Ber. Naturwiss. Verein Bielefeld u. Umgegend	29	1988	1–21

Untersuchungen zur Nitratbelastung des Grundwassers in der Senne (im Süden Bielefelds)

mit 8 Abbildungen

Siegmar–Walter BRECKLE *)

Inhalt

1. Einleitung 2
2. Das Untersuchungsgebiet 2
3. Methoden 4
4. Hydrogeologische Voraussetzungen 4
5. Ergebnisse 7
6. Diskussion 12
7. Ausblick 15
8. Zusammenfassung 16
9. Dank 17
10. Literatur 17

*) unter Auswertung der Untersuchungen der Diplomarbeit von A. LANGE (1984)

Verfasser:
Prof. Dr. Siegmar–Walter Breckle, Abteilung Ökologie, Fakultät für Biologie, Universität Bielefeld, Postfach 8640, D–4800 Bielefeld 1

1. Einleitung

Die Nitrat – Problematik hat in den letzten Jahren in ihrer Bedeutung ganz erheblich zugenommen. Zu Beginn der Sechziger Jahre häuften sich Berichte über Säuglings – Methämoglobinämien (Blausucht), die auf erhöhte Nitratgehalte im Trinkwasser und/ oder in Lebensmitteln zurückführbar waren. Von medizinischer Seite kamen Berichte über cancerogene Eigenschaften mancher Nitrosamine. Und es konnte gezeigt werden, daß Nitrat und Nitrit bei der Entstehung von Nitrosaminen eine wichtige Rolle spielen. Schon seit längerer Zeit ist in dicht besiedelten Gebieten ein Ansteigen des Nitratgehaltes im Grundwasser beobachtet worden. Die steigenden Einsätze an Düngemitteln in der Landwirtschaft sind hierfür als wesentliche Ursache vermutet worden. Viele Untersuchungen der letzten Jahre haben solche Vermutungen bestätigt.
Ziel der vorliegenden Untersuchung war die Erarbeitung von Zusammenhängen zwischen der Nitratbelastung des Grundwassers (Brunnen – und Trinkwasser) eines relativ einheitlichen, eng umgrenzten Gebietes und der Herkunft des Nitrats, bzw. der Bewirtschaftungsart der relevanten Flächen.

2. Das Untersuchungsgebiet

Das Gebiet der westlichen Senne südlich Bielefelds im offenen Siedlungsbereich "Windflöte" zwischen Eckardtsheim und Ummeln bot sich für die vorgesehene Untersuchung aus mehreren Gründen an. Erstens hatte in diesem Bereich bereits 1964 SCHNEIDER Untersuchungen durchgeführt und in Hausbrunnenwasser Nitratgehalte von bis zu 75 $mg.l^{-1}$ gefunden. Zweitens weist diese Region eine relativ einfache geologische Struktur auf. Hierzu gibt Abb. 1 eine allgemeine Übersicht anhand des Profils der Schiefen Ebene von NE nach SW (FRÖHLICH & OTTERSDORF 1972). Die Grundwasserhöhenlinien sind für dieses Gebiet in Abb. 2 angegeben. Daraus geht hervor, daß die Grundwasserströmung dieses Gebietes recht einheitlich und übersichtlich ist, was eine Suche nach Ursachen einer Grundwasserverunreinigung erleichtert. Drittens handelt es sich in diesem Gebiet durchwegs um leichte Sandböden mit hohem Grundwasserstand; dies sind Voraussetzungen, die zu einer kurzen Latenzzeit zwischen Verunreinigungsquelle (Ursache) und Kontamination des Grundwassers (Wirkung) beitragen.

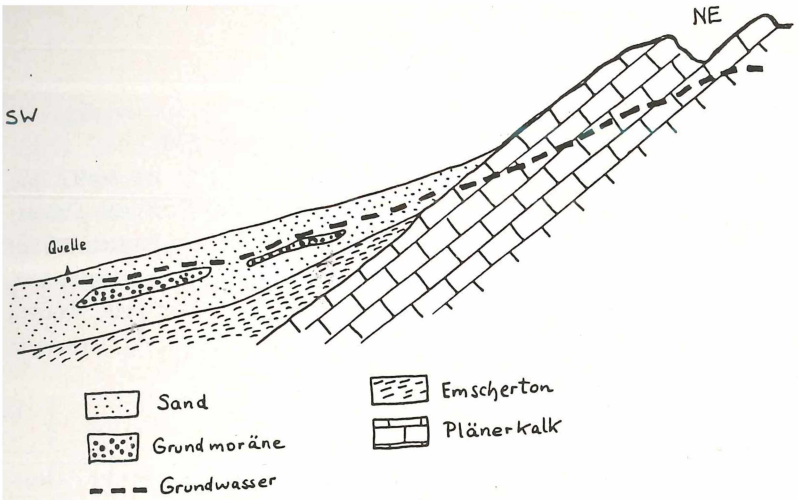


Abb. 1: Schematisiertes Geologisches Profil der Südabdachung des Teutoburger Waldes bis zur Emssandebene, mit Angabe der Grundwasserlinie (veränd. nach FRÖHLICH & OTTERSDORF 1972).

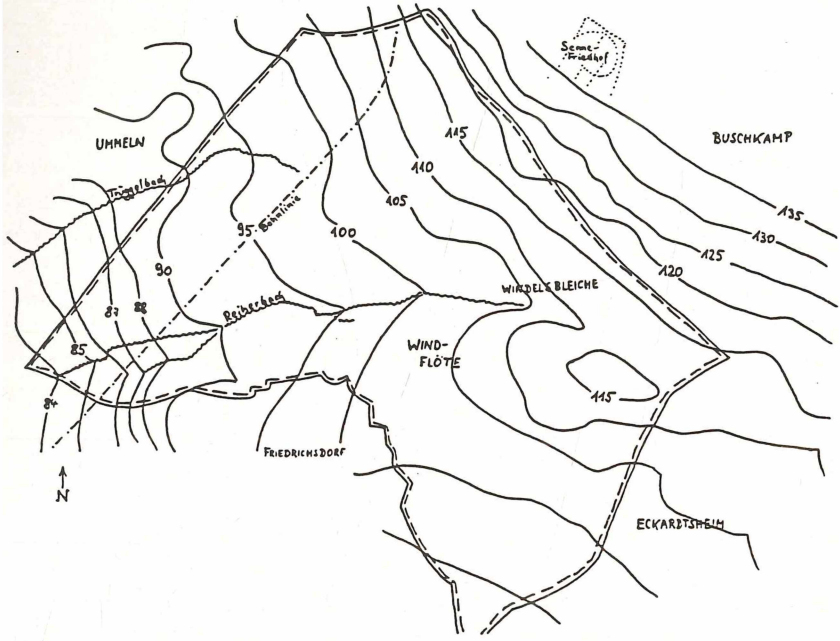


Abb. 2: Übersicht über die Lage der Grundwasserhöhenlinien und Angabe der ungefähren Umgrenzung des Untersuchungsgebietes

3. Methoden

Probenahmen

Die Untersuchungen erfolgten im Zeitraum von April 1982 bis Mai 1983. Untersucht wurden in regelmäßigen Abständen die Sickerwässer aus Drainagen verschiedener land- und forstwirtschaftlicher Flächen. In Forsten erfolgte dies durch Bohrlöcher mit dem Pürckhauer-Bohrer und Entnahme von Sickerwasser mittels eingeklemmter Zentrifugengläser. Untersucht wurden ferner alle im Gebiet fließenden Gewässer, sowie 30 Hausbrunnen, jeweils in monatlichem, teilweise wöchentlichem Abstand.

