbedingungen sowie Vollziehungsverordnung vom 16. Juni 1980* (156). Voraussetzung, um solche Bewirtschaftungsbeiträge zu erhalten, ist nach Artikel 6 dieses Gesetzes, dass Grundeigentümer die Bewirtschaftung und die Pflege von Brachland dulden. Diese Duldung hat zu geschehen, wenn u. a. das Brachliegen die Umwelt erheblich beeinträchtigt. Der Bundesrat hat gestützt darauf in der Verordnung vom 16. Juni 1980 beschlossen, dass Beiträge nur dann ausgerichtet werden, wenn eine sachgerechte Bewirtschaftung vorausgesetzt werden kann, welche u. a. der Umwelt nicht schadet (Art. 6 der Verordnung). Widrigfalls kann ein zeitlich begrenzter Ausschluss von der Beitragsberechtigung verfügt werden (Art. 9 des Gesetzes). Bewirtschaftungsanforderungen sind beispielsweise dann nicht erfüllt, wenn im Übermass gedüngt und somit der Stickstoffaustausch in die Gewässer hoch ist. Der Vollzug liegt bei den Kantonen.
- *Schweizerisches Milchlieferungsregulativ vom 18. Oktober 1971* (157). Bestimmungen dieses Regulativs haben Auswirkungen auf die Düngung und somit auf den gezielten Einsatz der Stickstoffdünger. In den Artikeln 5 und 6 wird jedes unzweckmässige, d. h. übertriebene, einseitige und zur unrichtigen Zeit ausgeführte Dünzen untersagt. Das vom Bundesrat mit Datum vom 1. Januar 1973 in Kraft gesetzte Regulativ richtet sich nur an Milchviehhälter; das sind etwa 72 000 Betriebe von total 125 000. Das Milchlieferungsregulativ wird hinsichtlich seiner Düngungsbestimmungen nicht streng vollzogen, könnte aber ebenfalls positive Auswirkungen auf die Nitratentlastung haben. Der Vollzug liegt bei den Organisationen der Milchproduzenten und Milchverwerter sowie beim milchwirtschaftlichen Kontroll- und Beratungsdienst.
- *Bundesgesetz vom 1. Juli 1966 über den Natur- und Heimatschutz sowie dessen Vollziehungsverordnung vom 27. Dezember 1966* (158). Gestützt auf Artikel 18 des Gesetzes und Artikel 25 der Verordnung sind die Kantone ermächtigt, ergänzende Vorschriften zu erlassen, soweit es der Schutz einzelner Pflanzen oder Tiere erfordert. Dies kann grundsätzlich auch Auflagen zur Düngung besonders schützenswerter Pflanzenstandorte betreffen, so dass in solchen Fällen zumindest indirekt eine Extensivierung hinsichtlich des Stickstoffaustausches erwartet werden kann. Der Vollzug liegt bei den Kantonen.
- Erläuternde behördliche Vollzugshilfen beim Gewässerschutz, wie die Düngungsrichtlinien aus dem Jahre 1972 über den Acker- und Futterbau, die Wegleitung des BUS über Schutzzonenausscheidungen (47), die Wegleitung für den Gewässerschutz in der Landwirtschaft (30) sowie allgemeine Empfehlungen und

Veröffentlichungen von Bundesstellen und kantonalen Fachbehörden (Luzerner Merkblatt vom 8. Oktober 1981 für den Gewässerschutz in der Landwirtschaft, Aargauer Merkblatt über Nitrat und Landwirtschaft usw.) zu Fragen des umweltgerechten Düngens haben langfristig ohne Zweifel positive Auswirkungen auf den gezielten Einsatz von stickstoffhaltigen Düngern und auf die geordnete Bodenbewirtschaftung.

Qualitätsziele beim Trinkwasser

Nach wie vor besteht kein rechtlich verbindlicher Grenzwert für den Nitratgehalt des Trinkwassers. Zwar wird der im Lebensmittelbuch (15) enthaltene Toleranzwert von 40 mg NO₃⁻/l Wasser zunehmend bei der Beurteilung der Trinkwasserqualität anerkannt, ohne dass aber dabei eine Verpflichtung zum Einschreiten anerkannt würde. Derzeitige behördliche Bestrebungen haben zum Zweck, diesem Toleranzwert im Jahre 1986 Verbindlichkeit auf Verordnungsstufe* zukommen zu lassen (159). Im übrigen bestehen entsprechende Absichten im EG-Raum, wo in den Mitgliederstaaten ein Grenzwert von 50 mg NO₃⁻/l Wasser in Kraft treten soll. Für einzelne Trinkwasserversorgungsverbände mit hohen Nitratgehalten in ihrem Trinkwasser wird dies einschneidende Folgen haben.

Detailliertere Angaben zu rechtlichen Aspekten des Nitratproblems finden sich in einer Lizentiatsarbeit der Universität Bern (160).

Weitere Aspekte

Erwähnenswert ist ein Bundesgerichtsfall neueren Datums (161), wonach das Bundesgericht den Entscheid des Verwaltungsgerichts des Kantons Bern gestützt und die Beschwerde der betroffenen Gemeinde abgewiesen hat. In jenem Entscheid (162) wurde einem Wasserbezüger zugestanden, nur 90% des geforderten Wasserzinses zu bezahlen, weil im gelieferten Wasser wiederholt Richtwertüberschreitungen (40 mg NO₃⁻/l) und Werte im kritischen Bereich (30–40 mg NO₃⁻/l) gemessen worden waren. Das Wasser wurde also als nicht einwandfrei im Sinne des Wasserversorgungsreglementes befunden. Die Reduktion um 10% erklärt sich daraus, dass nur 10% des gelieferten Wassers als Trinkwasser gebraucht worden und möglicherweise gesundheitsschädigend gewesen seien. Die restlichen 90% konnte der Wasserbezüger für Gebrauchszecke ohne weiteres und uneingeschränkt verwenden.

