

Mit dem besten Wissen H. J. Voigt 22.12.88

WTI

Wissenschaftlich-Technischer Informationsdienst

V. M. GOLDBERG, H.-J. VOIGT, J. ZIESCHANG

**Untersuchung des Einflusses von Mineraldünger
und Abprodukten industrieller Tierhaltungen
auf das unterirdische Wasser
Methodisch-hydrogeologische Ergebnisse**

**Изучение влияния минеральных удобрений и отходов
животноводческих комплексов на подземные воды**

**Результаты
методических гидрогеологических исследований**

**Investigation of the influence of fertilizer and refuses
of industrial animal breeding to the underground water
Methodic-hydrogeological results**

Allunionsinstitut für Hydro- und Ingenieurgeologie, Moskau
Zentrales Geologisches Institut, Berlin



Teil 1

H.-J. Voigt, J. Zieschang

Methoden der Einschätzung der Grundwasserqualitätsbeeinflussung durch Mineraldünger

Inhalt

	Seite
Einleitung	9
1. Problemanalyse	10
1.1. Charakterisierung der Mineraldünger und ihr Einfluß auf das Grundwasser ...	10
1.2. Zu den methodischen Grundvoraussetzungen	17
2. Grundlagen der Ausbreitung gelöster Komponenten im Untergrund	20
2.1. Migration der gelösten Mineraldüngerkomponenten in das Grundwasser	20
2.2. Ausbreitung der gelösten Mineraldüngerkomponenten im Grundwasser	28
2.3. Grundlagen einer Bilanzierung der gelösten Inhaltstoffe im Grundwasser ...	32
3. Methodik der Einschätzung der Grundwasserqualitätsveränderung durch Mine- raldünger	33
3.1. Ausgewählte Grundlagen	33
3.2. Erläuterung des Berechnungsmodells	34
3.3. Salzlastbilanz	37
3.4. Einschätzung der Grundwasserqualitätsveränderung durch Freilanddüngerplätze	38
3.5. Beispiel für Salzlastbilanz	45
4. Methodik der hydrogeologischen Untersuchungen zum Einfluß von Mineraldünger auf die Grundwasserqualität	47
4.1. Diffuser Stoffeintrag	47
4.2. Freilanddüngerplätze	48
Literatur	52

Часть 1

Х.-Ю. Фогт, Й. Цишанг

Методы оценки влияния минеральных удобрений на качество подземных вод

Введение.....	9
I. Анализ проблемы.....	10
I.1. Характеристика минеральных удобрений и их влияние на подземные воды.....	10
I.2. Основные методические предпосылки.....	17
2. Основные положения распространения растворенных компонентов в грунтах.....	20
2.1. Миграция растворенных компонентов минеральных удобрений до уровня подземных вод.....	20
2.2. Распространение растворенных компонентов минеральных удобрений в водоносном горизонте.....	28
2.3. Основы баланса растворенных компонентов в подземной воде.....	32
3. Методика оценки изменения качества подземных вод под влиянием минеральных удобрений.....	33
3.1. Избранные предпосылки.....	33
3.2. Пояснения к расчетной модели.....	34
3.3. Солевой баланс.....	37

3.4. Оценка изменения качества подземных вод под местами складирования минеральных удобрений.....	38
3.5. Примеры солевого баланса.....	45
4. Методика гидрогеологических исследований по оценке влияния минеральных удобрений на качество подземных вод.....	47
4.1. Рассеянный внос удобрений.....	47
4.2. Места складирования удобрений.....	48
Список литературы.....	52

Part 1

H.-J. Voigt, J. Zieschang

Methods to estimate the influence of fertilizer to the ground-water quality

Introduction	9
1. Problem analysis	10
1.1. Characterization of the fertilizer and its influence to the ground water	10
1.2. To the methodical base	17
2. Fundamentals of the spreading of dissolved compounds in the ground water ...	20
2.1. Migration of the dissolved fertilizer compounds into the ground water	20
2.2. Spreading of the dissolved fertilizer compounds in the ground water	28
2.3. Fundamentals of a balance of the dissolved substances in the ground water	32
3. Method to estimate the alteration in ground-water quality by fertilizer ...	33
3.1. Some chosen fundamentals	33
3.2. Explanation of the computation model	34
3.3. Balance of salt load	37
3.4. Estimation of alteration in ground-water quality by fertilizer fields	38
3.5. Example for balance of salt load	45
4. Method for hydrogeological investigations to the influence of fertilizer to the ground-water quality	47
4.1. Diffuse material supply	47
4.2. Fertilizer fields	48
Literature	52

Teil 1

**Methoden der Einschätzung der Grundwasserqualitätsbeeinflussung
durch Mineraldünger**

H.-J. VOIGT, J. ZIESCHANG

Einleitung

Die Trinkwasserversorgung der Deutschen Demokratischen Republik erfolgt gegenwärtig

- zu etwa 3/5 aus versickernden Niederschlägen (echt gebildetes Grundwasser),
- zu etwa 1/5 aus Uferfiltrat und künstlich angereichertem Grundwasser,
- zu etwa 1/5 aus Oberflächenwässern (Talaperren, Seen, Fließgewässer) (LUCKNER 1985).

Grundwässer sind also die Hauptquelle der Trinkwasserversorgung.

Die aus Niederschlägen resultierende Grundwasserneubildung findet vorwiegend in Form einer Sickerwasserpassage durch die Boden- und Aerationzone statt.

Die Bodenzone als Grenzbereich zwischen geologischem und biologischem Stoffkreislauf erlebt gegenwärtig eine der intensivsten anthropogenen Beeinflussungen, indem die Bodenfruchtbarkeit durch Zuführung von organischen und mineralischen Düngern auf ein noch nie gekanntes Niveau angehoben wird.

Die Sicherung einer hohen Effektivität und Intensität der landwirtschaftlichen wie auch der wasserwirtschaftlichen Produktion erfordert von der wasserwirtschaftlichen und landwirtschaftlichen Forschung verallgemeinerungsfähige Verfahren und Methoden zur Quantifizierung der Ressourcenbelastung sowie vor allem der durch die Reproduktionsprozesse beeinflussten Stoffkreisläufe zu erarbeiten (DYCK, GRÜNEWALD, UHLMANN 1984). Ziel ist vor allem die Einheit von effektiver Nutzung, Erhaltung und Verbesserung der natürlichen Ressourcen unter Gestaltung der Stoffkreisläufe in der Landwirtschaft (KUNDLER, MARKGRAF, WEINITSCHKE 1982).

Die Gestaltung dieser Stoffkreisläufe ist im Hinblick auf einen aktiven Grundwasserschutz bereits durch verschiedene DDR-Standards geregelt (TGL 24345, TGL 24348, TGL 25830, TGL 20891).

In besonderem Maße sind diese umweltgestalterischen Maßnahmen von wasserwirtschaftlicher Seite für Trinkwasserschutzgebiete ausgearbeitet. Immerhin haben die Trinkwasserschutzgebiete (TSG), gemessen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) der DDR, folgenden Umfang:

- Schutzzone I: 0,1 % der LN der DDR
- Schutzzone II: 1,5 % der LN der DDR
- Schutzzone III: 12,2 % der LN der DDR
- TSG insgesamt: 13,8 % der LN der DDR

Darüber hinaus unterliegen die Flächen außerhalb der klassifizierten Trinkwasserschutzgebiete ebenfalls einem prophylaktischen Gewässer- und Grundwasserschutz (KRAMER 1985; TGL 43271).

Das ist um so wichtiger, als letztlich Grundwasser nicht nur örtlich und sporadisch kontaminiert wird, sondern vor allem auch landesweit diffus über den Niederschlag, besonders aber durch hochproduktive industrielle land- und forstwirtschaftliche Pflanzenproduktion. Die Überwachung der diffusen Kontamination ist besonders kompliziert. Hinzu kommt, daß globale Restriktionen gegenüber der Industrie und Landwirtschaft insgesamt den Lebensstandard der Bevölkerung nicht unberührt lassen können. Das Auffinden des gesellschaftlichen Optimums ist daher sehr komplex (LUCKNER 1982).

Dieses komplexe Vorgehen verlangt den kooperativen Einsatz der beteiligten Disziplinen sowie internationale Zusammenarbeit, um nach und nach erteilte Lösungen für den Grundwasserschutz zu schaffen und durchzusetzen.

Parallel zu der am 3.07.1981 unterzeichneten Vereinbarung "Über die wissenschaftlich-technische Zusammenarbeit zwischen dem Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft der DDR und dem Ministerium für Melioration und Wasserwirtschaft der UdSSR für den Zeitraum 1981 bis 1985" (Bericht ... 1981) haben die Ministerien für Geologie der UdSSR und der DDR eine direkte wissenschaftlich-technische Zusammenarbeit zwischen dem Allunions-Institut für Hydro- und Ingenieurgeologie (VSEGINGEO), Moskau, und dem Zentralen Geologischen Institut (ZGI), Berlin, eingeleitet.

Durch diese Zusammenarbeit sollen in besonderem Maße hydrogeologische Aspekte der gütebezogenen Einflußnahme der landwirtschaftlichen Produktion auf die Grundwasservorräte untersucht werden. Im Vordergrund steht zunächst die Ausarbeitung von methodischen Konzepten zur Einschätzung der Grundwasser-Qualitätsveränderung durch den Einfluß der Mineraldünger und von Viehzuchtanlagen. Grundwasser verfügt in Einheit mit dem Gesteinskörper über ein außerordentlich großes Puffervermögen. Oberbeanspruchungen werden erst Jahre später spürbar, eine anthropogen verursachte Kontamination wird oftmals erst Jahrzehnte später wirksam (LUCKNER 1982). Daher ist es erforderlich, Methoden zur Vorhersage möglicher Kontaminationsauswirkungen auszuarbeiten, um aktiven Grundwasserschutz betreiben zu können. Allein die Beobachtung, die Überwachung der Grundwassergüte, der passive Schutz der Trinkwasserressourcen (DYCK, GRONWALD, UHLMANN 1984) in landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten reicht nicht aus, effektiven Grundwasserlagerstätten-schutz durchzusetzen. KADEN (1980) schätzte diese Problematik wie folgt ein:

"Die in der Vergangenheit quantitativ orientierte Grundwasserbewirtschaftung hat zu signifikanten Kenntniserückständen bei der Grundwasserbeschaffenheit und den mit ihr verbundenen Prozessen geführt. Das gilt insbesondere auch für die natürlichen Grundwasserressourcen, die als weitgehend kontaminationsgeschützt angesehen wurden. Der gegenwärtig erkennbare Trend einer zunehmenden Kontamination der natürlichen Grundwasserressourcen läßt den Grundwasserschutz zur vordringlichen Aufgabe werden. Durch die spezifischen Nutzungsbedingungen in der DDR wird die Aktualität dieser Aufgabe noch verstärkt. Die flachliegenden, mit den Oberflächengewässern im allgemeinen direkt korrespondierenden Grundwasserressourcen sind durch sich Überlagernde intensive territoriale Nutzungen wie in kaum einem anderen Land der Erde potentiell gefährdet. Als Beispiel sei hier nur auf die Kontamination durch Nitrat infolge der intensiven Stickstoffdüngung verwiesen, die großflächig zur Überschreitung des zulässigen Grenzwertes von 40 mg/l führen kann".