Analytik

Bestimmt wurde der Gehalt an Nitrat (NO_3^-) nach der Methode der "Deutschen Einheitsverfahren" (D.E.V. 1979), photometrisch als 4-Nitro-2, 6-Xylenol. Zur Kontrolle wurde gelegentlich noch Chlorid (Cl^-) amperometrisch mit dem Marius-Mikro-Chlorocounter bestimmt.

4. Hydrologische Voraussetzungen

Zur Erfassung des Zusammenhanges zwischen Nitratgehalten im Oberflächenwasser und denen im Grundwasser müssen zunächst die hydrologischen Gegebenheiten geklärt sein. Es besteht kein Zweifel, daß das in den Hausbrunnen dieses Gebietes auftretende Nitrat ausschließlich von der Bodenoberfläche stammen muß. Folgende Voraussetzungen wurden angenommen. Nach OBERMANN & BUNDERMANN (1982) stammt das Wasser bestimmter Stellen im Grundwasserleiter von jeweils denselben Stellen der Geländeoberfläche, wo es auch hydrochemisch geprägt wurde. Das Wasser im Untergrund fließt in ständiger, einigermaßen gleichförmiger Bewegung entlang dem Gefälle der Grundwasseroberfläche. Aufgrund dieser Annahmen ergeben sich einige Folgerungen.

Eine für den Nitratgehalt eines Hausbrunnens ursächliche Fläche wird nie unmittelbar über der Ansaugvorrichtung dieses Hausbrunnens liegen, sondern mehr oder weniger horizontal versetzt grundwasserstromaufwärts. Um die hier infragekommenden Flächen, die den Hausbrunnen hauptsächlich durch ihr Sickerwasser beeinflußen, möglichst genau eingrenzen zu können, ist es nötig, die Verlagerungsstrecke des Nitrats in eine senkrechte und waagerechte

Bewegungskomponente zu zerlegen (OBERMANN & BUNDERMANN, 1982). Unter Berücksichtigung der Grundwasserbewegung, der Diffusions- und Dispersionseffekte im sandigen Grundwasserleiter der Senne läßt sich somit modellartig der Ausbreitungsmodus des Nitrats abschätzen (vgl. Abb. 3). Wie erwähnt, wurde dabei ein in seiner Durchlässigkeit homogener Grundwasserleiter vorausgesetzt.

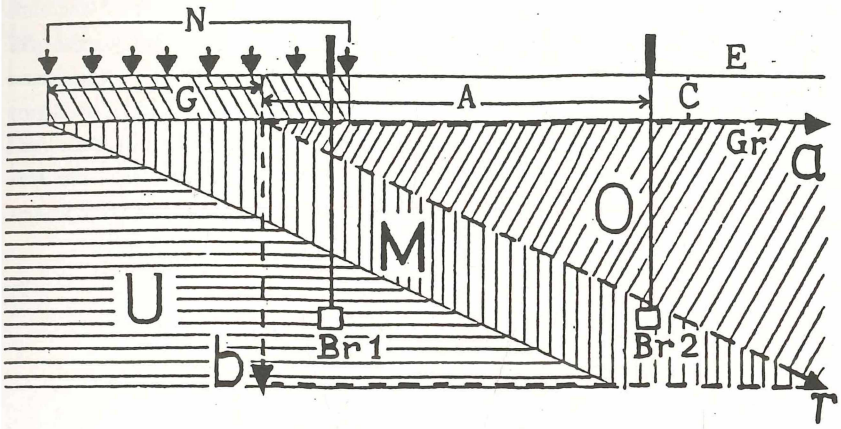


Abb. 3: Schema zur Erläuterung der Nitratverlagerung im Boden und Grundwasserkörper.
a : Grundwasserströmungsgeschwindigkeit
b : mittlere senkrechte Abwärtsdiffusion
r : Resultierende aus a und b; maximale Abwärtsbewegung der Nitrationen im Grundwasser
A : Minimalabstand von N
Br1, Br2 : Brunnen gleicher Tiefe, aber unterschiedlicher Entfernung von N
N : Bewirtschaftungsfläche, auf der Nitrat versickert (Nitratquelle)
C : Grundwasserflurabstand
E : Bodenoberfläche
G : berücksichtigte Geländebreite von N
Gr: Grundwasserspiegel
M, O : Nitrathaltiges Grundwasser mit bzw. ohne Einfluß auf Br2.
U : von N, bzw. G unbeeinflußtes Grundwasser

Unter Berücksichtigung der Phasenverschiebungen und unter Abschätzung verschiedener Abstandsgruppen einzelner oberhalb liegender Anbau – und Bewirtschaftungsflächen ergeben sich die in Abb. 4 wiedergegebenen Zusammenhänge. Dementspechend wurden die in einem Bereich von 30 – 70 m oberhalb des jeweiligen Brunnens gelegenen Flächen zu Gruppen gleicher Bewirtschaftungen zusammengefaßt. Gleiche Anbauflächen wurden zu Gruppenkurven vereinigt und gegen die Zufallsverteilung getestet und damit abgesichert. Dabei ergaben sich die in Abb. 4 gezeigten Spannweiten der Durchschnittswerte der höchsten und der niedrigsten Gruppenkurven im Vergleich zu wahlloser Kombination von Bewirtschaftungsflächen. Hieraus konnte die erwähnte Geländebreite von 30 – 70m der oberhalb der Brunnen gelegenen Flächen als diejenige mit dem größten Einfluß auf die Nitratwerte der Brunnen angesprochen werden. Dies gilt natürlich nur für die spezifischen Verhältnisse im Bereich der Windflöte/Senne. In anderen Gebieten sind die Begleitparameter jeweils verschieden und dementsprechend zu berücksichtigen (Nähere Einzelheiten des Verfahrens, vgl. LANGE, 1984).