Zusammenfassung

Nitrat ist als die oxidative Endstufe des Stickstoffkreislaufes in der Natur zu bezeichnen. Die Stellung dieses Stoffes im Boden wird beschrieben, insbesonders die Mechanismen, die zu seiner Auswaschung ins Grundwasser führen.

* Die entsprechende Verordnung ist auf den 1. Mai 1986 in Kraft getreten.

Aufgrund der heutigen Erkenntnisse soll aus gesundheitlichen Erwägungen die Nitrataufnahme der Bevölkerung so gering wie möglich sein. Ebenfalls ist aus Gründen der Vorsorge eine weitere Aufsalzung von Grundwasser nicht erwünscht.

Es werden Mittel und Wege aufgezeigt, wie man die in bestimmten Regionen der Schweiz beobachteten hohen Nitratkonzentrationen im Trinkwasser vermindern könnte. Auf der Erkenntnis von praxisorientierten Versuchsreihen (Naturlabor) lassen sich Massnahmenbündel herleiten, um den Trend zu höheren Nitratgehalten im Grundwasser zu brechen.

Résumé

Le nitrate représente le degré d'oxydation le plus élevé du cycle de l'azote dans la nature. La place occupée par l'ion nitrate dans le sol et en particulier les mécanismes qui conduisent à sa pénétration dans les eaux souterraines sont décrits.

Sur la base des connaissances toxicologiques actuelles, l'absorption de nitrate par la population doit être aussi minime que possible. De même, du point de vue prophylactique, une augmentation de la teneur des eaux souterraines en sels est indésirable.

Diverses directives et moyens ayant pour fin de réduire les teneurs élevées de l'eau de boisson en nitrate observées en Suisse, dans certaines régions sont indiqués. Les mesures sont la conclusion tirée d'une série d'essais pratiques, effectués avec la collaboration d'agriculteurs (laboratoires «naturels»), en vue de mettre fin à l'augmentation de la concentration du nitrate dans les eaux souterraines.

Summary

Nitrate is the most oxidized form of nitrogen substances that are related to the complex web of biogeochemical processes generally known as nitrogen cycle. The position of this ion in soils, and particularly the mechanisms that lead to its washing-out into ground- and well-water, are described.

According to the actual state of toxicological knowledge, human intake of nitrate should be as low as possible. From the point of view of prophylaxis a further salting-up of groundwater is not desirable either.

Directions and measures are listed up how to reduce the high nitrate concentrations in drinking-water that are observed in certain regions of Switzerland. These directions have been derived from results of experiments in practice-simulated situations together with farmers in so-called nature-laboratories.

Literatur

1. *Schweizerische Bundeskanzlei* (Hrsg.): Lebensmittelverordnung vom 26. Mai 1936. Eidg. Drucksachen- und Materialzentrale, Bern 1985.
2. *BAG* (Bundesamt für Gesundheitswesen): Nitrate in Nahrungsmitteln. Bern 1979.
3. *EDI* (Eidg. Departement des Innern): Nitrat im Trinkwasser. Bern 1979.
4. *WHO* (World Health Organization): Nitrates, nitrites and N-nitroso compounds. Environmental Health Criteria 5. Geneva 1978.

5. *National Academy of Sciences*: Nitrates: an environmental assessment. A report prepared by the panel on nitrates of the coordinating committee for scientific and technical assessment of environmental pollutants. Washington, D. C. 1978.
6. *Durfor, C. N. and Becker, E.*: Public water supplies of the 100 largest cities in the United States. Water Supply Papers Nr. 1812. Washington, D. C., Geological Survey 1964.
7. *OECD* (Organization for Economic Cooperation and Development): Environment committee, water management policy group. Diffuse sources of water pollution: Agricultural activities, fertilizer and animal wastes. ENV/WAT/82.2., Paris 1984.
8. *WHO* (World Health Organization), Regionalbüro für Europa: Kurzbericht der Tagung (Kopenhagen 5. bis 9. 3. 1984) der Arbeitsgruppe über Gesundheitsgefährdungen durch Nitrat in Trinkwasser. ICP/CWS 002/m 05 (S), 6293L (1984).
9. *Bundesgesundheitsamt* (Hrsg.): Atlas zur Trinkwasserqualität der Bundesrepublik Deutschland (BIBIDAT). Verlag E. Schmidt, Berlin 1980.
10. *Aurand, K., Hässelbarth, U. und Wolter, R.*: Nitrat- und Nitritgehalte von Trinkwässern in der Bundesrepublik Deutschland. In: *DFG* (Deutsche Forschungsgemeinschaft), Selenka, F. (Hrsg.): Nitrat – Nitrit – Nitrosamine in Gewässern. Verlag Chemie, Weinheim 1982.
11. *DVGW* (Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches, Hrsg.): Nitrat – ein Problem für unsere Trinkwasserversorgung? ZfGW-Verlag, Frankfurt/Main 1984.
12. *Darimont, T.*: Analyse und Bewertung von Nitrat im Trinkwasser. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 18. E. Schmidt Verlag, Bielefeld 1983.
13. *BUS* (Bundesamt für Umweltschutz): Problemskizze über Nitrat im Trinkwasser. Diskussionsgrundlage für die Arbeitsgruppe «Nitrat». Nr. 356–80. Bern 1980.
14. *Arbeitsgruppe Nitrate in Nahrungsmitteln und Kantonales Laboratorium Schaffhausen*: Umfrage bei den Kantonschemikern der Schweiz über die Nitratgehalte im Trinkwasser. Interner Rapport 9.1.1985.
15. *Schweiz. Lebensmittelbuchkommission*: Schweiz. Lebensmittelbuch, zweiter Band – spezieller Teil, Kap. 27, S. 5–8. Eidg. Drucksachen- und Materialzentrale, Bern 1985.
16. *Kickuth, R.*: Nitrates in der Stickstoffbilanz. In: Nitrat in Gemüsebau und Landwirtschaft. Gottlieb Duttweiler Institut, Rüschlikon/Zürich 1981.
17. *Quinche, J. P.*: Les teneurs en nitrates des eaux de fontaines et sources en Suisse romande. Rev. Suisse agric. 13, 21–24 (1981).
18. *Kreutzer, K.*: Stickstoffaustrag in Abhängigkeit von Kulturart und Nutzungsintensität – in der Forstwirtschaft. In: Nitrat – ein Problem für unsere Trinkwasserversorgung? DVGW-Schriftenreihe, Wasser 38. Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches, Frankfurt/Main (1984).
19. *Massarotti, A.*: Zur Qualität des Trinkwassers im Tessin. Gas – Wasser – Abwasser 61, 171–182 (1981) sowie pers. Korrespondenz (14).
20. *Pierce, R. S., Hornbeck, J. W., Linkens, G. E. and Bormann, F. H.*: Effects of elimination of vegetation on stream water quantity and quality. Proceedings IAHS Symp. Results, Res. Represent and Exp. Basins (New Zealand), 311–328 (1970). (zit. in EDI, 1979, Ref. (3)).
21. *Stadelmann, F. X., Furrer, O. J. und Stauffer, W.*: Der Einfluss von Stickstoffmobilisierung, Nitrifikation und Düngung auf die Nitratauswaschung ins Grundwasser. In: Nitrat in Gemüsebau und Landwirtschaft, S. 49–84. Gottlieb Duttweiler Institut, Rüschlikon/Zürich 1981.
22. *Furrer, O. J., Stadelmann, F. X. und Stauffer, W.*: Grundwasserqualität und Landwirtschaft. «Wiener Mitteilungen», Band 51, S. X1–X33, (18. Seminar des ÖWWV). Hrsg.: Inst. für Wasserwirtschaft, Abt. für Siedlungswasserbau und Gewässerschutz, Wien 1983.