1. Problemanalyse

1.1. Charakterisierung der Mineraldünger und ihr Einfluß auf das Grundwasser

Die wissenschaftlich begründete komplexe Düngung fußt auf der Grunderkenntnis, daß die von der Pflanze dem Boden entzogenen Mineralstoffe zurückzuführen sind. Ein guter Roggenertrag entnimmt dem Boden je Hektar z.B. 100 kg Stickstoff, 90 kg Kalium, 20 kg Phosphor (BEER 1981).

Besondere durch die Aufbringung von Mineraldünger wird in erster Linie der biologische, aber letzten Endes auch der geologische Stoffkreislauf aktiviert.

Die in der DDR ausgelieferten Mineraldüngermengen haben sich im Zeitraum 1949 bis 1978

- bei Stickstoff um 440 %,
- bei Phosphorsäure um 439 %,
- bei Kalium um 118 %,
- bei Kalk um 190 %

erhöht (GRABIG, HILDEBRAND 1981).

Die Erhöhung der Mineraldüngerausbringung in der DDR zeigt Tab. 1.1. (Statistisches Jahrbuch 1982, Angaben in kg/ha)

Tabelle 1.1.

Jahr	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO
1950	28,7	15,4	59,7	84,5
1955	32,4	20,5	65,6	109,6
1960	36,7	34,0	77,4	121,0
1965	65,7	49,3	92,1	212,2
1970	81,3	65,2	97,7	186,8
1975	107,7	70,1	112,2	202,3

Fortsetzung Tabelle 1.1.

Jahr	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO
1976	120,0	67,5	99,1	202,6
1977	122,5	67,9	75,0	172,5
1978	124,8	68,6	72,4	170,0
1979	119,0	66,3	87,3	151,7
1980	119,9	62,0	79,2	197,8
1981	119,7	59,8	96,0	198,3
1982	97,1	48,6	79,3	192,7

Die Mineraldüngerausbringung zeigt regionale Differenzierung (Tab. 1.2.)
(Statistisches Jahrbuch 1982, Angaben in kg/ha)

Tabelle 1.2.

	N ₂			P ₂ O ₅			K ₂ O			CaO		
	79/80	80/81	81/82	79/80	80/81	81/82	79/80	80/81	81/82	79/80	80/81	81/82
Cottbus	147,3	122,9	116,4	75,5	77,8	67,4	107,5	120,8	114,5	390,6	308,4	286,7
Dresden	129,0	118,9	117,4	59,3	58,8	52,7	82,4	75,9	74,8	336,1	338,5	294,9
Erfurt	125,9	114,7	109,3	59,7	56,4	45,1	71,6	64,8	66,3	77,5	136,7	123,4
Frankfurt	118,9	115,8	104,8	56,2	54,6	43,1	84,4	101,8	100,0	205,2	223,1	190,2
Gera	113,3	125,1	116,1	42,2	61,9	52,6	65,1	74,1	78,9	226,3	197,7	258,3
Halle	130,7	109,0	104,5	49,9	48,2	35,3	76,0	88,0	82,0	110,7	162,5	135,0
K-M-St.	127,9	125,0	119,7	77,9	69,1	62,4	65,3	60,6	58,2	298,0	261,8	306,6
Leipzig	135,1	127,1	118,6	70,1	57,8	48,6	101,3	105,9	107,8	285,6	282,0	194,7
Magdebg.	123,3	112,5	105,0	52,3	44,1	40,4	90,0	90,7	92,5	106,9	199,0	168,0
Neubran-												
denburg	117,1	115,7	110,3	64,8	71,9	59,0	83,0	83,1	85,7	123,4	112,6	117,4
Potsdam	129,1	121,3	110,2	67,6	70,9	63,2	97,0	98,6	102,0	163,0	127,3	141,5
Rostock	123,3	124,8	114,4	77,6	83,1	66,3	88,1	95,7	95,9	160,6	145,4	149,1
Schwerin	124,1	122,5	115,9	69,7	81,7	67,4	90,2	89,1	94,3	170,0	168,9	168,8
Suhl	119,9	111,5	109,2	52,3	44,2	43,3	70,7	66,1	58,3	84,2	151,1	156,8

Die landwirtschaftliche Düngerausbringung regelt sich generell nach den Düngungsempfehlungen DS 79. Danach leitet sich eine Vielzahl von Differenzierungen ab (standort- und fruchtartbezogene sowie lokale und zeitliche).

Die Mineraldüngerausbringung betrifft nicht nur landwirtschaftlich genutzte Flächen, sondern auch den forstwirtschaftlichen Bereich. Die DDR verfügt (Statistisches Jahrbuch 1982) über:

	Hektar	% vom Territorium
Ackerland	4,8 Mill.	44
Grünland	1,2 Mill.	11
Wald	2,9 Mill.	27

Als Düngungsempfehlung für Waldgebiete gilt nach TGL 28889/06:

Stickstoffaufwandmenge für Kiefernkulturen und -bestände 120 kg/Hektar/Jahr; Applikation: drei Jahre hintereinander.

Mit Kalium und Magnesium ist nur zu düngen, wenn dies im Düngegutachten des Nadeluntersuchungsdienstes empfohlen wird.

Für die Düngung von Fichtenbeständen auf grund- und stauwasserfreien Standorten geben NEBE u. FIEDLER (1980) Düngermengen nach Tab. 1.3. an.

Tabelle 1.3.

Nähr- element	Mengen	Wirkungsdauer	Bemerkungen zur Düngung
Kulturen			
N	20 g N/Pflanze	ca. 3 Jahre	frühestens 5 Jahre nach der Pflanzung beginnend, später auch breitwürfig mit ca. 100 kg/ha
P	200-300 kg P ₂ O ₅ /ha	ein Umtrieb	vor der Pflanzung oder pflanzplatzweise
K	10-20 g K ₂ O/Pflanze	3 - 5 Jahre	1 Jahr nach der Pflanzung beginnend, Dosierung ansteigend, später auch breitwürfig mit ca. 150 kg/ha
ältere Bestände			
N	300 kg N/ha	ca. 10 Jahre	verteilt auf zwei bis drei gleiche Gaben in 1- oder 2jährigem Abstand
P	200 kg P ₂ O ₅ /ha	ein Umtrieb	
Ca	ca. 20 dt CaO/ha	35 - 70 Jahre	Ausgleichsdüngung für Schwefelzufuhr, zur Mobilisierung von Rohhumusaufgaben je nach pH-Wert und Pufferkapazität der Humusaufgabe

Die eingesetzten Mineraldüngerarten zeigen folgende Zusammensetzungen (ohne Spurenelemente) (SOMMER 1971):

Gruppe	Bezeichnung	wichtigste Bestandteile	Gehalt %
Kalkdüngemittel	Brantkalk	CaO	75 - 90
	Karbidkalk- hydrat	Ca(OH) ₂	70 - 90
	kohlensaurer Kalk	CaCO ₃	80
	Leunakalk	CaCO ₃	70
	Löschkalk	Ca(OH) ₂	70 - 90
	Kalidüngemittel	Emgekali	KCl
MgSO ₄			15
NaCl			17
CaSO ₄			3,5
Kalidüngersalz 40 %		KCl	63
		MgSO ₄	1,5
		NaCl	26
		CaSO ₄	5
		Reformkali	KCl
		K ₂ SO ₄	25
		MgSO ₄	32
		NaCl	2
		CaSO ₄	8

Fortsetzung Tabelle 1.3.

Gruppe	Bezeichnung	wichtigste Bestandteile	Gehalt %
	schwefelsaures Kali	KCl K ₂ SO ₄ MgSO ₄ CaSO ₄ NaCl	3 89 4,5 1 1
Stickstoffdüngemittel	Ammonsulfat	(NH ₄) ₂ SO ₄	100
	Kalkammonsalpeter	NH ₄ NO ₃ CaCO ₃	60 35
	Kalkstickstoff	CaCN ₂ CaO C	62 17 12
	Natronsalpeter	NaNO ₃	100
Phosphatdüngemittel	Alkalisinterphosphat	säurelösliche Alkaliphosphate	
	Mg-Phosphat	Mg ₃ (PO ₄) ₂ CaSO ₄	37 43
	Superphosphat	Ca(H ₂ PO ₄) ₂ CaSO ₄	45 50
	Thomasphosphat	säurelösliche Phosphate	
Mehrnährstoffdünger	Am-Sup-ka	(NH ₄) ₂ SO ₄ KCl Ca(H ₂ PO ₄) ₂	46 33 21
	Kaliammonsalpeter	KNO ₃ KCl NH ₄ Cl CaCO ₃	55 7 28 7
(Nach Angaben des Handels)	Plaphoskan blau	N P ₂ O ₅ K ₂ O	11 7 19
	Plaphoskan rot	N P ₂ O ₅ K ₂ O Mg	14 3,5 12 0,5
	Plaphoskan grün	N Mg	42 2,5
	Tangeränder	N	5
	Universaldünger	P ₂ O ₅ K ₂ O MgO CaO	10 9 1 12

Die Bewertung der Grundwasserqualitätsbeeinflussung durch Mineraldünger ist nicht ohne Einbeziehung der Düngung mit Gülle, Abwasser, Mist und ähnlichen organischen Düngemitteln durchführbar. Sie werden ebenfalls diffus, aber weitaus differenzierter als bei Mineraldünger ausgebracht. Als absoluter Nährstoffschwerpunkt ist die Gülle zu sehen.

Im Jahre 1980 stand eine Güllemenge von etwa 77 Mill. m³ mit einem Reinnährstoffgehalt von

N = 249 kt

P = 47 kt

K = 190 kt

zur Verfügung, das waren bei Stickstoff ca. 30 % des Gehaltes der ausgelieferten Mineraldüngermenge (GRABIG, HILDEBRAND 1981).

Der Einfluß erhöhter Düngergaben auf das Grundwasser ist element- bzw. verbindungsbezogen sehr differenziert zu sehen. Zweifelsohne ist mit dem erhöhten Einsatz von Düngemitteln in der Landwirtschaft eine Zunahme an Auswaschungsprodukten im Grundwasser zu beobachten.

An der Spitze der problematischen Nährstoffe steht Stickstoff. HÜRING (1979) berichtet, daß "in vielen Rohwässern ein von Jahr zu Jahr steigender Nitratgehalt zu verzeichnen ist. Häufig werden die zulässigen Höchstgrenzen fast erreicht oder sogar überschritten. In der DDR war 1976 der Anteil an Überschreitungen des Nitratgehaltes, die bei den chemischen Untersuchungen des Trinkwassers durch die Hygieneinspektionen zu verzeichnen waren, beachtlich, obwohl die Versorgung der Bevölkerung über zentrale Wasserversorgungsanlagen weiter zugenommen hat. In manchen ländlichen Gegenden mit Einzelwasserversorgung wurde bei 25 Prozent der Proben und örtlich noch häufiger der Nitratgrenzwert überschritten. Aber auch in einigen zentralen Wasserversorgungsanlagen traten unter bestimmten Voraussetzungen erhöhte Nitratwerte auf. Zu den überhöhten Nitratgehalten des Trinkwassers - bezogen auf den Grenzwert von 40 mg/l - in den betroffenen Anlagen ist es besonders im Zusammenhang mit dem unsachgemäßen Ausbringen von Gülle, Jauche und organischen Stickstoffdüngemitteln gekommen."