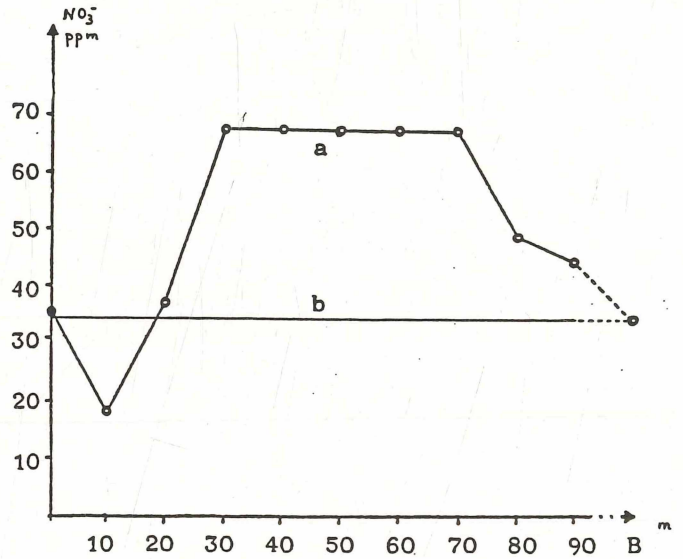


Abb. 4 : Durchschnittliche Nitratwerte in Abhängigkeit von der Breite B des grundwasserstromaufwärts berücksichtigten Geländeabschnittes.
Kurve a : bei Berücksichtigung von Gruppen von Hausbrunnen
Kurve b : bei wahlloser Kombination der Hausbrunnen

5. Ergebnisse

a) Ausmaß der Nitratbelastung

Der Nitratgehalt der Hausbrunnen lag in 13% der Brunnen zumindest zeitweilig über dem früheren gesetzlichen Höchstwert von 90 $mg.l^{-1}$ Nitrat, in 37 % der Brunnen über dem ab Juli 1985 gültigen Wert von 50 $mg.l^{-1}$. Die für Säuglinge (bis zu 6 Monaten Alter) als unbedenklich angesehene Obergrenze von 10 $mg.l^{-1}$ an Nitrat wird sogar in 77% der untersuchten Brunnenwässer überschritten.

Die Jahresgänge der Nitratgehalte im Bodensickerwasser verdeutlichen einerseits erhebliche Schwankungen des Gehalts über das Jahr, andererseits aber auch beträchtliche Unterschiede je nach Herkunft der Sickerwässer (Abb. 5). Die höchsten Werte wurden im Herbst und Winter gemessen und erreichten weit über 150 $mg.l^{-1}$ an Nitrat.

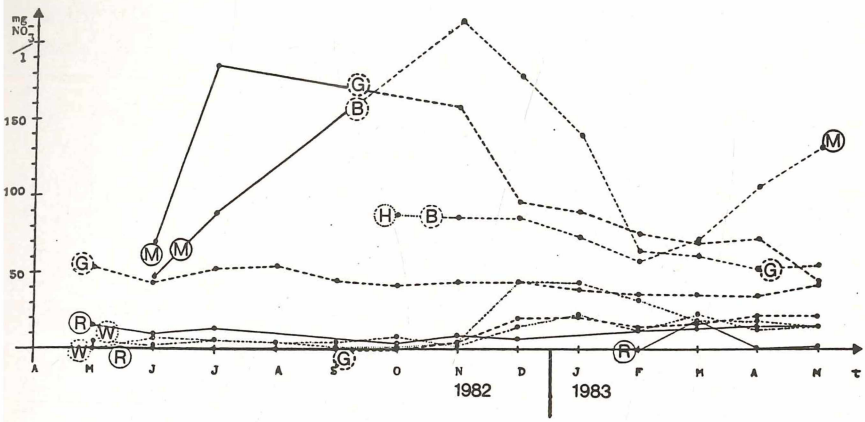


Abb. 5: Jahresgänge der Nitratgehalte im Bodensickerwasser unter verschiedenen Bewirtschaftungsflächen. Monatsmittel der wöchentlich aus Drainagerohren, bzw. direkt dem Boden entnommenen Proben. Zwischen Juli und November waren einige Drainagen trockengefallen. Bei Fruchtwechsel auf einer Anbaufläche ist jeweils der Zeitpunkt gekennzeichnet, zu dem das Auflaufen der neuen Kultur erfolgte.

B: Brachfläche; G: Getreide; H: Hackfruchtanbau; M: Mais; R: Grünland; W: Wald (Forste).

Für 2 Hausbrunnen konnte der Zusammenhang zwischen den Nitratgehalten des Brunnenwassers und der Art des landwirtschaftlichen Anbaus bzw. der Abwasserverrieselung unmittelbar aufgezeigt werden durch Beobachtung des zeitlichen Verlaufs. In Abb. 6 ist der Jahresgang der Nitratgehalte, zum Teil mit Wochenwerten aufgezeigt. Gemäß der DARCY–Gleichung (vgl. SCHACHTSCHABEL et al. 1984) :

$$V = k_f \cdot dh \cdot dl^{-1}$$

wobei $k_f = 0{,}06$ mm.s^{-1} und das Gefälle dh . dl^{-1} = 0,006 ist, läßt sich in diesem Beispiel die Grundwasserströmung im Bereich des Brunnens berechnen mit V = 0,08 m.d^{-1} oder 2,4 m . Monat $^{-1}$.

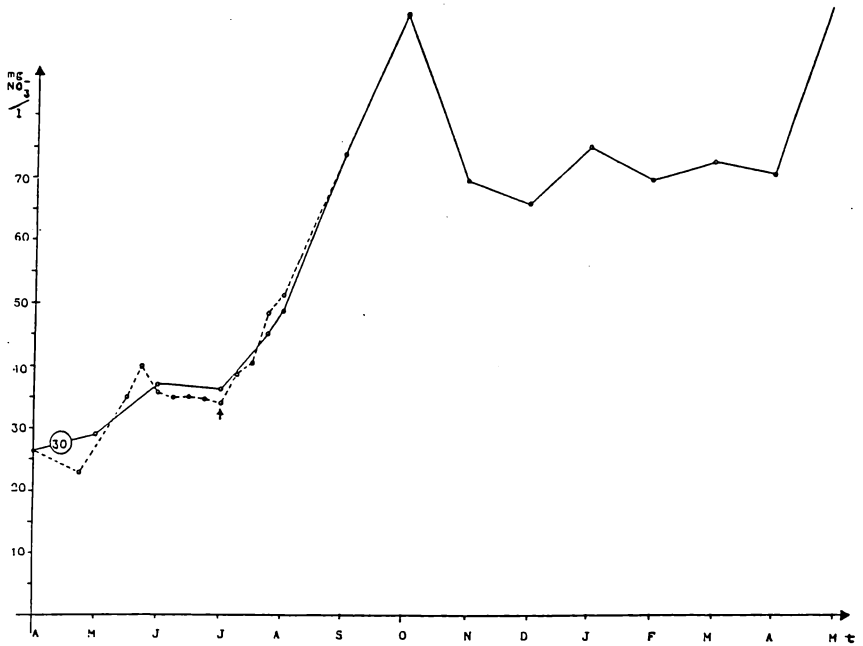


Abb. 6: Zeitliche Abfolge des Nitratgehalts eines Hausbrunnens in der Nähe eines Maisfeldes. Das Sickerwasser aus der Zeit der starken Düngung vom Mai 1981 erreichte den Brunnen etwa 14 Monate nach der Düngung (Pfeil, Juli 1982). Gestrichelte Kurve: wöchentliche Meßwerte; durchgezogene Kurve: Monatsmittelwerte.