23. *Furrer, O. J.*: Nitratbelastung des Grundwassers durch die Landschaft. Schriftenreihe des Österreichischen Wasserwirtschaftsverbandes Wien. Heft 61, 71–103 (1984).
24. *Kläy, R.*: Untersaaten im Mais. Diss. Forschungsanstalt für biologischen Landbau, Oberwil 1983.
25. *Bosshart, U.*: Einfluss der Stickstoffdüngung und der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsweise auf die Nitratauswaschung ins Grundwasser (am Beispiel Naturlabor Buechberg). Beiträge zur Geologie der Schweiz-Hydrologie Nr. 32. Kommissionsverlag Kümmerly & Frey, Bern 1985.
26. *Flaig, W.*: Fortschritte auf dem Gebiet der Biochemie des Bodens im Bezug zur pflanzlichen Produktion (Übersicht). Rheinisch-Westfälische Akademie der Wissenschaften, Vorträge N 271, Westdeutscher Verlag, Opladen 1978.
27. Agro-Bulletin 2/84 und 3/84. Landwirtschaftlicher Beratungsdienst. Lonza AG, Basel 1984.
28. *Wollring, J.* und *Wehrmann, J.*: Der Nitrat-Schnelltest — Entscheidungshilfe für die N-Spätdüngung. DLG (Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft) — Mitteilungen 8/1981, 448–449.
29. *Schweizerische Bundeskanzlei* (Hrsg.): Klärschlammverordnung vom 8. April 1981. Eidg. Drucksachen- und Materialzentrale, Bern 1985.
30. Wegleitung für den Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Hrsg.: Bundesamt für Landwirtschaft und für Umweltschutz, Eidg. Meliorationsamt und Eidg. landw. Forschungsanstalten. Bern 1979.
31. *Vetter, H.* und *Steffens, G.*: Ursachen zu hoher Nitratgehalte in Zwischenfrüchten. Landwirtschaftsblatt Weser-Ems (Oldenburg) 7, 18–20 (1977).
32. *Walther, U.*: Möglichkeiten und Empfehlungen zur Verhinderung von Nährstoffverlusten aus düngungs- und anbautechnischer Sicht. Mitt. Schweiz. Landw. 29, 225–234 (1981).
33. *Walther, U.*: Gezielter Einsatz von Gülle im Ackerbau. Schweizer Landtechnik 46, 131–135 (1984).
34. *Hofer, E.*: Untersuchungen über das wirtschaftliche Optimum des Düngereinsatzes. Mitt. Schweiz. Landw. 22, 64–71 (1974).
35. *Baumgartner, H.*: Weniger Stickstoff — weniger Traubefäulnis? Schweiz. Z. für Obst- u. Weinbau 118, 235–237 (1982).
36. *Gysi, C.* und *Ryser, J. P.*: Düngung der Gemüse. Flugschrift Nr. 91. Eidg. Forschungsanstalt für Obst-, Wein- und Gartenbau, Wädenswil 1977.
37. *Gysi, C.*: Optimierung der Stickstoffdüngung im Gemüsebau und Belastung des Grundwassers. Projektskizze für Forschungskredit. Eidg. Forschungsanstalt für Obst-, Wein- und Gartenbau, Wädenswil 1983.
38. *Biedermann, R., Leu, D.* und *Vogelsanger, W.*: Nitrate in Nahrungsmitteln. Eine Standortbestimmung. Deut. Lebensm.-Rdschau 76, 149–156 und 198–207 (1980).
39. *Stadelmann, F. X., Furrer, O. J., Lehmann, V.* und *Moeri, P. B.*: Die Wirkung steigender Gaben von Klärschlamm und Schweinegülle auf den Nitratgehalt von ein- und mehrjährigem Kleegras. Landw. Forschung, Sonderheft 41 (Kongressband 1984), 188–200 (1985).
40. *Scharpf, H. C.*: Der Mineralstickstoffgehalt des Bodens als Massstab für den Stickstoffdüngerbedarf. Diss. Universität Hannover 1977.
41. *Wehrmann, G.*: N_{min} -Antworten zu Fragen aus der Praxis. Neue Ergebnisse und langjährige Erfahrungen. DLG-Mitteilungen (Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft) Nr. 2/1983, 66–69 (1983).