In den natürlichen Stickstoffkreislauf der Biosphäre hat der Mensch eingegriffen, zunächst durch den Anbau größerer Mengen von Leguminosen und später zusätzlich durch die industrielle N₂-Fixierung. 1978 wurden im Weltmaßstab durch Mineraldünger ca. 45 Mill. t Stickstoff ausgebracht (LICHTENSTEJN 1978). Die Anwendung von Mineraldünger in den einzelnen Ländern ist noch sehr unterschiedlich, sie spiegelt sich in den Ernteerträgen wider. Die höchsten Düngergaben erfolgen in west- und mitteleuropäischen Ländern, dementsprechend häufen sich auch die Überschreitungen der für Trinkwasser zulässigen Nitratkonzentration im Grundwasser. So sind in der Bundesrepublik Deutschland z. B. das Norddeutsche Flachland (Kartoffeln, Zuckerrüben), die Niederrheinische Bucht (Zuckerrüben, Gemüse), die Täler von Rhein, Mosel, Main und Neckar (Wein, z.T. Gemüse) und der Bereich Bodensee/München (Hopfen) betroffen (FELDHOFF, KOSS 1982).

Der düngungsabhängige Stickstoffeintrag in das Grundwasser ist durch Art, Menge und Zeitpunkt der Düngung sowie Bodenbewuchs, Pflanzenart, Fruchtwechsel und Erntezeitpunkt beeinflussbar und weiterhin von klimatischen Faktoren sowie von der Bodenbeschaffenheit, Bodentemperatur und Durchlässigkeit abhängig.

Die Abnahme des Stickstoffeintrags in das Grundwasser verläuft nach OBERMANN (1981) in der Reihenfolge:

Gemüse - Hackfrucht - Getreide - Grünland - Wald

und weiter Korngrößen- bzw. durchlässigkeitsbezogen:

Kies - Sand - Lehm - Ton.

Nach KATZUR u. MROSKO (1983) beeinflußt die Sickerwassermenge den Stickstoffaustrag aus Sandböden sehr stark, und zwar unter den Bedingungen einer künstlichen Bewässerung in den Sommermonaten stärker als in den Wintermonaten. Umgekehrt ist eine höhere Abhängigkeit des Stickstoffaustrages von der Stickstoffkonzentration des Sickerwassers im Winterhalbjahr gegeben. Dies ist beachtenswert, denn nach VOIGT (1984) werden 18 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche in der DDR bewässert. Der Stickstoffaustrag aus der Bodenzone ist von der Verfügbarkeit des Stickstoffpools abhängig. Immerhin sind in der Bodenzone im allgemeinen einige 1000 kg/ha Stickstoff in Form von NH_4^+ fixiert, die vom Sickerwasser erst nach bakterieller Umsetzung über NO_2^- zu NO_3^- mitgeführt werden können; über 95 % des Stickstoffs sind organisch gebunden und die Verfügbarkeit ist eng mit der Dynamik der organischen Substanz verknüpft (LIEBEROTH 1982).

Die Festlegung der für Trinkwasser zulässigen Inhaltsstoffe wird durch staatliche Standards geregelt, sie ist für einzelne Länder unterschiedlich (Tabelle 1.4. nach FELDHOF u. KOSS 1982).

Tabelle 1.4.

Land	Grenz- bzw. Richtwert für NO_3^- (mg/l)
Belgien	150
BRD	90
(WHO)	50
USA	44,3
Frankreich	44
Schweiz	40
DDR	40
SR Jugoslawien	15

Im DDR-Standard Trinkwasser (TGL 22433) sind folgende Richt- und Grenzwerte für düngungsrelevante Inhaltsstoffe angegeben:

Die Richtwerte geben die grundsätzlich anzustrebende Konzentration der Inhaltsstoffe für Trinkwasser an.

Die Grenzwerte sind in der Konzentration so festgelegt, daß selbst dann ein ständiger Genuß des Trinkwassers gesundheitlich unbedenklich ist, wenn gleichzeitig alle Grenzwerte der aufgeführten Inhaltsstoffe erreicht werden (Tab. 1.5.).

Tab. 1.5. Richt- und Grenzwerte

Kriterium	Einheit	Richtwert	Grenzwert
Chlorid-Ion	Cl^- mg/l	≤ 250	350
Sulfat-Ion	SO_4^{2-} mg/l	≤ 250	400
Phosphat-Ion	PO_4^{3-} mg/l	n.n.	0,1
Nitrit-Ion	NO_2^- mg/l	n.n.	0,2
Nitrat-Ion	NO_3^- mg/l	≤ 20	40
Ammonium-Ion	NH_4^+ mg/l	n.n.	0,1
Kalium-Ion	K^+ mg/l	≤ 10	10
Natrium-Ion	Na^+ mg/l	≤ 80	150
Kalzium-Ion	Ca^{2+} mg/l	≤ 100	280
Magnesium-Ion	Mg^{2+} mg/l	≤ 70	125
Gesamthärte	GH °dH	2 bis 25	40
Karbonathärte	KH °dH	2 bis 25	25

Anmerkung:

n.n. = nicht nachweisbar nach den für Wasseruntersuchungen geltenden Analyseverfahren (Autorenkollektiv 1986).

Zu den einzelnen Kriterien nennt der Standard noch folgende Erläuterungen:

Chlorid-Ion

Der Chloridgehalt ist insbesondere bei plötzlichem Anstieg als Verschmutzungsindikator zu werten.

Sulfat-Ion

Sulfat-Ionen in hohen Konzentrationen können laxierend wirken.

o-Phosphat-Ion

Trinkwasser, das zur Bildung einer Schutzschicht phosphatiert wird und Wasser, dessen o-Phosphatgehalt nachweisbar geologisch bedingt ist, darf bis zu $7,0 \text{ mg PO}_4^{3-}/\text{l}$ enthalten.

Nitrat-Ion

Wasser mit mehr als $40 \text{ mg Nitrat}/\text{l}$ kann bei Säuglingen Methämoglobinämie verursachen. Für die anderen Verbraucher kann ein Wasser mit einem Nitratgehalt bis zu $150 \text{ mg}/\text{l}$ zugelassen werden.

Nitrit-Ion und Ammonium-Ion

Die Grenzwerte ergeben sich aus der Bewertung der Ionen als Verschmutzungsindikatoren fäkaler Herkunft. Läßt sich ein anderer, unbedenklicher Ursprung einwandfrei ermitteln, so darf der Gehalt an Stickstoffverbindungen aus NH_4^+ , NO_2^- und NO_3^- , berechnet als NO_2^- , insgesamt $15 \text{ mg}/\text{l}$ nicht überschreiten. In die Rechnung darf nur die Hälfte des vorhandenen NO_3^- -Gehaltes einbezogen werden.

Kalium-Ion

Kalium ist im allgemeinen in Konzentrationen unter $10 \text{ mg}/\text{l}$ im Grundwasser enthalten. Den Grenzwert überschreitende Mengen deuten auf mangelhafte Absorption des Bodens infolge zu starker Belastung, bei Oberflächenwasser auf Abwassereinleitungen hin.

Natrium-Ion

Der Grenzwert resultiert aus dem Geschmacks-Schwellenwert-Test, dessen Ergebnis für Natriumchlorid zwischen 300 und $500 \text{ mg NaCl}/\text{l}$ liegt.

Magnesium-Ion

Der Grenzwert für Magnesium entstand unter Berücksichtigung des Geschmacks-Schwellenwertes für Magnesiumchlorid.

Wird der Richt- oder der Grenzwert durch Magnesium-Ionen erreicht, darf die Differenz bis zum Richt- oder Grenzwert für die Gesamthärte, nach entsprechender Umrechnung, durch Kalzium-Ionen in Anspruch genommen werden.

Die Bindungsformen von Kalium im Boden sind sehr differenziert.

Der Gesamtgehalt korreliert ziemlich eng mit dem Tongehalt. Die organische Substanz des Bodens hat einen vergleichsweise geringen Kaliumgehalt. Je mehr Ton ein Boden enthält, um so weniger ist vom Kalium-Gesamtvorrat austauschbar bzw. um so mehr kann fixiert werden (LIEBEROTH 1982).

Auch durch unsachgemäße Kaliümdüngung kann eine potentielle Grundwassergefährdung eintreten.

Die im Boden vorhandenen bzw. eingebrachten Phosphorverbindungen sind im allgemeinen schwer löslich. Düngerphosphat ist daher gering beweglich und verbleibt meist in der oberen Bodenzone. Der als unerheblich zu bezeichnende Eintrag in das Grundwasser bleibt also bei den nachfolgenden Untersuchungen außer Betracht.

Die durch Düngung weiterhin eingebrachten Makronährelemente Kalzium, Magnesium und Schwefel sowie die sogenannten Ballastelemente Natrium und Chlor sind nach verschiedenen Untersuchungsergebnissen nicht trinkwassergrenzwertgefährdend, jedoch erhöht sich insgesamt der in das Grundwasser gelangende Gesamtmineralgehalt z. T. erheblich, so daß sie bei Massenbilanzen mit beachtet werden müssen.

Das trifft besonders auf die Beeinflussung des Grundwassers durch Mineraldüngerlager zu. Ihre Einflußnahme ist weniger mit der diffusen Düngerausbringung vergleichbar, vielmehr wirkt die oberflächliche Ablaugung eines ungeschützten Mineraldüngerlagers durch Niederschläge analog einer punktförmig wirksamen Abproduktdeponie.

In der DDR wurden zur Optimierung des Düngereinsatzes als zwischenbetriebliche Einrichtungen "Agrochemische Zentren" (ACZ) gebildet. Diese koordinieren den Düngereinsatz im administrativen Einzugsgebiet, lagern und verteilen die Düngemittel an die LPG und VEG bzw. bringen sie auf die Felder auf. In der DDR existieren gegenwärtig mehr als 250 ACZ (Düngungsempfehlungen DS 79), in denen in wetterfesten Lagerräumen vor allem Stickstoffdüngemittel gelagert werden. Dagegen werden Volldünger vorwiegend auf offenen Feldlagerplätzen zwischengelagert. Diese Feldlagerplätze bestehen z. T. ortskonstant über mehr als 20 Jahre und stellen unter ungünstigen hydrogeologischen Bedingungen eine potentielle Gefährdung für das Grundwasser dar. Die auf diesen Feldlagerplätzen gelagerten Düngemittel sind sowohl bezüglich ihrer Zusammensetzung als auch bezüglich der Lagerungszeit und -menge variabel.

Als Orientierungsgröße gelten folgende jährliche Lagerungsmengen pro Feldlagerplatz:

400 t Leunakalk
100 t Superphosphat
90 t Thomasphosphat
150 t Kalidünger

Nachfolgend wird auf Grund der Spezifik der Mineraldüngerlager ihre Bewertung als potentielle Grundwasserkontaminationsquelle gesondert vorgenommen.

12. Zu den methodischen Grundvoraussetzungen

Durch die Interferenz des biologischen Stoffkreislaufs (Boden, Vegetation, Atmosphäre) mit dem geologischen Stoffkreislauf prägten sich die Böden (EHWALD 1981), sie sind als Hauptumsatzraum vorrangiges Forschungsobjekt für die Pflanzenproduktion geworden. In diesem Bereich überlagern sich die Vorgänge von biologischem und geologischem Kreislauf.