Nach obiger Rechnung ergibt sich für ein Maisfeld, das 1981 im Abstand von 33m grundwasserstromaufwärts lag, eine Laufzeit von ca. 14 Monaten, die das versickernde Grundwasser braucht, um den Brunnen zu erreichen. Das erste, am 28.4.1982 gemessene Brunnenwasser wäre also etwa Mitte Februar 1981, noch vor Beginn des Maisanbaus auf der entsprechenden Fläche versikkert. Im Frühjahr verstärkt sich die Aktivität der Bodenmikroorganismen, die u.a. auch Nitrat aus der organischen Masse durch Nitrifizierung freisetzen, das Nitrat wird aus dem brachliegenden Boden ausgewaschen und verursacht zeitlich versetzt einen leichten Anstieg der Nitratkonzentration im Brunnen bis Juli. Ende April wird der Mais in der Senne ausgesät. Zur Zeit der Saat wird eine größere Menge mineralischer N−Dünger als Unterfußdüngung gegeben. Das Sickerwasser aus dieser Zeit starker Düngung erreichte den Hausbrunnen Mitte Juli, also wiederum etwa 14 Monate später (vgl. Abb. 6, Pfeil).
In Abb. 7 wird die Wirkung einer Hausabwasserverrieselung auf einen benachbarten, grundwasserstromabwärts liegenden Brunnen anhand der Nitratwerte aufgezeigt. Die Verlegung dieser Abwasserverrieselung ändert zeitlich phasenverschoben den Nitratwert des betroffenen Brunnens. Die Phasenverschiebung (Transportzeit) steht wiederum mit den berechneten Werten in sehr guter Übereinstimmung. Im Sickerwassereinzugsbereich dieses Hausbrunnens liegt überwiegend Grünland. In einer Entfernung von 10m vom Brunnen verläuft ein Abwassergraben, in den das Abwasser einer ganzen Wohnsiedlung gelangte. Das Brunnenwasser hatte durchweg Nitratgehalte, die im Bereich um 70 $mg.l^{-1}$ lagen. Im Herbst 1982 (Zeitpunkt a, Abb. 7) erfolgte eine Umleitung des Abwassers in einen weiter entfernten Abwasserkanal. Bei Annahme reinsandigen Untergrundes (ohne Geschiebemergel) mit einer Abwärtsdiffusion der Nitrat−Ionen von 0,0037 $mm.sec^{-1}$ läßt sich die Zeitdauer vom Versickern des Abwassers bis zum Auftreten im Brunnenwasser berechnen. Bei etwa 107 m Horizontalstrecke und 18,7 m Vertikalstrecke benötigt das Nitrat etwa 59 Tage. Ab Anfang Dezember (Zeitpunkt b, Abb. 7) verringerte sich die Nitratkonzentration im Brunnen um etwa 20 $mg.l^{-1}$.

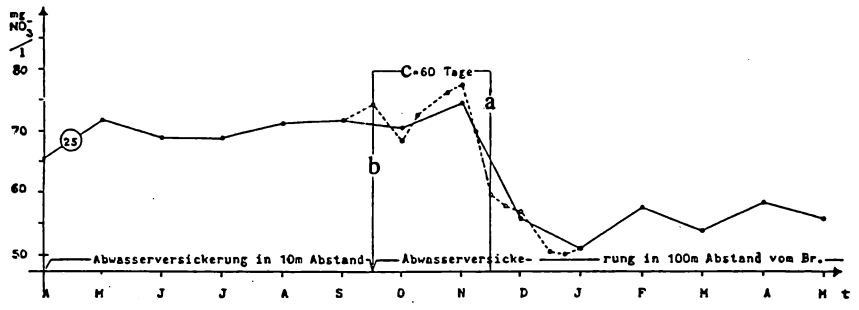


Abb. 7: Zeitliche Abfolge des Nitratgehalts eines Hausbrunnens in der Nähe einer Abwasserverrieselungsfläche, die im Herbst 1982 von 10m auf etwa 100m Abstand verlegt wurde.

a: berechneter Zeitpunkt der Verlegung des Abwassergrabens (der genaue Zeitpunkt konnte nicht ermittelt werden)

b: Zeitpunkt deutlicher Verringerung der Nitratkonzentration im Hausbrunnenwasser

c: Latenzzeit

b) Stärke der verschiedenen Nitratquellen

Aus den in Abb. 5 wiedergegebenen Jahresgängen der Nitratwerte verschiedener Sickerwässer ergibt sich, daß sich die verschiedenen Anbaukulturen, also die Art der Bewirtschaftung, bezüglich ihres Ausmaßes der Nitratauswaschungen erheblich unterscheiden. Maisfelder sind danach die stärksten Nitratquellen, gefolgt von Hackfruchtflächen, Getreideäckern, Wald und schließlich Grünlandflächen. Entsprechend dieser Reihenfolge stiegen die Nitratwerte im Sickerwasser einer Anbaufläche phasenverschoben an, sobald ein Anbauwechsel, z.B. von Getreide zu Mais erfolgte. Im umgekehrten Fall sank die Nitratkonzentration allmählich wieder auf das für Getreidefelder übliche Maß ab. Auch der Umbruch von Grünland zu Getreide erhöht den Nitratgehalt des Sickerwassers entsprechend.

Für die Hausbrunnen wurde ebenfalls eine Klassifizierung nach der grundwasserstromaufwärts maßgeblichen Bewirtschaftungsfläche vorgenommen. Danach ergaben sich folgende Gruppen von Brunnen :

"Mais" – Brunnen – "Getreide" – Brunnen – "Hackfrucht" – Brunnen – "Wald" – Brunnen – "Grünland" – Brunnen.

In Abb. 8 sind die Nitratgehalte dieser zu Gruppen zusammengefaßten Brunnen wiedergegeben. Wie auch schon bei den Sickerwässern zeigt sich auch hier, daß der Zusammenhang zwischen der jeweiligen Bewirtschaftungsform im Brunneneinzugsgebiet und den damit in Zusammenhang stehenden Düngemaßnahmen bzw. Abwasserverrieselungen einerseits und der jeweiligen Nitratfracht des Brunnenwassers andererseits deutlich ist.