42. *Walther, U.* und *Jaeggli, F.*: Erfahrungen mit der N_{min}-Methode in der Schweiz. In: Landwirtsch. Forschung **36**, 57–71 (1983).
43. *SLV* (Pflanzenbaukommission des Schweiz. Landw. Vereins): Gezielte Stickstoffdüngung im Ackerbau. Sonderdruck aus der «Grünen» Nr. 5, 10, 15/84, 1–67 (1984).
44. *ZVG* (Zentralverband Gartenbau, BRD): Blickpunkt Nitrat. I–XX, (1984).
45. *Flaig, W.*: Die organische Bodensubstanz als nachliefernde Stickstoffquelle zur Ernährung der Pflanze und einige Modelle zur technischen Verwirklichung. Landbauforsch. Völkenrode **26**, 117–121 (1976).
46. *Schweiz. Bundeskanzlei* (Hrsg.): Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer gegen Verunreinigungen vom 8. Oktober 1971. Eidg. Drucksachen- und Materialzentrale, Bern.
47. *BUS* (Bundesamt für Umweltschutz): Wegleitung zur Ausscheidung von Gewässerschutzbereichen, Grundwasserschutzzonen und Grundwasserschutzarealen. Bern 1982.
48. *SVWG*: Leitsätze für die Erstellung von Wasserinstallationen vom 7. Oktober 1976. Schweiz. Verein des Gas- und Wasserfaches, Zürich 1976.
49. *Gros, H., Müller, U., Lienhard, U.* und *Berdat, F.*: Nitratentfernung aus dem Trinkwasser. Untersuchungen von 3 Verfahren in einer Pilotanlage in Zollikofen. Kurzbericht Juni 1982. Wasser- und Energiewirtschaftsamt des Kantons Bern (Hrsg.).
50. *Amberger, A., Vilsmeyer, K., Kick, H., Poletschny, H., Gutser, R.* und *Solansky, S.*: Fachsymposium über den N-Stabilisator SKW-Didin für Flüssigmist. Sonderdruck aus Bayrisches Landwirtsch. Jb. 845–891 (1981).
51. *Neyroud, J. A.*: Nitrifikationshemmer – eine Möglichkeit die N-Ausnutzung durch Akkerkulturen zu verbessern? In: SLV. 1984 (= 43).
52. *Obermann, P.*: Hydrochemische/hydromechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser bei landwirtschaftlicher Nutzung. Bes. Mitt. zum dt. gewässerkundlichen Jahrbuch Nr. 42. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.), Düsseldorf 1981.
53. *Ryvarden, G.* und *Getreuer, H.*: Nitratelimination durch höhere Pflanzen als Möglichkeit der Trinkwasseraufbereitung. Gas/Wasser/Wärme **35**, 257–259 (1981).
54. *Sontheimer, H., Cornel, P., Fettig, J.* und *Rohmann, U.*: Grundwasserverunreinigungen – Bedrohung für die öffentliche Wasserversorgung? gwf (das Gas- und Wasserfach) – Wasser-Abwasser **123**, 521–530 (1982).
55. *Rhenag* (Rheinische Energie Aktiengesellschaft): Wasserversorgung Ingelheim. Studie über die Nitratentfernung aus dem Grundwasser. Köln 1981.
56. *Schweiz. Bundeskanzlei* (Hrsg.): Bundesgesetz über den Umweltschutz vom 7. Oktober 1983. Eidg. Drucksachen- und Materialzentrale, Bern 1985.
57. *Matile, P.*: Nitrat im Stoffhaushalt der Pflanze. In: Nitrat in Gemüsebau und Landwirtschaft. Gottlieb Duttweiler Institut, Rüschlikon/Zürich 1981.
58. *Scheffer, F.* und *Schachtschabel, P.* (Hrsg.): Lehrbuch der Bodenkunde (11. Auflage). F. Enke, Stuttgart 1984.
59. *Ettlinger, L.*: Biologische Stickstoff-Fixierung: Stand der Forschung und Zukunftsperspektiven. Schweiz. landw. Forschung **19**, 165–178 (1983).
60. *Stauffer, W.* und *Furrer, O. J.*: Nitratauswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Gebieten. Bulletin der Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz **6**, 57–62 (1982).
61. *Stadelmann, F. X., Furrer, O. J., Gupta, S. K.* und *Lischer, P.*: Einfluss von Bodeneigenschaften, Bodennutzung und Bodentemperatur auf die N-Mobilisierung von Kulturböden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. **146**, 228–242 (1983).
62. *Bundy, L. G.* und *Bremer, J. M.*: Effects of substituted p-benzoquinones on urease activity in soils. Soil Biol. Biochem. **5**, 847–853 (1973).