Zum Einfluß der Düngemittel auf das Grundwasser gibt es bereits eine sehr große Zahl von Untersuchungen und Forschungsergebnissen. Der größte Teil betrifft jedoch die Untersuchung der Zusammenhänge von Düngung und Pflanzenwuchs im Bereich der Boden- und Wurzelzone bis hin zu Angaben über die sogenannte Auswaschungsrate (aus der Bodenzone) bzw. den Stoffeintrag in das Grundwasser. Sie ist eine wichtige Eingangsgröße für den Gütetransportprozeß des Grundwassers.

Das Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit Müncheberg, Bereich Bodenkunde Eberswalde, der Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR hat die Nährstoffauswaschungsverluste auf unterschiedlichen Standorten mittels Unterdrucklysimeter an bis zu 10jährigen Maßreihen für die Bedingungen der häufigsten in der DDR vorkommenden Bodenformen untersucht (WEISE 1979). Bei den Versuchen mit Feldgrasgemisch erfolgte eine einheitliche jährliche Mineraldüngung in Höhe von

N 80 kg/ha
P 45 kg/ha
K 80 kg/ha
Mg 35 kg/ha
Ca 375 kg/ha.

Die Auswaschungsverluste betragen

N 1 ... 20 kg/ha
K 1 ... 56 kg/ha
Mg 6 ... 32 kg/ha
Ca 20 ... 124 kg/ha

Die P-Konzentration des Sickerwassers war bei allen Böden minimal. In der Diskussion der Ergebnisse in WEISE (1979) wird folgendes gesagt: "Obwohl die Ergebnisse unter genau definierten Bedingungen erzielt worden sind und streng genommen nur dafür Gültigkeit besitzen, erscheint eine Verallgemeinerung in Form von Richtwerten zulässig, da die Unterdrucklysimeter mit Böden in natürlicher Lagerung gefüllt waren und die methodischen Fehler kaum ins Gewicht fallen dürften."

Dies wird durch die gute Übereinstimmung mit den Ergebnissen anderer Autoren bestätigt (PFAFF 1965; KRAMER, MEISSNER u. TAEGER 1974)."

Zusammenfassend sind folgende mittlere Nährstoffauswaschungswerte genannt (in kg/ha):

Substrat	N	K	Mg	Ca
Sand	14	30	10	102
Lehm	9	2	12	71
Löß	10	6	24	94
Ton	7	3	9	79

Einschränkend muß gesagt werden, daß die bei den Versuchen benutzte Stickstoffmenge der Mineraldüngerausbringung von 1970 entspricht.

Weiterhin sind diese Versuchsergebnisse hinsichtlich Fruchtart in der Nähe des Bereiches Getreide-Grünland anzusiedeln. Sie dokumentieren somit eine relativ günstige Situation der Nährstoffaufnahme durch die Pflanze. Vergleichsweise gibt LIEBEROTH (1982) in einer vereinfachten Übersicht folgende Werte zur Nährelementauswaschung an (in kg/ha):

N	K	Mg	Ca	P
10 ... 50	5 ... 50	10 ... 30	100 ... 250	0,2 ... 2

Bei einer Grundwasserneubildung von $4 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$, einem häufig vorhandenen Wert bei anstehendem Sandboden, entspricht eine Nährstoffauswaschung von 50 kg/ha N bzw. K einem Eintrag in das Grundwasser von 40 mg/l.

Die gegenwärtig zur Verfügung stehenden Ergebnisse über Werte der diffus in das Grundwasser gelangenden Düngemittelbestandteile haben beträchtliche Spannbreiten. Für Bilanzrechnungen sollte möglichst eine weitere Verdichtung angestrebt werden.

Eine Differenzierung hinsichtlich folgender Bebauungsarten ist anzustreben:

- Wiesen, Weiden
- Ackerland
 - mit normaler Fruchtfolge
 - vorwiegend Getreide
 - vorwiegend Hackfrucht
 - vorwiegend Gemüse
- Obstplantagen, Weingärten
- Gärtnereien
- Gartenland, ländliche Siedlungen
- Wald
 - gedüngt
 - ungedüngt.

Die Untersuchung der Gesetzmäßigkeiten der Nährstoffauswaschung aus der Aerationzone in das Grundwasser durch Lysimeter besitzt eine vorrangige Bedeutung. Allerdings sind folgende Einschränkungen zu beachten:

- die Aerationzonennächtigkeiten liegen in vielen Fällen über den mittels Lysimeter zu realisierenden Werten;
- die über Jahre reichende Anlaufphase von Lysimetern;
- technologische Grenzen für eine vollwertige Simulation der Naturbedingungen (z.B. Unterdruck-Wasserentnahme, Störung des natürlichen Einflusses des kapillaren Wasseranstiegs);
- veränderter Gasaustauschprozeß.

Da Lysimeter Modellgefäße darstellen (KRAMER, MEISSNER, TAEGER 1982), sind durch gezielte Veränderung der Modellbedingungen Ergebnisverdichtungen vor allem zum Qualitätsprozeß in der Aerationzone erreichbar.

In STADELMANN, FURRER u.a. (1983) werden Ergebnisse von Stickstoff-Mobilisierungsversuchen mitgeteilt, die u.a. mittels Säulenlysimeter unter Zeitrafferbedingungen ermittelt wurden (9,4 l = 300 mm Niederschlag pro 14 Tage).

Aus dem Ergebnis dieser Versuche konnte abgeleitet werden, daß bei Temperaturen um 10°C unter aeroben Bedingungen während einer Vegetationsperiode bis zu 182 kg N/ha oder zwischen 0,24 und 4 % des organischen N-Pools mobilisierbar wären (Tab. 1.6.).

Tabelle 1.6.

Probenanzahl	Nutzungsart	Substrat	N-mobil (kg/ha)
1	Wald	sandiger Lehm	46
1	Wiese	" "	111
2	Acker	" "	148 (118 - 177)
3	"	Lehm	170 (157 - 182)

Bei einem Entzug von beispielsweise 100 kg N/ha in einer Vegetationsperiode durch Getreideproduktion stehen unter den obengenannten Bedingungen Beträge von 48 bis 70 kg N/ha für den Auswaschungsprozeß zur Verfügung. Die absolute Größe der Düngerauswaschung in den Grundwasserleiter wird durch die jährlich differenzierte vertikale Sickergeschwindigkeit in der Aerationzone und durch eine überjährliche Ausnutzung in Form eines differenzierten Entzugs durch entsprechende Fruchtfolge kontrolliert, wobei eine solche Ausnutzung bei geringmächtiger Aerationzone bis in den oberen (Schwankungs-) Bereich des Grundwasserleiters bzw. den Bereich des hypodermischen Abflusses reichen kann.

Trotz der gegebenen Kompliziertheiten wird die Untersuchung der Stoffauswaschung in das Grundwasser durch Lysimeter in Zukunft weiter als eine der wichtigsten Methoden anzusehen sein. Versuche, durch eine Vielzahl von Wasserproben aus größeren Testgebieten unterschiedlicher hydrogeologischer Struktur zu einer flächenhaften Kenntnis der Entwicklungstendenzen landwirtschaftlicher Einflüsse zu gelangen, sind z. B. in der Bundesrepublik Deutschland durchgeführt worden (HAHN 1980). Die Ergebnisse reichen für die Aufstellung von Bilanzmodellen generell nicht aus, bringen jedoch Aussagen zum Zusammenwirken unterschiedlicher Nutzungsformen, insbesondere zur Funktion von Waldflächen, die als Regenerationsflächen bezeichnet werden.

Für den Bereich eines unbedeckten Grundwasserleiters (25 m Talsand, 220 mm/a Neubildung, 50 % Wald, 25 % Grünland, 25 % Acker) ergaben sich Grundwasserqualitätsdifferenzierungen nach Tab. 1.7 (in mg/l).

Tabelle 1.7.

Spalte	1	2	3	4	5	6
Nutzungsart	Wald	Grünland	Acker	Ortslagen	gewogenes Mittel	Oberflächen-gewässer
Anzahl der Proben	97	56	50	17	Spalten 1 - 3	7
K	2,2	3,7	8,6	15	4,2	9,5
Na	9,3	20	16	21	14	20
Mg+Ca	31	55	57	66	43	47
Cl	17	32	37	47	26	42
SO ₄	71	81	77	96	75	58
HCO ₃	27	64	48	80	42	55
NO ₃	< 2	< 2	38	18	11	12

Daraus ist ableitbar, daß die Höhe der Gesamtbelastung eines Einzugsgebietes vom Verhältnis Ackerfläche/Wald beeinflußt wird. Die Nitratgehalte-Differenzierungen sind aus Tab. 1.8. ersichtlich.

Tabelle 1.8.

Situation im untersuchten Gebiet	NO ₃ (mg/l)
kleinere, von Wald umgebene Ackerflächen	30
größere, geschlossene Ackerflächen	70
fast ausschließlich unter Pflug befindliche Gebiete	100 (max. 200)

Untersuchungen aus Gebieten mit Geschiebemergeldeckschichten lieferten keine solche eindeutigen Aussagen, geben aber Hinweise auf eine verzögerte Auswirkung.

Die Untersuchungen wurden in keinem Fall durch grundwasseralterstrukturelle Ergebnisse oder durch Grundwassermengenbilanzen untermauert.

2. Grundlagen der Ausbreitung gelöster Komponenten im Untergrund

2.1. Migration der gelösten Mineraldüngerkomponenten in das Grundwasser

Grundlage einer wissenschaftlichen Prognose der Ausbreitung von Mineraldüngerkomponenten in den Untergrund bildet die Erfassung und Analyse der äußeren, dem Mineraldünger eigenen Faktoren sowie der inneren, dem natürlichen dynamischen System Grund (Boden)-wasser - Gestein - Biomasse - Gas eigenen Faktoren.

Äußere Faktoren

Die bestimmenden Faktoren sind vor allem die physikalischen und chemischen Eigenschaften der Mineraldünger. In den meisten Fällen wird der Mineraldünger in fester Form ausgebracht, d. h., um grundwasserbeeinträchtigend zu wirken, müssen die Mineraldünger zunächst in wässrige Lösung überführt werden. Entscheidendes Kriterium für seine Aktivierung ist die Löslichkeit der Mineraldüngerkomponenten. Nachfolgend sind die Löslichkeiten einiger in handelsüblichen Düngemitteln enthaltenen Verbindungen zusammengestellt.

Tabelle 2.1.

Verbindung	Löslichkeit (g/kg bei 20°C)
NaCl	264
KCl	255,8
CaSO ₄	2,04
MgSO ₄	300
K ₂ SO ₄	99,1
(NH ₄) ₂ SO ₄	75,4
NaNO ₃	880
KNO ₃	315
NH ₄ NO ₃	187,7
CaCO ₃	0,015
Ca(OH) ₂	0,118
Ca(H ₂ PO ₄) ₂ x 2H ₂ O	0,199
(NH ₄) ₂ HPO ₄	269
Na(H ₂ PO ₄) ₂ x 2H ₂ O	460

Nach Aktivierung der Düngemittel in Form von wässrigen Lösungen bestimmen die physikalisch-chemischen Eigenschaften dieser Lösungen entscheidend das Migrationsverhalten der gelösten Substanzen. Da es sich vorwiegend um Elektrolytlösungen handelt, kontrollieren folgende Faktoren vorrangig deren Migrationsverhalten:

- die chemische Zusammensetzung und Mineralisation der Lösung,
- die Dichte der Lösung,
- die Temperatur der Lösung,
- der Gehalt und die Zusammensetzung der gelösten Gase.