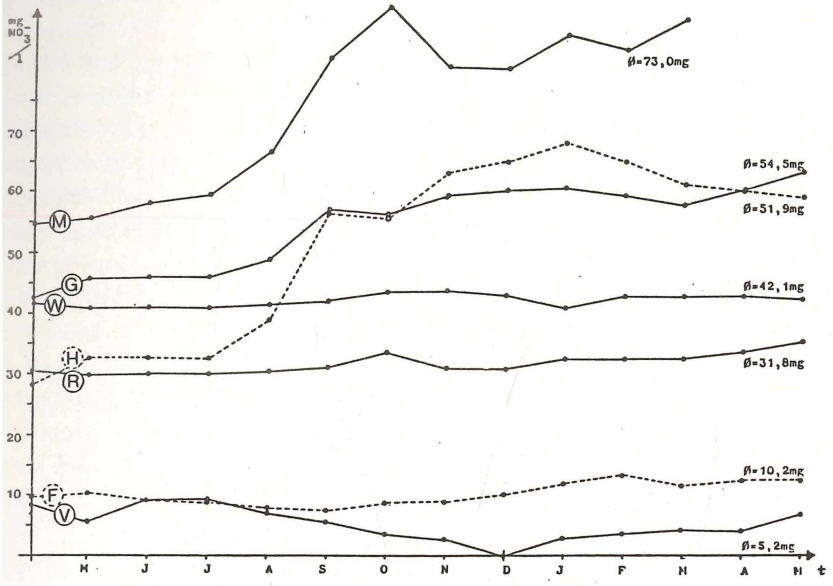


Abb. 8: Jahresgang des Nitratgehalts (Monatsmittelwerte in ppm NO_3^-) verschiedener Gruppen von Hausbrunnen, geordnet nach den grundwasserstromaufwärts liegenden maßgeblichen Bewirtschaftungsflächen : "Gruppenkurven".
F: Fließgewässer; G: Getreide; H: Hackfruchtflächen; M: Mais; R: Grünland; V: Verrieselung von Hausabwässern; Wa: Wald (Forste).

6. Diskussion

Nitrate sind sämtlich leicht lösliche Salze. Da das Nitrat – Anion fast nicht sorbiert wird, also zumeist weitgehend frei in der Bodenlösung vorliegt, wird es insbesondere aus leichten Sandböden mit geringem Wasserhaltevermögen, wie in der Senne, leicht ausgewaschen (vgl. HETZEL 1982). Als Nitratquellen werden folgende Anteile (HETZEL 1982, WOLTERS 1982) angegeben:

Stickstoffbindung durch Kulturleguminosen	0.6%
Atmosphärische Stickstoffbindung ohne Leguminosen	1.2%
Atmosphärischer Niederschlag (NO_x, etc., Immissionen)	8%
Dünge – Maßnahmen der Landwirtschaft (incl. Mineraldüngung: 55 %)	89%

Der Hauptteil des Nitrats stammt demnach aus den Maßnahmen der Düngung im Laufe des Bewirtschaftungsjahres. Bei Wechsel der Bewirtschaftung, der Kultur etc. ändert sich der Nitratdurchsatz, was in Übereinstimmung steht mit VIETS (1979), OBERMANN & BUNDERMANN (1982), FURRER (1984), AMBERGER (1984), SUESSMANN et al. (1985).

Untersuchungen über das Verhalten der Nährstoffe im Boden, auch zu Fragen des Stickstoff – Kreislaufes im Boden, den Prozessen der Festlegung und Mobilisierung im Ökosystem oder zu den Verlagerungsprozessen liegen vor allem von landwirtschaftlicher Seite in großer Zahl vor. Hier soll nur auf die übergreifenden Arbeiten z.B. von KOLENBRANDER (1969), CZERATSKY (1972), REGER (1979) und LAHL et al. (1983) hingewiesen werden.

Über die erheblichen Nitratausträge unter Waldvegetation (Forste) ist schon mehrfach berichtet worden (Anon. 1982, HETZEL 1982). Es wird in diesem Zusammenhang jeweils eine erhebliche Mineralisierungsrate angenommen, die dann vor allem im Herbst und Winter nach dem Blattfall zu einer Auswaschung von Nitrat führt, das durch die verminderte Wurzelaktivität im Winter nicht aufgenommen und daher in den Unterboden ausgeschwemmt wird. Dies geht einher mit dem erhöhten Wasserstrom vom Ober – zum Unterboden während dieser Jahreszeit. Nach Kalkungen wird die Mineralisierung erheblich beschleunigt. Der Jahresgang der N – Mineralisierung ist von der Temperatur, der Bodenfeuchte und Bodentiefe abhängig (CASSMANN & MUNNS 1980).

Die Auswaschung der Nährstoffe und insbesondere des Nitrats ist auch auf Äckern besonders dann gegeben, wenn hohe Niederschläge in einer bestimmten Zeit mit hohen Nitratgehalten im Oberboden (etwa nach vorangegangener Düngung oder Gülleausbringung) zusammenfallen. Die Auswaschungsrate ist teilweise direkt von der Niederschlagsmenge abhängig (FRIED 1978). Die jahreszyklische Konzentrationskurve der Auswaschungen zeigt Maxima vor allem in den Wintermonaten und in den Monaten April bis Juni, soweit es sich um gedüngte Ackerflächen handelt.

Untersuchungen zur Auswaschung sind meist an Lehmböden, weniger an Sandböden vorgenommen worden (THIES 1978, STREBEL et al. 1975). Bei experimentellen Ansätzen beschränkte man sich meist auf die Applikation von Mineraldüngern mit Nitrat und/oder Ammonium, über Gülleausbringung liegen weniger Angaben vor und merkwürdigerweise kaum von Sandböden (FOERSTER 1978), obwohl diese für Versuchsansätze am besten geeignet erscheinen, wegen ihrer kürzeren Phasenverschiebungen. Bei anderen Böden und anderer geologischer Situation können zwischen dem Nitrateintrag ins Grundwasser und dem Austrag in Quellen oder letztlich bei der Trinkwassergewinnung in den Wasserwerken aus hydrologischen Gründen u.U. Jahrzehnte liegen. Diese sehr langen Verweilzeiten lassen befürchten, daß die Nitratkonzentration des Grundwassers selbst dann noch eine steigende Tendenz aufweisen kann, wenn es gelänge alle Nitrateinträge unverzüglich zu stoppen (RITTER 1984).

Unter Wald oder Grünlandvegetation ist die Jahresperiodik der Auswaschung anders. Nach dem winterlichen Auswaschungsmaximum (STREBEL & RENGER 1982, 1983) folgt meist ein ausgeprägtes Minimum im Frühjahr, aufgrund der dann stark einsetzenden Wurzelaktivität. Dies ist bei den Jahresgängen aus der Senne allerdings nur teilweise erkennbar.

Auch schon vor der stark angestiegenen Anwendung von Mineraldüngern gab es unterschiedlich hohe Nitratgehalte in Brunnenwässern, z.B. im Großraum Bonn zwischen 1938 und 1941, wo einige Brunnen mit *"bei 100 mg/l N_2O_5"* und etliche mit *"10–100 mg/l N_2O_5"* eingestuft wurden (HAINE 1946). Das "Nitratproblem" im Siedlungsbereich ist daher schon älter.