63. Crutzen, P. J. and Enhalt, D. H.: Effects of nitrogen fertilizer and combustion on the stratospheric ozone layer. *Ambio* **6**, 112–117 (1977).
64. Stadelmann, F. X.: Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene, Liebefeld/Bern. Natürliche Denitrifikations- bzw. Stickoxidverluste in der Schweiz. Internes Papier F 84.6 der EFAC Liebefeld/Bern, 1984.
65. Czeratzky, W.: Die Stickstoffauswaschung in der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion. *Landbauforschung Völkenrode* **23**, 1–18 (1973).
66. Furrer, O. J. und Gächter, R.: Beitrag der Landwirtschaft zur Eutrophierung der Gewässer in der Schweiz. *Z. Hydrol.* **34**, 71–93 (1972).
67. Barraclough, D., Geens, E. L. and Maggs, J. M.: Fate of fertilizer nitrogen applied to grassland. *J. Soil Sci.* **35**, 191–199 (1984).
68. Ulrich, B.: Beitrag zur Frage der Stickstoffdüngerbedürftigkeit: Stickstoffzufuhr aus der Luft und Stickstoffumsatz im Boden. *Landw. Forsch.* **31**, 111–118 (1978).
69. Furrer, O. J.: Abschwemmung und Auswaschung von Nährstoffen. Informationstagung «Landwirtschaft und Gewässerschutz» der Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene, Liebefeld/Bern 31–52 (1978).
70. Feger, U.: Einfluss von Düngungsmassnahmen auf die Auswaschung von N, P und K unter Berücksichtigung der Sickerwassermenge auf Brache und landwirtschaftlich genutzten Flächen. Diss. Universität Göttingen 1975.
71. Ohlendorf, W.: Lysimeteruntersuchungen über den Verbleib der Düngernährstoffe, insbesondere des mit ^{15}N markierten Stickstoffs. Diss. Universität Giessen 1976.
72. Kolenbrander, G. J.: Nitrate content an nitrogen loss in drain water. *Neth. J. agric. Sci.* **17**, 246–255 (1969).
73. Vetter, H. und Steffens, G.: Stickstoffaustrag aus vorwiegend organisch gedüngten Flächen, insbesondere mit Gülle. In: Nitrat – ein Problem für unsere Trinkwasserversorgung? Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches (Hrsg.). DVWG-SchrifteneiheNr. **38**. DLG-Verlag, Frankfurt am Main 1984.
74. Bundesamt für Umweltschutz, Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene, Liebefeld/Bern, Kantonales Amt für Gewässerschutz LU und Kantonales Laboratorium Luzern: Nitrat-Naturlabor Weienbrunnen. Zwischenbericht Oktober 1982.
75. Dubois, J. P., Jelmini, G. et Dubois, D.: Influence du type de culture sur la migration des éléments dans un tourbe entrophe. *PED* **10**, Lab. de Pédologie de l'Ecole Polytechnique fédérale, Lausanne 1983.
76. Gysi, C. und Ryser, J. P.: Düngung der Gemüse. *Flugschrift* **91** der Eidg. Forschungsanstalt für Obst-, Wein- und Gartenbau, Wädenswil 1977.
77. Böhmer, M.: Der Mineralstickstoffgehalt von Böden mit Feldgemüsebau und seine Bedeutung für die Stickstoffernährung der Pflanze. Diss. Universität Hannover 1980.
78. Welte, E. und Timmermann, F.: Über den Nährstoffeintrag in Grundwasser und Oberflächenwasser aus Boden und Düngung. VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten), Heft 5, Darmstadt 1982.
79. Perret, P.: Ertrags- und Qualitätsbeeinflussung durch die Begrünung im Weinbau – Ergebnisse eines 10jährigen Versuches. *Schweiz. Z. Obst- u. Weinbau* **118**, 470–480 (1982).
80. Moeschlin, S.: Klinik und Therapie der Vergiftungen, 6. Aufl. G. Thieme, Stuttgart und New York 1980.
81. WHO (World Health Organization): Toxicological evaluation of certain food additives with a review of general principles and of specifications. WHO Technical Report Series Nr. **539** WHO, Geneva 1974.

82. Spiegelhalder, B., Eisenbrand, G. and Preussmann, R.: Influence of dietary nitrate on nitrate content of human saliva: Possible relevance to in-vivo-formation of N-nitroso compounds. *Food Cosmet. Toxicol.* **14**, 545–548 (1976).
83. Tannenbaum, S. R., Weismann, M. and Fett, D.: The effect of nitrate intake on nitrite formation in human saliva. *Food Cosmet. Toxicol.* **14**, 549–552 (1976).
84. Selenka, F.: Gesundheitliche Beurteilung des Nitrats im Trinkwasser. *Zbl. Bakt. Hyg.*, I. Abt. Orig. B **172**, 44–48 (1980).
85. Hüppe, R.: Biokinetische Untersuchungen über das Nitration beim Menschen. Diss. Justus-Liebig-Universität Giessen 1984.
86. Spiegelhalder, B. und Preussmann, R.: Vorkommen und Bewertung von Nitrat, Nitrit und Nitrosaminen im Trinkwasser. In: Aurand, L. (Hrsg.): Bewertung chemischer Stoffe im Wasserkreislauf. E. Schmidt, Berlin 1981.
87. Selenka, F. und Brand-Grimm, D.: Nitrat und Nitrit in der Ernährung des Menschen. Kalkulation der mittleren Tagesaufnahme und Abschätzung der Schwankungsbreite. *Zbl. Bakt. Hyg.*, I. Abt. Orig. B **162**, 449–466 (1976).
88. Möhler, K.: Nitrat- und Nitritgehalt der Nahrungsmittel. In: DFG (Deutsche Forschungsgemeinschaft): Nitrat – Nitrit – Nitrosamine in Gewässern. Verlag Chemie, Weinheim 1982.
89. Sander, J. und Schweinsberg, F.: Wechselbeziehungen zwischen Nitrat, Nitrit und kanzerogenen N-Nitrosoverbindungen (1. Mitteilung). *Zbl. Bakt. Hyg.*, I. Abt. Orig. B **156**, 299–320 (1972).
90. Mueller, R. L., Hagel, H. J., Greim, G., Ruppin, H. und Domschke, W.: Die endogene Synthese kanzerogener N-Nitrosoverbindungen: Bakterienflora und Nitritbildung im gesunden menschlichen Magen. *Zbl. Bakt. Hyg.*, I. Abt. Orig. B **178**, 297–315 (1983).
91. Mueller, R. L., Hagel, H. J., Greim, G., Ruppin, H. und Domschke, W.: Dynamik der endogenen bakteriellen Nitritbildung im Magen. *Zbl. Bakt. Hyg.*, I. Abt. Orig. B **179**, 381–396 (1984).
92. Kübler, W. und Hüppe, R.: Bewertung des Nitratproblems für die menschliche Ernährung. 96. VDLUFA Kongress, Karlsruhe. VDLUFA-Schriftenreihe, Darmstadt (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Forschungs- und Untersuchungsanstalten), Heft **10**, Anhang (1984).
93. Druckrey, H., Steinhoff, D. und Beuthner, H.: Prüfung von Nitrit auf toxische Wirkung an Ratten. *Arzneimittel-Forsch.* **13**, 320–323 (1963).
94. Tremp, E.: Der Beitrag der einzelnen Nahrungsmittel zur täglichen Nitraaufnahme des Menschen. In: Nitrat in Gemüsebau und Landwirtschaft. Gottlieb Duttweiler Institut, Rüschlikon/Zürich 1981.
95. Stauffer, W. und Furrer, O. J.: Auswaschung von Pflanzennährstoffen aus ganz und teilweise bewaldeten Gebieten. *Schweiz. landw. Forsch.* **23**, 285–293 (1984).
96. Ellen, G. and Schuller, P. L.: Nitrate, origin of continuos anxiety. In: DFG Preussmann, R. (Hrsg.): Das Nitrosamin-Problem, S. 97–134. Verlag Chemie, Weinheim 1983.
97. Green, L. C., De Luzuriaga, K. R., Wagner, D. A., Rand, W., Istfan, N., Young, V. R. and Tannenbaum, S. R.: Nitrate biosynthesis in man. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **78**, 7764–7768 (1981).
98. Bartholomew, B. and Hill, M. J.: The pharmacology of dietary nitrate and the origin of urinary nitrate. *Food Chem. Toxicol.* **22**, 789–795 (1984).
99. Jaffé, E. R. and Heller, P.: Methemoglobinemia in man. In: Moore, C. V. und Brown, E. B.: Progress in Hematology, Vol. 4. Grune Stratten, New York 1964.