Im Fall von Minereraldüngerlagern treten die großen Unterschiede in der Löslichkeit der einzelnen Düngemittelbestandteile besonders stark in Erscheinung. Es kommt zu einer bevorzugten Auswaschung der Chloridverbindungen, während die verbleibenden Karbonatverbindungen undurchlässige Krusten an der Oberfläche des Düngerlagers bilden und eine weitere Auslaugung des Düngerkörpers verhindern. Der ständige Umschlag der Düngemittel führt andererseits dazu, daß potentiell eine ständige Auslaugung der leicht löslichen Bestandteile aus dem Düngerkörper ermöglicht wird, wobei die konkrete Zusammensetzung der Auslaugungslösung von der Menge, der Lagerungsdauer und der Zusammensetzung des abgelagerten Düngers abhängt.

Die durchschnittlichen Ausmaße der Freilanddüngerplätze von etwa 100 bis 500 m² gestatten ihre Einstufung als punktförmigen (bzw. flächenhaft begrenzten) Kontaminationsherd innerhalb des regionalen Grundwasserfließsystems.

Die Lage des Kontaminationsherdes zur Grundwasseroberfläche und seine Lage im Grundwasserfließsystem (Nähr-, Transit- bzw. Entlastungsgebiet) sowie die Zeit der Einwirkung bestimmen letztlich die Wirksamkeit der äußeren Faktoren auf das Grundwasser.

Innere Faktoren

Die Ausbreitung der gelösten Minereraldüngerbestandteile in der Aerationzone wird primär von den gleichen Faktoren bestimmt, die die kontinuierliche Teufenverlagerung der atmosphärischen Niederschläge bis zur Grundwasseroberfläche bewirken. Das sind:

- klimatische Faktoren,
- physisch-geographische Faktoren,
- geologische Faktoren,
- biologisch-bakteriologische Faktoren.

Den atmosphärischen Niederschlägen kommt in besonderem Maße die Funktion des Lösungs- und Transportmittels der gelösten Bestandteile zu. In Abhängigkeit von der zeitlichen Verteilung der

Tabelle 2.2.

Quartal	Parameter	Substrat			
		Sand	Lehm	Löß	Ton
I	S _I in % von N _I	69	74	62n	49
	S _I in % von S _{I-IV}	39	51	36	35
II	S _{II} in % von N _{II}	31	22	22	24
	S _{II} in % von S _{I-IV}	25	24	32	41
III	S _{III} in % von N _{III}	13	3	2	3
	S _{III} in % von S _{I-IV}	9	3	2	5
IV	S _{IV} in % von N _{IV}	37	15	27	12
	S _{IV} in % von S _{I-IV}	27	22	30	19
I - IV	S _{I-IV} in mm	202	128	143	88
	% von N _{I-IV} (= 650 mm)	38	25	23	18

Niederschläge, ihrer Intensität und Quantität kommt es bei gleichzeitiger Einwirkung anderer innerer Faktoren zu jahreszeitlich differenzierten Infiltrationsmengen in den Untergrund. In WEISE (1978) wurden Ergebnisse mitgeteilt, die die jahreszeitlichen Anteile der Sickerwassermengen (S) auf verschiedenen Bodenstandorten in Prozent vom jeweiligen jahreszeitlichen Niederschlagsangebot (N) darstellen. Deutlich zeichnen sich besonders auf Böden mit erhöhten bindigen Anteilen die stark differenzierten Sickerwasseranteile im Winter-/Frühjahrs- und Sommer-/Herbst-Zyklus ab.

Das erhöhte Strahlungsangebot in den Sommermonaten bewirkt komplizierte Verdunstungsprozesse. Es kommt zu Konzentrationserhöhungen, die zur Überschreitung des Löslichkeitsproduktes der Lösungsspezies und somit zu Fällungsprozessen besonders der Karbonate führen kann. Begünstigt wird die Ausfällung der Karbonate durch die versickerungshemmende Wirkung schluffiger Zwischenschichten. Diese Einlagerungen treten besonders im Bereich von Düngerlagern auf.

So konnten z. B. unterhalb eines Freilanddüngerplatzes in Teufen von 1,50 bis 2,50 m (bei einem Grundwasserflurabstand von ca. 3 m) Karbonatgehalte von über 90 Gew.-% festgestellt werden.

Physisch-geographische Faktoren (Relief, Gewässernetz) bestimmen in Verbindung mit den geologischen Untergrundverhältnissen die geohydraulischen Randbedingungen einer Grundwasserlagerstätte. Sie müssen sich im Bilanzmodell widerspiegeln. Im Sonderfall der punktförmigen Beeinflussung des Grundwassers durch einen Freilanddüngerplatz spielt die geomorphologische Position eine besondere Rolle. Bei der Anlage von Freilanddüngerplätzen bzw. bei der Untersuchung ihrer Grundwasserbeeinflussung ist die geomorphologische Position des Standortes daher besonders zu beachten. Beobachtete stark differenzierte Neubildungsanteile des Grundwassers in unterschiedlichen morphologischen Positionen, z. B. das Auftreten von Versickerungsraten am Hangfuß gegenüber dem Hangbereich um mehr als das 10fache, zumindest bei bestimmten Niederschlagsereignissen, bedürfen in Zukunft einer generellen Beachtung bei der Untersuchung der Migration von Lösungskomponenten in das Grundwasser. Diese Erscheinungen sind bisher kaum systematisch untersucht, nehmen aber offensichtlich auf den Gütetransportprozeß entscheidenden Einfluß.

Die Bodennutzung und -bedeckung stellt einen den unterirdischen Abfluß mehr oder minder beschränkenden Faktor dar. In Abhängigkeit von der Pflanzenart, vom Alter der Bestockung, von der Durchwurzelungstiefe, der Fruchtfolge u. a. Nutzungsbedingungen werden dem Untergrund unterschiedliche Mengen- und Beschaffenheitsanteile aus dem Sickerwasser entzogen.

Die Schadstoffausbreitung in der Versickerungszone stellt das Ergebnis der komplexen Einwirkung geologischer und anderer Faktoren dar, die einerseits den Feuchtetransport und andererseits das hydrogeochemische Verhalten der Lösungskomponenten kontrollieren. In jedem Fall ist der Weg bis zur Grundwasseroberfläche ein migrationsbestimmender Faktor. Allgemein kann festgestellt werden, daß bei sonst gleichartigen Bedingungen die Versickerungszeit und die Möglichkeiten der Wechselwirkung des Schadstoffs mit dem Gestein (Boden), der Bodenluft und den Mikroorganismen um so größer ist, je größer der Flurabstand des Grundwassers ist. Der Flurabstand ist gleichzeitig ein das Neubildungsregime bestimmender Faktor. Untersuchungen verschiedener Autoren, z. B. TGL 22433; CUBAROV (1972) zeigen, daß bei Flurabständen unter 1 bis 1,5 m die Verdunstungsrate gegenüber der Neubildungsrate überwiegen kann.

Gebiete mit flurnahem Grundwasser stellen somit Zehrgebiete dar, innerhalb derer ein Kontaminationsinput in der Versickerungszone steckenbleibt, sich hier konzentriert und zu einem sekundären Kontaminationsherd formieren kann.

Im Intervall bis zu 4 bis 5 m Flurabstand stellen sich instationäre Feuchtetransportverhältnisse ein, die von den eingangs erläuterten Faktoren saisonbedingt beeinflußt werden.

Bei flurfernem Grundwasser herrschen in Teufen größer als 5 m stationäre Sickerverhältnisse vor, die in der Zone des Kapillarsaumes in ein quasigesättigtes Strömungsregime übergehen.

Das aufgezeigte allgemeine "Feuchteprofil" der Aerationzone wird durch den strukturellen Aufbau der Aerationzone modifiziert. Sowohl für den Versickerungsprozeß als auch für die hydrogeo-

Tab. 2.3. Pedohydrogeologische Kennwerte einiger Bodenformen im Bereich der Nord- und Mittelbezirke der DDR (nach WEISE 1978)

Bodenform	T	FZ u. MZ	n	n _{ef}	FK	n FK	Bd	BWG	Anmerkungen:
			(Gewichts-%)				(d)	(mm)	
Sand-Rosterde									
grob sandig	3	5	40	32	8	6,5	105	46 + 95	T - Tongehalt FZ
mittelsandig	5	7	40	31	9	6,5	102	58 + 115	T - Tongehalt FZ - Feinschluffgehalt
feinsandig	6	8	40	29	11	8,5	95	66 + 136	FZ - Feinschluffgehalt MZ - Mittelschluffgehalt
Bändersand-rosterde									
	5	10	39	28	12	8,5	100	63 + 148	n - Porosität n _{ef} - dränbare Porosität Bd - Summe der Bodentrockentage
Sandtieflehm-	5 (-7 dm)	8 (-7 dm)	39	22	17	12	85	84 + 202	April - September
Fahlerde	20 (7-10)	15 (7-10)							nFK - nutzbare Feldkapazität
Lehm-Para-braunerde									
	17	15	36	11	25	17	60	133 + 275	BWG - mittlerer maximaler Bodenwassergehalt (Frühjahrsfeuchte), differenziert in Bereich bis 5 dm und Bereich 5 - 10 dm
Sand-Gley,-Staugley									
	8	8	36	20	16	11	85	79 + 190	
Salmtieflehm-braunstaugley									
	7 (-5 dm)	16 (-5 dm)	36	12	24	17	65	124 + 262	
	18 (5-10)	15 (5-10)							
Lehm-Staugley									
- durchgeh. sL	17	16	35	8	27	18	50	140 + 286	sL - sandiger Lehm
- Oberboden sL	18	20 (-3 dm)	35	6	29	18	50	148 + 305	L - Lehm
Unterboden L		15 (3-10 dm)							
- durchgeh. L	20	dto.	35	4	31	19,5	45	158 + 317	

chemischen Prozesse spielt dabei die Struktur und Zusammensetzung der Bodenzone eine entscheidende Rolle.

Die Bodenstruktur findet ihren Ausdruck in der sogenannten Bodenform, die sich sowohl aus der Substratschichtung als auch der Horizontalfolge ableitet. Für einige Hauptbodenformen, die etwa 80 % der Fläche der Nord- und Mittelbezirke der DDR bedecken, wurden von WEISE (1978) pedohydrologische Kennwerte katalogisiert (Tab. 2.3.).

Die den Infiltrationsprozeß (Feuchtetransport) bestimmenden petrophysikalischen Kennwerte stehen in enger Beziehung zur lithofaziellen Ausbildung des Untergrundes.

Im Lockergestein konnte im Zuge der Erkundung von Grundwasseranreicherungs-Anlagen mehrfach die versickerungshemmende Wirkung von nur einige Dezimeter mächtigen bindigen Zwischenschichten beobachtet werden, die sich in der Natur auch in der Ausbildung von Staunässe, sogenanntem Schichtenwasser bzw. schwebendem Grundwasser, bemerkbar macht. Die erwähnte Abhängigkeit der petrophysikalischen Kennwerte von den lithologisch-faziellen Verhältnissen findet ihren Ausdruck u. a. auch im Speicher- und Wasserleitvermögen des Untergrundes, bzw. in der Ausbreitungsmöglichkeit eines belasteten Infiltrats in der Versickerungszone. Beide Prozesse werden durch die substratspezifischen Parameter - Porosität, Wasserhaltevermögen (Feldkapazität), dränbares (entwässerbares) Porenvolumen, Wasserleitfähigkeit - sowie die zeitlich variable Saugspannung und Wassersättigung bestimmt.