Daß insbesondere großflächiges Ausbringen von Gülle und/oder Mineraldünger zu erheblichen Nitratkonzentrationen im Grund– und Brunnenwasser führt, läßt sich den Angaben aus Brunnenuntersuchungen der Gemeinden Bakum, Damme und Neuenkirchen im Kreis Vechta, einem Gebiet mit indu-

strialisierter Massentierhaltung, ablesen. Im Durchschnitt der erwähnten drei Gemeinden liegen 40% der Privatbrunnen bei Werten zwischen 90 und 150 $mg.l^{-1}$ Nitrat, 10% der Brunnen bei 150 bis 200 $mg.l^{-1}$ und 12% (!) bei 200 – 300 $mg.l^{-1}$. In Damme gibt es sogar Brunnen, die über 300 $mg.l^{-1}$ NO_3^- aufwiesen (WINDHORST 1983). Für dieses Gebiet wird auch versucht die ökonomischen Folgerungen für eine betriebliche Umweltschutzplanung (NEUMANN 1987) mit Hilfe größerer Simulationsmodelle so durchzuarbeiten, daß das ökologische und das ökonomische Modell verknüpfbar wird (LIETH 1987). Dabei ist anzustreben, die in natürlichen Ökosystemen ablaufenden Prozesse (BRECKLE 1984), nämlich Vernetzung der Strukturen und weitgehend in sich geschlossene Stoffkreisläufe nachzuahmen.

Reihenuntersuchungen von Brunnen in Lippstadt, Gütersloh, Rietberg, Halle und Bielefeld haben gezeigt, daß NO_3 – Konzentrationen über 90 $mg.l^{-1}$ vor allem in mittleren Brunnentiefen (5 – 12 m) vorkommen und bei 12 – 25 % der untersuchten Brunnen auftreten (RAUSCH 1984).

Unter Berücksichtigung der Niederschlagswerte von 1019 mm zwischen April 1982 und Mai 1983 (14 Monate), der Abflußanteile (36%), der Nitratgehalte im Sickerwasser, der Mittelwerte aus Jahresgängen verschiedener Bewirtschaftungsflächen ließen sich überschlagsmäßig folgende mittlere Mengen an Nitrat, die an das Grundwasser abgegeben wurden, errechnen (LANGE 1984) (je in $kg.ha^{-1}$):

unter Mais	350
unter Getreide	190
unter Grünland	35
unter Wald (Forst)	50

Diese Werte erscheinen sehr hoch, man muß aber berücksichtigen, daß sie 14 Monate umfassen. Daß die Stickstoffversickerungsmengen mit den Zugabemengen, etwa an Schweinegülle eng zusammenhängen, ist schon mehrfach experimentell gezeigt worden, z.B. durch VETTER & STEFFENS (1984a,b). So stieg bei einer Erhöhung der Güllegabe von 0 auf 90 m^3 (entsprechend 0 auf 540 kg N . ha^{-1}) der Nitratgehalt im Sickerwasser aus lehmigen Sanden auf über 270 $mg.l^{-1}$, auf humosen Sanden auf 390 $mg.l^{-1}$. Der Stickstoffaustrag erhöhte sich auf 160 bzw. 225 kg $N.ha^{-1}$ und übertrifft damit die von LANGE (1984) errechneten Werte. Darüberhinaus ist über den Anteil der Denitrifikation meist wenig bekannt. Nicht selten müssen die laufenden Anstiege in den Nitratganglinien in Brunnenwässern der letzten Jahre oder

auch plötzliche Nitratdurchbrüche zumindest zum Teil dem Zusammenbruch der Denitrifikationsleistung im Untergrund angelastet werden (SONTHEIMER & ROHMANN 1984).
Besonders umfangreiche Untersuchungen werden seit längerem an der Universität Hannover durchgeführt. In mehreren Arbeiten konnte gezeigt werden, welche Wege zur Lösung (s.u.) des Nitratproblems beschritten werden können und müssen (STREBEL et al. 1985, DUYNISVELD & STREBEL 1985, weitere Literaturhinweise siehe bei WEHRHAHN & SCHARPF 1984).

7. Ausblick

Die steigende Anwendung verschiedener Stickstoffdünger führt mehr oder weniger phasenverschoben zu einer steigenden Belastung von Sicker- und Grundwasser und schließlich Trinkwasser mit Nitrat. Inwieweit die mögliche zusätzliche Freisetzung von N_2O an die Atmosphäre unter ungünstigen Bodendurchlüftungen zu einer Gefährdung der stratosphärischen Ozonschutzschicht beiträgt, soll hier nicht weiter diskutiert werden. Doch erscheint es außerordentlich wichtig durch geeignete Maßnahmen eine ausreichende Düngung zu erreichen mit möglichst geringen Stickstoffverlusten in jeder Richtung. Gerade für leichte Böden gilt, daß die Düngungsmaßnahmen möglichst mit den Aufnahmeraten der Kulturpflanzen einhergehen sollten, also eine zeitgerechte Düngung angestrebt werden muß (HETZEL 1982, BROADBENT & CARLTON 1978, FRIED 1978, DIEZ & KÖNIG 1985). Neben dieser Zeitdüngung ist auf leichten Böden als gleichmäßig fließende Stickstoffquelle eine humusbildende (organische) Düngung wichtig (SCHEFFER 1961, KICKUTH 1982).
Soweit von den Pflanzenansprüchen auch Ammoniumdünger einsetzbar sind, sollte, allerdings unter Beachtung der größeren Versauerungsgefahr, diese bevorzugt werden. Und schließlich ist ein hoher Bodenbedeckungsgrad und eine gute Durchwurzelung anzustreben, evtl. auch dadurch, daß als Zwischenfrucht in Brachzeiten Pflanzen ausgesät werden, die dann wiederum als Gründüngung dienen können. Sind diese Arten Leguminosen, so wird der spätere Düngebedarf durch die zusätzliche Stickstoffixierung vermindert (vgl. auch MULDER 1975). Weiterhin kann in bestimmten Fällen durch eine gewisse, zusätzliche Chloriddüngung der N-Düngerverbrauch vermindert werden,

ohne daß Ertrag und Qualität absinken. In jedem Falle ist es jedoch wichtig, daß der Stickstoffzustand des Bodens, nicht nur im Oberboden, sondern auch in größerer Tiefe im Laufe der Vegetationsperiode verfolgt (WEHRHAHN & SCHARPF 1984) und durch Schnelltests und/oder die N_{min}-Methode abgesichert wird. So können Unsicherheit und Fehler bei der Verwendung mineralischer und organischer Stickstoffdünger verringert werden. Dies kommt nicht nur den Erträgen und damit dem ökonomischen Interesse der Betriebe zugute, sondern auch der Qualität des Erntegutes und insbesondere der Umwelt. Zur Ursachenbeseitigung sind daher standorts- und nutzungsangepaßte Maßnahmenkombinationen seitens der Landwirtschaft erforderlich, auch um möglichst wenig der aufwendigen und teuren, technischen Aufbereitungsmaßnahmen für das Trinkwasser notwendig werden zu lassen (SONTHEIMER & ROHMANN 1984, DARIMONT et al. 1985, DIEZ & NOLL 1985, ROHMANN 1985).