100. Jaffé, R. E.: Methemoglobinemia. *Clinics in Hematology* **10**, 99–122 (1981)
101. Wintrobe, M. M. et al.: *Clinical hematology*, 8th ed. Lea & Febiger, Philadelphia 1981.
102. Hegesh, E. and Shiloah, J.: Blood nitrates and infantile methemoglobinemia. *Clin. Chim. Acta* **125**, 107–115 (1982).
103. Tannenbaum, S. R., Fett, D. and Young, V. R.: Nitrite and nitrate are formed by endogenous synthesis in the human intestine. *Science* **200**, 1487–1489 (1978).
104. Schwartz, J. M. and Jaffé, E. R.: Hereditary methemoglobinemia with deficiency of NADH-Dehydrogenase. In: Stanbury, J. B. et al. (eds.): *The metabolic basis of inherited disease*, 1452–1464. Mc Graw-Hill, New York 1978.
105. Shuval, H. I. and Gruener, N.: Epidemiological and toxicological aspects of nitrates and nitrites in the environment. *Am. J. Publ. Health* **62**, 1045–1052 (1972).
106. Sattelmacher, P. G.: Methämoglobinämie durch Nitrate im Trinkwasser. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene Nr. **20**. G. Fischer, Stuttgart 1962.
107. Petri, H.: Nitrate und die Trinkwasser-Verordnung. In: Aurand, K. et al. (Hrsg.): *Die Trinkwasser-Verordnung. Einführung und Erläuterungen für Wasserversorgungsunternehmungen und Überwachungsbehörden* 75–91. E. Schmidt, Berlin 1976.
108. Gysi, C.: Stickstoffdüngung im Weinbau; wieviel verträgt die Rebe? Wieviel braucht die Rebe? *Schweiz. Zeitschrift Obst- u. Weinbau* **118**, 233–235 (1982).
109. Borneff, G.: Hygiene – Ein Leitfaden für Studierende und Ärzte. G. Thieme, Stuttgart 1974.
110. Würkert, K.: Feldstudie über Einflüsse methämoglobinbildender Faktoren in Rheinhessen. Die Methämoglobinkonzentration bei Säuglingen des 1. Trimenons. *Zbl. Bakt. Hyg. I. Abt. Orig. B* **166**, 361–374 (1978).
111. Dettwiler, J.: Telephonische Umfrage über die Epidemiologie der nitratverursachten Methämoglobinämie (Cyanose) bei Säuglingen im 1. Trimenon. Interner Rapport, Bundesamt für Umweltschutz, 18. Oktober 1983. Bern 1983.
112. Toussaint, W. und Würkert, K.: Methämoglobinämie im Säuglingsalter. In: DFG (Deutsche Forschungsgemeinschaft) 1982 (= 127).
113. Müller, H. P.: Abteilung Gewässer des kantonalen Baudepartementes des Kantons Aargau. Pers. Mitt. 10. Mai 1985.
114. Adam, F.: Kantonales Amt für Gewässerschutz und Wasserbau, Zürich. Pers. Mitt. 28. November 1984.
115. Smith, J. E. and Beutler, E.: Methemoglobin formation and reduction in man and various animal species. *Am. J. Physiol.* **210**, 347–350 (1966).
116. Wiesner, E.: Wieviel Nitrat verträgt das Tier? 96. VDLUFA-Kongress, Karlsruhe. VDLUFA-Schriftenreihe (Verband Deutscher Landw. Untersuchungs- und Forschungsanstalten) 1–2 (1984).
117. Becker, M. und Nehring, K.: Handbuch der Futtermittel, Bd. I, 5, 56–57 und 109. Parey-Verlag, Berlin 1969.
118. Suter, H. und Hufschmied, N.: Agrarökologisches Projekt Klettgau, Zwischenbericht des FIBL. Oberwil, November 1985.
119. Mézarós, L.: Toxizität und Nachweis von Nitrat in Zwischenfrüchten – Ergebnisse zweijähriger Untersuchungen. *Kali-Briefe (Büntehof)* **14**, 281–294 (1978).
120. Becker, M.: Nitrat und Nitrit in der Tierernährung – Ein Übersichtsreferat. *Qual. Plant. Mater. Veg.* **15**, 48–64 (1967).
121. Kemp, A., Geurink, J. H., Haalstra, R. T. and Malestein, A.: Nitrate poisoning in cattle. 2. Changes in nitrite in rumen fluid and methemoglobin formation in blood after high nitrate intake. *Neth. J. agric. Sci.* **25**, 51–62 (1977).