Tab. 2.4. Porosität (n), entwässerbare Porositätsanteile (n_g) sowie mittlere ("volle") Wasseraufnahme (W_K) einiger Lockergesteine
(nach BEYER u. SCHWEIGER 1969 und BUSCH 1956)

Gesteinsart	n (Vol.-%)	n_g (Vol.-%)	W_K (Vol.-%)
sandiger Kies	15 - 35	20 - 25	30 (5)
kiesiger Sand	28 - 35	15 - 20	31,5 (8)
mittlerer Sand	30 - 38	10 - 15	32,5 (28)
schluffiger Sand	33 - 40	8 - 12	35 - 36,2 (12)
sandiger Schluff	35 - 45	5 - 10	34,5 - 38,9 (28)
toniger Schluff	40 - 55	3 - 8	37,1 - 43,8 (44)
schluffiger Ton	45 - 65	2 - 5	37,1 (4)

Anmerkung: in Klammern = Probenanzahl

In den meisten Fällen wird in der Versickerungszone auch bei scheinbar voller Wassersättigung nicht der gesamte Porenraum ausgefüllt (BEYER u. SCHWEIGER 1969; BUSCH 1956). Die Verdrängung der Bodenluft wird besonders durch erhöhte Humusgehalte und durch den Gehalt quellfähiger Bestandteile gehemmt. Die Kornverteilung, der Humusgehalt sowie die chemisch-mineralogische Zusammensetzung (insbesondere der Kalkgehalt) des Untergrundes kontrollieren gleichzeitig sein Wasserhaltevermögen (Abb. 2.1.).

Zur Charakteristik der Tiefenverlagerung der Bodenfeuchte kann der k_f -Wert nur bedingt herangezogen werden, da er die gesättigte Filterströmung charakterisiert. Die ungesättigte Wasserleitfähigkeit (k_u) ist neben der Kornzusammensetzung von der zeitlich und räumlich veränderlichen variablen Saugspannung (ψ) und dem Wassergehalt (W) bzw. der Wassersättigung ($\theta = \frac{W}{n}$) abhängig. Die Abhängigkeit kann nach LUCKNER u. SCHESTAKOW (1975) wie folgt beschrieben werden:

$$k_u = k_f \cdot \bar{W}^a \quad (\text{m/s}) \quad (2.1)$$

$$\psi = a \cdot \bar{W}^b$$

$$k_u = \frac{k_f}{1 - a\psi^m} \quad (\text{m/s}) \quad (2.2)$$

wobei a , b und m Koeffizienten sind, die mit $a = 3 - 4$ und $m = 2$ (Sand) bzw. $m = 4$ (schwerer Lehm) angegeben werden.

$$\bar{W} = \frac{W - W_0}{n - W_0}$$

$W_0 \approx FK$ - Grenzwassergehalt, bei dem keine Feuchtebewegung mehr auftritt.

Für einen Mittelsand ist die Saugspannungs-Sättigungskurve als Abbildung nach BUSCH u. LUCKNER (1972) beigegeben.

Größenordnungsmäßig läßt sich die Veränderung des k_u -Wertes durch die Ergebnisse von BECHER (1975) verdeutlichen, der für Sande mit einem vertikalen k_f -Wert von $9 \cdot 10^{-5}$ m/s entsprechende k_u -Werte von $6 - 10^{-5}$ bzw. $3 - 10^{-9}$ m/s bei unterschiedlichen Saugspannungen ermittelte. Entsprechend differenziert sind auch die Geschwindigkeiten, die von verschiedenen Autoren für den Feuchtetransport in der Aerationzone angegeben werden.

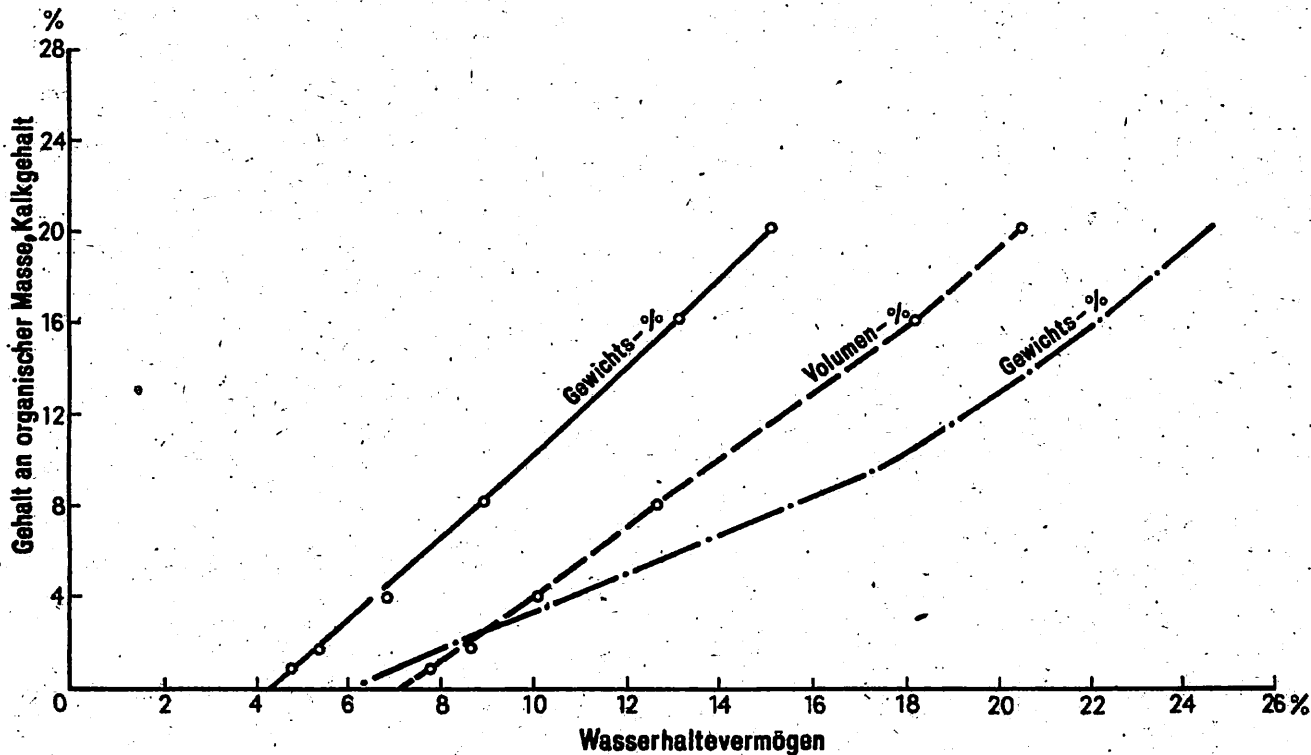


Abb. 2.1. Abhängigkeit des Wasserhaltevermögens vom Anteil an organischer Substanz und vom Kalkgehalt (nach BUSCH 1956)

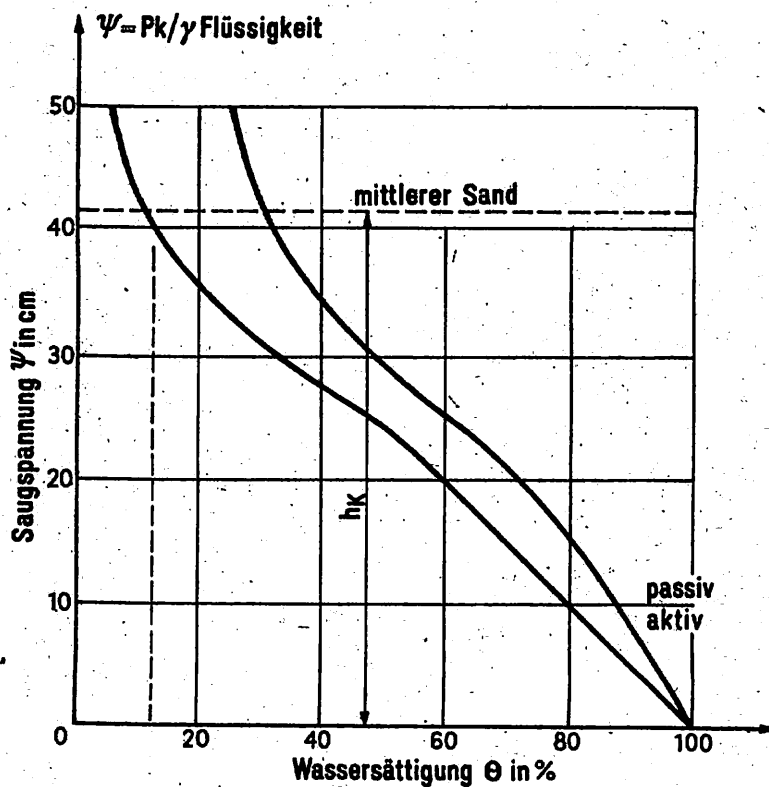


Abb. 2.2. Saugspannungs-Sättigungskurve eines Erdstoffes, der Luft und Wasser enthält (nach BUSCH u. LUCKNER 1973)

Im Bereich der Kapillarzone geht der ungesättigte Feuchtetransport in eine quasigesättigte Strömung über, wobei die vertikale Sickerbewegung durch eine horizontale Komponente (hervorge-rufen durch das GW-Gefälle) kompliziert wird. Die Höhe der Kapillarzone ist ebenso wie die ein-gangs beschriebenen petrophysikalischen Kennwerte von der Kornzusammensetzung, d. h. den lithologischen Verhältnissen abhängig. Nachfolgende Tabelle vermittelt einen Überblick über die kapillare Steighöhe verschiedener Lockergesteine.

Tab. 2.5. Maximale kapillare Steighöhe verschiedener Lockergesteine (nach OVCINNIKOV 1955)

Gesteinsart	Steighöhe (cm)
Grobsand	2 - 3,5
Mittelsand	12 - 35
Feinsand	35 - 120
sandiger Lehm	120 - 350
Lehm	350 - 650
Ton	650 - 1200

Die Kornzusammensetzung, der Poren-(Kluft-)raum, die Porenstruktur bzw. die Klüftigkeit be-stimmen nicht nur den Feuchtetransport, sondern sind sowohl für die mechanische und physiko-chemische Filterwirkung des Untergrundes gegenüber suspendierten und emulgierten Stoffen der kontaminierenden Lösung als auch für die Dispersion und Sorption der gelösten Komponenten von vorrangiger Bedeutung.