8. Zusammenfassung

Die Untersuchung der Ursachen der Nitratbelastung im Brunnenwasser führte am Beispiel der Senne bei Bielefeld zu folgenden Ergebnissen.
Sowohl die Untersuchung der Sickerwässer, als auch die der Hausbrunnen im hydrologischen Einflußbereich der entsprechenden, zugehörigen Vegetationsflächen (Äcker, Grünland, Wald) ergab nur undeutliche phasenverschobene Jahresgänge der Nitratgehalte mit Maxima im Winter und Minima im Frühsommer. Die Art der Bewirtschaftung auf den jeweiligen Flächen beeinflußt aufgrund der unterschiedlichen Düngepraktiken den Nitratgehalt besonders stark und überlagert die zeitliche Abhängigkeit der Jahresgänge. Maisfelder sind danach die stärksten Quellen für Nitrat-Auswaschung, gefolgt von Hackfruchtflächen, Getreidefeldern, Wald (Forste) und schließlich Grünland. Daneben hat die Versickerung und Verrieselung von Hausabwässern und die Nachbarschaft nitratbelasteter Bäche für die Nitratgehalte der Hausbrunnenwässer nur eine geringe und höchstens lokale Bedeutung. Mögliche Maßnahmen zur Verringerung der Nitrat-Belastung werden diskutiert.

9. Dank

Diese Arbeit und die zugrundeliegende Diplomarbeit von A.LANGE entstand auf Anregung der Arbeitsgemeinschaft für Ökologie des Naturwissenschaftlichen Vereins für Bielefeld und Umgegend. Herrn Mensendiek sei für Rat und Hilfe sehr gedankt. Besonderer Dank gebührt den vielen Brunnenbesitzern im Untersuchungsgebiet, die die regelmäßigen Probenahmen an ihren Brunnen während des Untersuchungszeitraumes ermöglichten.

10. Literatur

AMBERGER,A. 1984 : Stickstoffaustrag in Abhängigkeit von Kulturart und Nutzungsintensität im Ackerbau und Grünland. – Dtsch. Ver.d.Gas – und Wasserfaches, Eschborn: Nitrat – ein Problem für unsere Trinkwasserversorgung? DVGW – Schriftenreihe/Frankfurt 38, 83 – 94.

Anon. 1982 : Das Nitratproblem, Ursachen, Gefahren, Gegenmaßnahmen. – Hess. Minist. Landesentw., Umwelt, Landwirtsch. und Forsten, Refer. Acker – und Pflanzenbau, Pflanzenschutz, Landwirtsch. und Trinkwasser.

BRECKLE,S. – W. 1984 : Strukturen und Prozesse in agrarischen Ökosystemen. – Violette Reihe, Heft 4 (WINDHORST,H. – W., Hrsg.): Landwirtschaft im Spannungsfeld von Ökonomie und Ökologie; Heimatbund für das Oldenburger Münsterland, 26 – 57.

BROADBENT,F.G. & CARLTON,A.B. 1978 : Nitrogen in the environment. – vol. I. Acad.Press.

CASSMANN,K.G. & MUNNS,D.N. 1980 : Nitrogen mineralization as affected by soil moisture, temperature, and depth. – Soil Science Soc. Amer. J. 44, 1233 – 1237.

CZERATSKI, W. 1972 : Transport von Nährstoffen aus der mineralischen Düngung durch Bodenperkolation unter den Wurzelhorizont. – Ber. über Landwirtschaft 50(2), 463 – 476.

D.E.V. 1979 : Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser –, Abwasser – und Schlammuntersuchung. Verfahren DIN 38405 – D9 – 2.

DARIMONT,T., LAHL,U. & ZESCHMAR,B. 1985 : Landwirtschaft und Grundwasserschutz. – Maßnahmenkatalog zur Verringerung der Nitratbelastung. Wasserwirtschaft 75, 106–110.

DIETZ,J., NOLL,W. 1985 : Land– und forstwirtschaftliche Maßnahmen der Stadtwerke Aschaffenburg zur Sicherung der Trinkwasserqualität insbesondere im Hinblick auf Nitratanreicherungen. – Kommunalwirtschaft 6, 220–223.

DIEZ,T., KÖNIG,F. 1985 : Nitratbelastung des Trinkwassers in Bayern, Ursachenermittlung und Gegensteuerung. – Landwirtschaftliche Forschung, Sonderheft 41, 379–389.

DITTER,P. et al. 1979 : Kriterien der Belastung der Landschaft durch die Bodennutzung. – Forsch.Berichte des Landes NRW, Nr.2828, Fachgruppe Umwelt/Verkehr, Opladen.

DUYNISVELD,W.H.M., STREBEL,O. 1985 : Tiefenverlagerung und Auswaschungsgefahr von Nitrat bei wasserungesättigten Böden in Abhängigkeit von Boden, Klima und Grundwasserflurabstand. – Landwirtschaftliche Forschung, Sonderheft 41, 416–424.

FOERSTER,P. 1978 : Einfluß gestaffelter Gaben von Schweinegülle auf den Nitrat–, Ammonium– und Phosphatgehalt im Boden und oberflächennahen Grundwasser von Sandböden. – Z.Acker–u.Pflanzenbau 146, 20–32.

FRIED,M. 1978 : Critique of "Field trials with isotopically labeled fertilizer". – in BROADBENT & CARLTON p.50.

FRÖHLICH,M. & OTTERSDORF,B. 1972 : Die Sandlandschaft der Senne. – Eine hydrologisch–morphologische Skizze. – Natur–und Landschaftskunde in Westfalen, Heft 4, p.102.

FURRER,O.J. 1984 : Nitratbelastung des Grundwassers durch die Landwirtschaft. – in Schriftenreihe des Österreichischen Wasserwirtschaftsverbandes "Grundwasserschutz" 61, p. 71–103.

HAINE,E. 1946 : Die Fauna des Grundwassers von Bonn mit besonderer Berücksichtigung der Crustaceen. – Inaug.–Diss. Univ. Bonn (1945), 1–144, Melle in Hannover.

HETZEL,K. 1982 : Studie zur Nitratbelastung des Grundwassers. – in "Zeitbombe im Untergrund", AK Wasser im BBU, p.7.