122. Preussmann, R. und Stolte, E.: Der Literaturdienst über Analytik, Entstehung und biologische Wirkungen von N-Nitrosoverbindungen. DFG (Deutsche Forschungsgemeinschaft), 319–322 (1983).
123. Spiegelhalder, B.: Vorkommen von Nitrosaminen in der Umwelt. DFG (Deutsche Forschungsgemeinschaft) 1983 (= 129).
124. Fine, D. H., Ruféh, F., Lieb, D. and Rounbehler, D. P.: Description of the thermal energy analyser (TEA) for trace determination of volatile and non-volatile N-nitroso compounds. *Analyt. Chem.* **47**, 1186–1191 (1975).
125. Shephard, S.: Nitrosatable compounds in the diet. Institut für Toxikologie der ETH und Universität Zürich, Schwerzenbach. Interne Rapport, Februar 1984.
126. Preussmann, R.: Metabolismus von Nitrat und Nitrit beim Menschen und dessen Relevanz zur endogenen Nitrosamin-Bildung. Bericht anlässlich der 38. Plenarsitzung der Eidg. Ernährungskommission, Bern 22. November 1983.
127. DFG (Deutsche Forschungsgemeinschaft): Nitrat – Nitrit – Nitrosamine in Gewässern, Selenka, F. (Hrsg.). Verlag Chemie, Weinheim 1982.
128. Bartsch, H. and Montesano, R.: Relevance of nitrosamines to human cancer. *Carcinogenesis* **5**, 1381–1393 (1984).
129. DFG (Deutsche Forschungsgemeinschaft): Das Nitrosamin-Problem, Preussmann, R. (Hrsg.). Verlag Chemie, Weinheim 1983.
130. Sander, J.: In-vivo Bildung von N-Nitrosoverbindungen. In: DFG (Deutsche Forschungsgemeinschaft) 1983 (= 129).
131. Meier-Brätschi, A. und Schlatter, Ch.: Alkylierung von DNS durch in-vivo gebildetes Dimethylnitrosamin. *Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg.* **72**, 71–77 (1981).
132. Schlatter, Ch.: Wieviel Nitrat verträgt der Mensch? *Landw. Forschung, Sonderheft* **41** (Kongressband 1984), 1985, im Druck.
133. Ohshima, H. und Bartsch, H.: Quantitative estimation of endogenous nitrosation in humans by monitoring N-nitrosopoline excreted in the urine. *Cancer Res.* **41**, 3658–3662 (1981).
134. Preussmann, R.: Inst. für Toxikologie und Chemotherapie des Deutschen Krebsforschungszentrums, Heidelberg. Pers. Mitt. 1985.
135. Fine, D. H., Ross, R., Rounbehler, D. P., Sievergleid, A. and Song, L.: Formation in-vivo of volatile N-nitrosamines in man after ingestion of cooked bacon and spinach. *Nature* **265**, 753–755 (1977).
136. Gough, T. A. and Swann, P. F.: An examination of human blood for the presence of volatile nitrosamines. *Food. Chem. Toxic.* **21**, 151–156 (1983).
137. Suzuki, K. and Mitsuoka, T.: Increase in faecal nitrosamines in Japanese individuals given a western diet. *Nature* **294**, 453–456 (1981).
138. Neurath, G.: Amine in Wasser, Boden und Lebensmitteln. In: DFG (Deutsche Forschungsgemeinschaft) 1983 (= 129).
139. Preussmann, R.: Biologische Wirkungen, Metabolismus, Dosis-Wirkungsbeziehungen und Risikobetrachtungen (von N-Nitrosoverbindungen, d. Verf.). In: DFG (Deutsche Forschungsgemeinschaft) 1983 (= 129).
140. Wicki, J.: Bericht über die Nitratverhältnisse der Wasserversorgung Oberkirch. Laboratorium des Kantonschemikers, Luzern 1983.
141. EMPA (Eidg. Materialprüfungsanstalt, Dübendorf): Nitrat im Trinkwasser/Korrosionsversuche. Zusammenfassung und Beurteilung der Ergebnisse nach 18 Monaten. EMPA 38 190, 1980.