Schluffige und tonige Materialien sowie Kolloidkomplexe sind in der Lage, Ionen (vorrangig Kat-ionen) und polare Stoffe an ihrer Oberfläche zu fixieren. Die Ionen können an der Oberfläche sorptiv gebunden, gegen äquivalente Mengen des Adsorptionskomplexes ausgetauscht, aber auch in die Gitterstruktur des Mineral- bzw. Kolloidkomplexes eingebaut werden. Als Maß zur Charakte-ristik des Adsorptionsvermögens eines Bodens bzw. eines Stoffgemisches wird die sogenannte Austauschkapazität (AK) verwendet, die die Menge der austauschfähigen Ionen (in mval pro 100 g Substanz) angibt. Die Größe der Austauschkapazität wird von der mineralogischen Zusammensetzung der Ton- und Schluffpartikel (Tab. 2.6) und deren Anteil an der Kornzusammensetzung, aber be-sonders vom Gehalt organischer Stoffe im Boden bestimmt (Tab. 2.8.). Es sei darauf hingewiesen, daß neben der Größe der Austauschkapazität ihre Ionenbelegung entscheidend die Effektivität des Prozesses bestimmt. In den nachfolgenden Tabellen sind dazu einige in der Literatur veröffent-lichte Forschungsergebnisse zusammengestellt.

Tab. 2.6. Austauschkapazität einiger Tonminerale (GRIM 1962)

Mineral	mval/100 g
Kaolinit	3 - 15
Halloysit x 2 H ₂ O	3 - 10
Halloysit x 4 H ₂ O	40 - 50
Montmorillonit	80 - 150
Illit	10 - 40
Vermiculit	100 - 150
Chlorit	10 - 40
Sepiolit	30 - 120

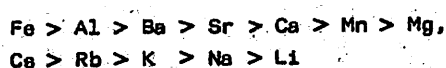
Tab. 2.7. Austauschkapazität humusfreier bzw. -armer Substrate (0,5 % C_t) im Vergleich zum humusreichen Oberboden (ALTERMANN u. a. 1977; WÖHLERAB 1976)

Körnungsart (Feinboden)	AK-Substrat		AK-Oberboden	
	(mval/100 g)	(mval/dm ³)	(mval/100 g)	(mval/dm ³)
kaum lehmiger Sand bis Sand	1 - 3	48	8	128
schwach lehmiger Sand	3 - 5	-	-	-
stark lehmiger Sand	6 - 8	120	13	195
sandiger Lehm	8 - 12	150	15	225
Lehm, lehmiger Schluff, Schluff	10 - 15	210	20	280
Ton	20 - 30	280	28	392

Tab. 2.8. Austauschkapazität (AK) von Oberböden sowie der organischen und anorganischen Komponente (nach SCHEFFER, SCHACHTSCHABEL u. a. 1976)

Böden	C (%)	Ton (%)	AK (mval/100 g)	Anteil an der Ges.-AK	
				org.	anorg.
Schwarzerde aus Löß	1,74	16,8	20	46	54
Parabraunarden aus Löß	1,16	19,5	17	24	76
Pseudogleye u. Gleye aus Löß	1,28	25,0	19	23	77
Seemarschen	2,38	32,3	28	33	67
Brackmarschen	2,72	39,5	30	34	66
Podsole	3,02	4,4	12	78	22
Plaggenböden	2,50	4,5	14	73	27

Nach dem Bestreben der Kationen, in den Austauschkomplex einzugehen (bzw. nach ihrer Haftfestigkeit im Adsorptionskomplex) fand GEDROIZ (1956) folgende Reihe:



In Abhängigkeit vom Ionenangebot der Lösung, von der mineralpezifischen Affinität gegenüber bestimmten Ionen sowie dem vorherrschenden physikalisch-chemischen Milieu kann diese Reihenfolge gestört werden. Dies gilt sowohl für Ad- als auch Desorptionsprozesse.

Die mineralogische und chemische Zusammensetzung des Untergrundes beeinflusst jedoch nicht nur die Sorptionsprozesse. Der mineralisch-organische Fonds des Untergrundes bildet gleichzeitig den Stofflieferanten für die komplexen Lösungs-, Zerfalls- und Umbildungsprozesse, die unter aktiver Beteiligung der Bodenorganismen, der Bodenluft sowie der organischen Substanzen im Untergrund vorstatten gehen.

Nicht unwesentlichen Einfluß auf die hydrogeochemischen Prozeßabläufe üben die physikalisch-chemischen Verhältnisse im Untergrund aus. Das betrifft sowohl das Temperatur- und Druckregime als auch das Redoxpotential und den pH-Wert. Neben der Migrationsform und dem damit verbundenen Migrationsverhalten bewirkt das physikalisch-chemische Regime auch spezifische Veränderungen der Löslichkeit (VOIGT 1972) sowie der Kinetik der Sorptions- und Desorptionsprozesse.

Für die meisten Ionenverbindungen ist eine Zunahme der Löslichkeit bei erhöhten Temperaturen und Gasdrücken typisch.

Neben den physikalisch-chemischen Verhältnissen im Untergrund wird das chemische Verhalten der Lösungspezies nicht unwesentlich von der chemischen Zusammensetzung der Auslaugungslösung selbst beeinflusst. Auf Grund der Verschiedenartigkeit der abgelagerten Düngemittel kann es durch die gegenseitige Beeinflussung der Lösungskomponenten zu erhöhten Löslichkeitsprodukten bzw. zu einer Verminderung der Löslichkeit der Einzelbestandteile kommen. Die gegenseitige Beeinflussung kann durch folgende Faustregel beschrieben werden:

"Erhöhung der Löslichkeit bei Zugabe von ungleichartigen Ionen, Abnahme der Löslichkeit bei Zugabe gleichartiger Ionen."

Beispielsweise sinkt die Löslichkeit von CaSO_4 von 2,1 g/l auf 1,3 g/l bei Zugabe von 7,3 g/l CaCl_2 und auf 0,2 g/l bei Zugabe von 280 g/l einer konzentrierten CaCl_2 -Sole (POSOCHOV 1969). Dagegen bewirkt die Zugabe einer NaCl -Lösung von 21 g/l eine Verdoppelung der Löslichkeit von $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$. Von besonderer Bedeutung für die Löslichkeit der Karbonatverbindungen ist der Gehalt an CO_2 in der Bodenluft, der besonders durch die Lebenstätigkeit der Organismen kontrolliert wird.

Der Gehalt organischer Bestandteile (und insbesondere der Humusvorrat) im Boden erhöht nicht nur beträchtlich sein Adsorptionsvermögen (s. o.), sondern bietet gleichzeitig günstige Lebensbedingungen für Bakterien und andere Mikroorganismen, d. h. für das Vorstattengehen mikrobieller Abbau- und Umbildungsprozesse.

In der humusreichen Bodenzone ist die mikrobiologische Besiedelung am größten, deren Aktivität neben dem Nährstoffangebot durch erhöhte Temperaturen, den Wassergehalt und das Sauerstoffangebot gefördert wird. Auch unterhalb der belebten Bodenzone sind mikrobielle Aktivitäten zu verzeichnen, wobei eine gesetzmäßige Abnahme aerober Arten erfolgt. Neben dem Bodenhumus werden organische Substanzen wie abgestorbene Pflanzenwurzeln und -blätter, tierische und menschliche Exkremente sowie organische Abprodukte durch Bodenorganismen zu CO_2 , (HCO_3^-) , H_2O , N_2 , NO_2^- , NO_3^- , SO_4^{2-} umgewandelt.

Neben den mikrobiologischen Faktoren der Aerationzone besitzen auch andere Lebewesen wie Würmer, Schnecken, Insekten und Nagetiere sowohl in hydrodynamischer als auch hydrogeochemischer Hinsicht Bedeutung (Lockern des Untergrundes, Schaffung zusätzlicher Migrationsbahnen, bessere Durchlüftung).

2.2. Ausbreitung der gelösten Mineraldüngerkomponenten im Grundwasser

Die Mehrzahl der Faktoren, die die Ausbreitung der gelösten Schadstoffe in der Versickerungszone bestimmen, beeinflussen diese auch im Grundwasserleiter. Untergeordnete Bedeutung (da meist sekundär in ihrer Auswirkung) besitzen die klimatischen und physisch-geographischen Faktoren. Der wesentliche Unterschied bei der Ausbreitung der gelösten Stoffe im Grundwasserleiter ist der Übergang der Mehrphasenströmung der Feuchtefront in der Versickerungszone in eine gesättigte Filterströmung. Daneben kommt es durch den verringerten bzw. fehlenden Austausch mit der Bodenluft zu einer allmählichen Abnahme des Sauerstoffgehaltes und entsprechend zu veränderten Redoxbedingungen. Durch den Übergang der meist langsamer verlaufenden Bewegung des Sickerwassers in den horizontalen Abstrom im Grundwasser tritt ein erster großer Vermischungseffekt auf, der durch die Grundwasserspiegelschwankungen noch verstärkt wird.

Analog zur Versickerungszone bilden die lithologisch-faziellen Verhältnisse des Grundwasserleiters und des ihn begrenzenden Grundwasserstauers neben dem hydrostatischen Druckgefälle die entscheidende Randbedingung für die Grundwasserströmung und die im Grundwasser gelösten Komponenten.

Das sich aus den geohydraulischen Bedingungen ableitende Strömungsbild bestimmt sowohl deren vertikale als auch deren horizontale Ausbreitung.

Differenziert und kompliziert wird die Ausbreitungsfront eines stoffbelasteten Wassers im Grundwasserleiter weiterhin durch:

- die Streuung der Stromlinien am Korngerüst bzw. im Kluftsystem,
- unterschiedliche Geschwindigkeit der Wasserteilchen auf den verschiedenen Stromlinien,
- die differenzierten Geschwindigkeiten des strömenden Wassers innerhalb des Porenkanalquerschnitts.

Diese Effekte verstärken die mechanische Vermischung des eindringenden stoffbelasteten Wassers mit dem Grundwasser. Es kommt zur Ausbildung einer Vermischungszone.

Die Theorie der hydrodynamischen Vermischung zweier sich bewegender Flüssigkeiten geht davon aus, daß unterschieden wird zwischen longitudinaler (Länge-) Dispersion (D_L) und transversaler (Quer-) Dispersion (D_T).

Aus der Natur des Prozesses folgt, daß diese Dispersion von folgenden Faktoren abhängt:

- von der Geschwindigkeit des strömenden Mediums,
- von den Dichte- und Viskositätsunterschieden,
- von der Struktur des Grundwasserleiters sowohl in seinen einzelnen Schichten, ausgedrückt durch die Porosität, die Korngröße und -verteilung (Ungleichförmigkeit), als auch in seiner Gesamtheit, ausgedrückt durch die Homogenität bzw. Isotropie des Grundwasserleiters.