KICKUTH,R. 1982 : Nitrat in Gemüsebau und Landwirtschaft – Notwendigkeit, Auswirkungen, Maßnahmen. – Korrespondenz Abwasser 29, 96–98.

KOLENBRANDER, G.–J. 1969 : Nitrate content and nitrogen loss in drainwater. –Neth. J. Agric. Sci. 17, 246–255.

LAHL,U., et al. 1983 : Grundwasserverunreinigung durch Nitrat. – Nat.Komitee der Bundesrepublik Deutschland für das Internat.Hydrol.Programm / Bonn: Ground Water in Water Resources Planning, vol. II, Meppen/Niederlande, p.159–170.

LANGE, A. 1984 : Ursachen der Nitratbelastung des Grundwassers in der westlichen Senne. –Dipl. Arb. Abt. Ökol. / Univ. Bielefeld 64 pp.

LIETH,H. (Hrsg.) 1987 : Das Osnabrücker Agrarökosystem–Modell / Ansätze zur Problembeurteilung "Nitratbelastung des Grundwassers" mit Hilfe von ökonomischen und ökologischen Modellen. – MAB–Mitteilungen 26, 1–97 (+ Anhang 1–62).

MULDER,E.G. 1975 : Physiology and ecology of free–living, N_2 –fixing bacteria. – in IBP, vol. 6 "Nitrogen fixation by free–living micro–organisms, p.14.

NEUMANN,K. 1987 : Betriebliche Umweltschutzplanung mit Hilfe der Simulation am Beispiel der Stickstoffverbindungen aus Abfällen der Massentierhaltung. – MAB–Mitteilungen 25, 141–149.

OBERMANN,P. & BUNDERMANN,G. 1982 : Untersuchungen über Grundwasserveränderungen durch Nitrat infolge landwirtschaftlicher Nutzung. – in DFG: Nitrat–Nitrit–Nitrosamine in Gewässern. Symposium aus Anlaß des Abschlusses des Schwerpunktprogramms Nitrat, Nitrit, Nitrosamine in Gewässern, Verlag Chemie Weinheim, p.51–72.

RAUSCH,P. 1984 : Unveröffentlichte Daten zur Stickstoffproblematik. – Aktionskreis für Umwelt– und Tierschutz (AKUT) – Bielefeld.

REGER,G. 1979 : Wirkungen der Bodennutzung über die Freisetzung und Zufuhr von Nährstoffen auf den Landschaftshaushalt dargestellt am Beispiel der Belastung von Grund– und Oberflächenwasser. – in DITTER et al. 117–258.

RITTER,R. 1984 : Das Nitratproblem in Grund– und Trinkwasser. – Forum Städte–Hygiene 35, 101–106.

ROHMANN,U. 1985 : Technische Möglichkeiten zur Minderung des Nitratgehaltes in Trinkwasser.– Landwirtschaftliche Forschung, Sonderheft 41, 67–77.

SCHACHTSCHABEL,P., BLUME,H.–P., HARTGE,K.H. & SCHWERTMANN,U. 1984 : Lehrbuch der Bodenkunde.– 11.Aufl., Enke Verlag Stuttgart.

SCHEFFER,F. 1961 : Stickstoff und Boden.– Fachverband Stickstoffindustrie, Düsseldorf: Der Stickstoff, p.112.

SCHNEIDER,H. 1964 : Geohydrologie Nord–Westfalens.– Verlag R. Schmidt / Berlin.

SONTHEIMER,H. & ROHMANN, U. 1984 : Grundwasserbelastung mit Nitrat – Ursachen, Bedeutung, Lösungswege.– gwf–wasser/abwasser 125, 599–608.

STREBEL,O., BÖTTCHER,J. & DUYNISVELD,W.H.M. 1985 : Einfluß von Standortbedingungen und Bodennutzung auf Nitratauswaschung und Nitratkonzentration des Grundwassers.– Landwirtschaftliche Forschung, Sonderheft 41, 34–44.

STREBEL,O. & RENGER,M. 1983 : Vertikale Verlagerung von Nitrat–N durch Sickerwasser ins Grundwasser bei Sandböden verschiedener Bodennutzung.– in Deutsche Landwirtschaftsgesellschat: Nitrat – ein Problem für unsere Trinkwasserversorgung? Arbeiten der DLG, Band 177.

STREBEL,O., RENGER,M. & GIESEL,W. 1975 : Vertikale Wasserbewegung und Nitratverlagerung unterhalb des Wurzelraumes.–Mitteil. Deutsch. Bodenkundl. Ges. 22, 277–286.

SUESSMANN,W., MOLLENHAUER,K. & WOHLRAB,B. 1985 : Zum Einfluß unterschiedlicher Flächennutzung auf den Nitrataustrag in Gewässer.– Forum Städte–Hygiene, Sonderheft 36, 152–158.

THIESS,W. 1978 : Stickstoff– und Wasserhaushalt von Sand–Ackerböden in Nordwestdeuschland.– Dissert. Landwirtsch. Fakultät Univ. Göttingen 103pp.

VETTER,H. & STEFFENS,G. 1984a : Ökologische Probleme in viehstarken Betrieben oder Gebieten mit konzentrierter Viehhaltung.– Die Violette Reihe, Heft 4 (WINDHORST,H.–W., Hrsg.) Landwirtschaft im Spannungsfeld von Ökonomie und Ökologie; Heimatbund für das Oldenburger Münsterland, p.58–98.

VETTER,H. & STEFFENS,G. 1984b : Einfluß starker Flüssigmistgaben auf Boden, Wasserqualität und Pflanzen. – UBA Berlin 65pp.

VIETS,F.G. 1978 : Critique of "Nitrogen inputs and outputs: A Valley Basin Study". – in: BROADBENT & CARLTON, p. 178.

WEHRMANN,J. & SCHARPF,H.–C. 1984 : Wege zur Lösung des Stickstoffproblems in Landwirtschaft und Gartenbau – 10 Jahre Forschungsschwerpunkt des Institutes für Pflanzenernährung. – Zeitschr. der Univ. Hannover 11(2), 24–33.

WINDHORST,H.–W. 1983 : Die gegenwärtige Belastung landwirtschaftlicher Nutzflächen durch Gülle in Südoldenburg. – in: Violette Reihe, Heft 2 (WINDHORST,H.–W.,Hrsg.): Ordnungsgemäße Landwirtschaft – Überdüngung landwirtschaftlicher Nutzflächen in Südoldenburg? p.14–27.

WOLTERS,N. 1982 : Übersicht über die Stickstoffquellen. – in OBERMANN & BUNDERMANN, p.14.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Berichte des Naturwissenschaftlichen Verein für Bielefeld und Umgegend

Jahr/Year: 1988

Band/Volume: 29

Autor(en)/Author(s): Breckle Siegmar-Walter

Artikel/Article: Untersuchungen zur Nitratbelastung des Grundwassers in der Senne (im Süden Bielefelds) 1-21