142. *Theiler, F.*: Der korrosionsfördernde Einfluss von Nitrat im Trinkwasser. In: *Nitrate, Phosphate und Trinkwasserqualität*. SVGW (Schweiz. Verein des Gas- und Wasserfaches), Zürich, 9/1–9/28 (1980).
143. *Theiler, F.*: Projektleiter der EMPA Dübendorf: pers. Mitt. 1985.
144. *Michel, P.*: Nitrateinfluss auf Korrosion von Wasserleitungen kleiner als erwartet. BUS-Bulletin 1/82. Bundesamt für Umweltschutz, Bern 1982.
145. *Köppel, H.*: Der Einfluss von Nitrat auf die Korrosion von Zink und verzinkten Trinkwasserleitungen. Diss. Universität Bern 1981.
146. *Otto, A.*: Fremdstoffbelastung der Gewässer in der Bundesrepublik Deutschland durch Land- und Forstwirtschaft. Landwirtschaft – Angewandte Wissenschaft, H. 214, 1978.
147. *Bundermann, G.*: Hydrogeologisch-hydrochemische Untersuchungen der Grundwasserveränderungen durch landwirtschaftliche Nutzung im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Mussum der Stadtwerke Bocholt GmbH (Westf.). Diss. Ruhr-Universität, Bochum 1978.
148. *Sontheimer, H.* und *Rohmann, U.*: Grundwasserbelastung mit Nitrat – Ursachen, Bedeutung, Lösungswege. gwf (Das Gas- und Wasserfach) – Wasser – Abwasser 125, 599–608 (1984).
149. *Böckle, R.*, *Rohmann, U.* und *Sontheimer, H.*: Die Bedeutung eines natürlichen Nitratabbaus im Untergrund für die Grundwasserqualität und dessen Nachweis mit Hilfe eines einfachen Verfahrens zur Bestimmung der Stickstoffkonzentration in Grundwässern. Vom Wasser 62, 25–37. Verlag Chemie, Weinheim 1984.
150. *Kölle, W.*: Auswirkungen von Nitrat in einem reduzierenden Grundwasserleiter. In: DVGW 1984 (= 11).
151. *Selenka, F.*: Nitrat und Nitrit in Wasser und Boden. In: DFG (Deutsche Forschungsgemeinschaft) 1982 (= 127).
152. *Bosset, E.*: Evolution des concentrations en nitrates des eaux souterraines du Moyen-Pays vaudois. In: *Nitrate, Phosphate und Trinkwasserqualität*, SVGW (Schweiz. Verein des Gas- und Wasserfaches, Zürich, Hrsg.). Referate des Seminars vom 20./21. März 1980 in Biel.
153. *Kempf, T.*: Geologisch-hydrologischer Bericht über die Grundwasseruntersuchungen im zugerischen Reusstal, Abschnitt Drälikon, Gemeinde Hünenberg. Geologisches Büro H. Jäckli AG, 3. August 1981, im Auftrag des Tiefbauamtes des Kantons Zug, Abt. Gewässer- und Umweltschutz.
154. *Bundesamt für Umweltschutz*: Gewässerschutzstatistik. Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 46, BUS, Bern 1985.
155. *BGE*: Urteil des Schweizerischen Bundesgerichts vom 31. Oktober 1985, Nr. P 4071/85, Lausanne 1985.
156. *Schweiz. Bundeskanzlei* (Hrsg.): Bundesgesetz über Bewirtschaftungsbeiträge an die Landwirtschaft mit erschwerten Produktionsbedingungen. Eidg. Drucksachen- und Materialzentrale, Bern 1979.
157. *Schweiz. Milchkommission*: Schweiz. Milchlieferungsregulativ vom 18. Oktober 1971. Eidg. Drucksachen- und Materialzentrale, Bern 1971.
158. *Schweiz. Bundeskanzlei* (Hrsg.): Bundesgesetz über den Natur- und Heimatschutz (NHG) vom 1. Juli 1966 und Vollzugsverordnung zum NHG vom 27. Dezember 1966. Eidg. Drucksachen- und Materialzentrale, Bern 1985.
159. *Eidg. Departement des Innern*: Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe in Lebensmitteln (FIV) vom 27. Februar 1986. Eidg. Drucksachen- und Materialzentrale, Bern 1986.

160. *Tanner, J.*: Das Problem des Nitrates im Trinkwasser aus rechtlicher Sicht. Lizentiatsarbeit, eingereicht bei Prof. F. Gygi, Juristische Fakultät der Universität Bern 1983.
161. *BGE*: Urteil des Schweiz. Bundesgerichts vom 5. Januar 1984, Nr. P 496/83, Lausanne 1984.
162. *VGB* (Verwaltungsgericht des Kantons Bern): Urteil vom 7. April 1983, Nr. 16287. Bern 1983.
163. *Zobrist, J.*: Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG), Dübendorf. Pers. Mitt. 9. Juli 1985.
164. *Nihlgard, B.*: The ammonium hypothesis – an additional to the forest dieback in Europe. *Ambio* **14**, 2–8 (1985).
165. *Stadelmann, P., Häckl, A. und Troxler, H.*: Nitratbelastung im Grundwasservorkommen der Gemeinde Oberkirch. Kantonales Amt für Umweltschutz, Luzern 1985.
166. *BAG* (Bundesamt für Gesundheitswesen). Die Durchführung der Lebensmittelkontrolle in der Schweiz im Jahre 1984. Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg. **76**, 420–421 (1985).
167. *Mengel, K.*: Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze (5. Aufl.). VEB G. Fischer Verlag, Jena 1979.
168. *WHO* (World Health Organization): European standards for drinking-water, 2nd ed. WHO, Geneva 1970.
169. *Walther, U.*: Einfluss des Mineralstickstoffgehaltes des Bodens und der N-Düngung auf den Ertrag und die Ertragsstruktur von Winterweizen. Mitt. Schweiz. Landwirtschaft **31**, 102–112 (1983).
170. Frankfurter Allgemeine Zeitung vom 19. März 1986, S. 6, und Chemische Rundschau vom 14. März 1986, S. 2.

Prof. Dr. J. Hoigné*
 EAWAG
 Überlandstrasse 133
 CH-8600 Dübendorf

Dr. D. Leu
 Dr. R. Biedermann*
 Kantonales Laboratorium
 Postfach 37
 CH-8204 Schaffhausen (Kontaktadresse)

Dr. F. X. Stadelmann*
 Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene
 Schwarzenburgstrasse 155
 CH-3097 Liebefeld

H. Dettweiler*
 Bundesamt für Umweltschutz
 Hallwylstrasse 4
 CH-3003 Bern

* Mitglieder der erweiterten Arbeitsgruppe Nitrat in Nahrungsmitteln des BAG