Die Abhängigkeit des longitudinalen Dispersionskoeffizienten von der Fließgeschwindigkeit wird nach FRIED (1971) durch folgende Abhängigkeit dargestellt.

$$D_L = \lambda \cdot V_a^\alpha \quad (\text{m}^2/\text{s}) \quad (2.3)$$

λ - geometrische Dispersivität, die die Struktur des Porenraumes charakterisiert

α - Koeffizient

V_a - Abstandsgeschwindigkeit

Meist wird die Abhängigkeit als lineare Beziehung verallgemeinert ($\alpha = 1$)

$$D_L = \lambda \cdot V_a$$

SMIRNOV (1977) fand im Ergebnis einer weltweiten Literaturlauswertung eine mittlere korrelative Beziehung folgender Art:

$$D_L = \frac{1,8 (d_{50} \cdot v)^{1,205}}{v^{0,205}}$$

d_{50} - mittlerer Korndurchmesser, (cm),

v - kinematischer Koeffizient der Viskosität (für Wasser 0,01 cm²/s)

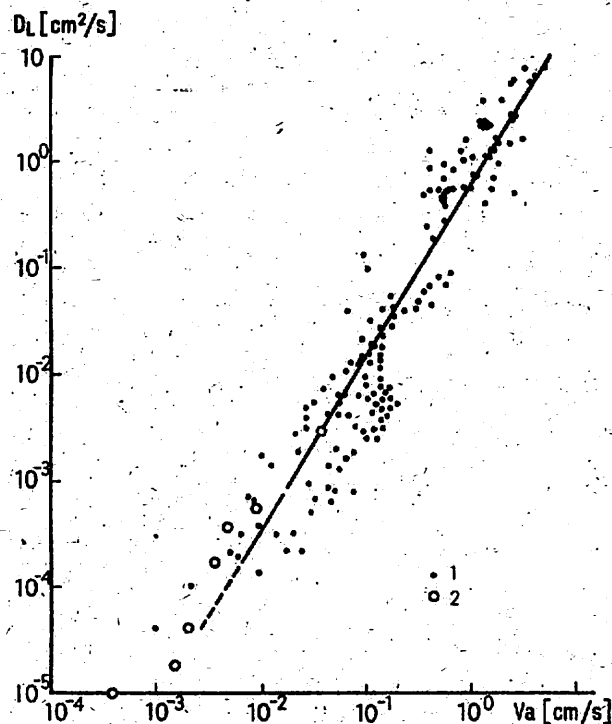


Abb. 2.3. Abhängigkeit des Dispersionskoeffizienten von der Fließgeschwindigkeit
 • Labordaten nach SMIRNOV (1971), ○ - Labordaten nach DRADOVSKAJA (1979)

LENDÄ u. ZUBER (1970) ermittelten für verschiedene Kornfraktionen nach Tracerversuchen folgende longitudinalen Dispersivitäten:

- Sand: einige cm bis dm
- Kies: einige dm bis zu 1 m
- Grobkies: einige m
- Kluftgestein: 2 bis 100 m

Die transversale Dispersivität ist gegenwärtig weniger untersucht. VOIGT u. ZEIDLER (1975), die die Entlastung von Salzwasser in süßwassererfüllte Grundwasserleiter an einem Sandmodell untersuchten, konnten ebenfalls eine lineare Abhängigkeit der sich ausbildenden vertikalen Vermischungszone von der Fließgeschwindigkeit feststellen (s. Abb. 2.4.). Nach OGATA (1976) verhält sich in homogenen Erdstoffproben die transversale Dispersivität zur longitudinalen in Größenordnungen von 1 : 15 bis 1 : 30.

Nach BOČEVER u. a. (1979) sind folgende laborativ ermittelte transversale Dispersivitäten in Abhängigkeit vom Korndurchmesser des Erdstoffes y bekannt.

Tabelle 2.9.

Korn- \varnothing (cm)	$y = \frac{D_y}{v_x}$ (cm)	Quelle
0,15 - 0,8	0,015 - 0,08	V.A. BAUM (1963)
0,1 - 1	0,01 - 0,2	R.A. BERNHARDT, R.N. WILHELM (1950)
0,02 - 0,2	0,01	E.A. BONDAREV (1965)

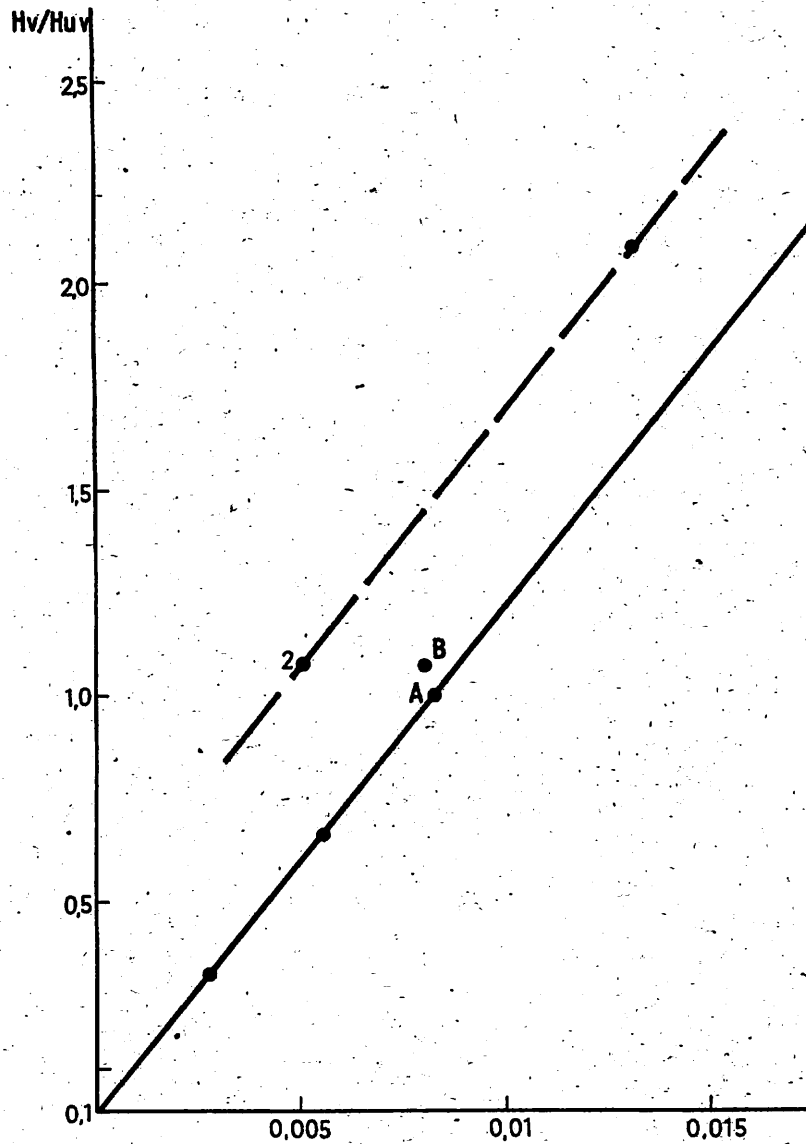


Abb. 2.4. Abhängigkeit des Verhältnisses Mächtigkeit der Mischzone zur Mächtigkeit der unbeeinflussten Salzwasserzone vom Grundwasserspiegelgefälle im oberen Grundwasserleiter (nach VOIGT u. ZEIDLER 1975)

Abb. 2.5. zeigt die Abhängigkeit von D_L bei verschiedenen Fließgeschwindigkeiten und Dichteverhältnissen.

Die innerhalb der einzelnen Schichten vorstattgehende Streuung aus den Strombahnen bewirkt in geschichteten Grundwasserleitern mit unterschiedlichen Porositäten und Permeabilitäten die sogenannte Makrodispersion, d. h. das Voraus-eilen bzw. Zurückbleiben der Vermischungsfrent in den einzelnen Schichten.

Die Kinetik des Mischprozesses bzw. die Ausbildung der Vermischungszone hängt weiterhin von der Größe der Konzentrationsunterschiede ab. Neben Schichtungsprozessen kann eine "schlechte Verträglichkeit" (TUTJUNOVA 1976) zum Fällen geringlöslicher Verbindungen führen. Entscheidend sind dabei nicht nur die Mineralisation beider "Lösungen", sondern auch die Gehalte der Einzelbestandteile der Wasser.

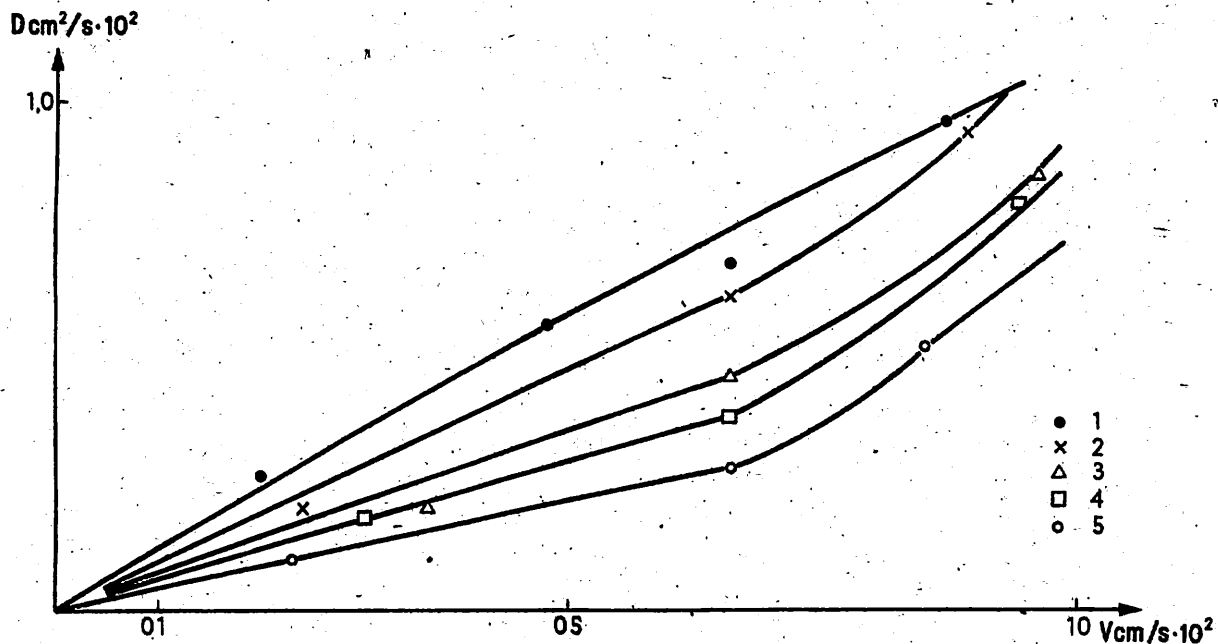


Abb. 2.5. Abhängigkeit des Dispersionskoeffizienten D von der Fließgeschwindigkeit bei verschiedenen Dichteverhältnissen ($\mu_0 = \frac{\rho}{\rho_0}$) (nach BOČEVER u. KOLBASOV 1976)
 $\mu_0 = 1 - 1,000$; 2 - 0,976; 3 - 0,954; 4 - 0,927; 5 - 0,903

Neben dem Chemismus der Grundwasser beeinflusst auch die chemisch-mineralogische Zusammensetzung der grundwasserleitenden Ablagerungen (und der sie begrenzenden Grundwasserstauer) die räumliche und zeitliche Entwicklung der Grundwasserbelastung.

Analog zur Versickerungszone werden Sorptionsprozesse im Grundwasserleiter von den petrophysikalischen Eigenschaften des Gesteins, dessen mineralogischer Zusammensetzung sowie dem Gehalt austauschfähiger organischer Substanzen bestimmt.

2.3. Grundlagen einer Bilanzierung der gelösten Inhaltsstoffe im Grundwasser

In den vorhergehenden Abschnitten wurde versucht, alle wesentlichen Merkmale und Eigenschaften des Transports der in Lösung befindlichen Mineraldüngerkomponenten zu erfassen und zu definieren sowie die zugehörigen Wechselwirkungen Bodenwasser/Sickerwasser/Grundwasser zu Boden bzw. Gestein zu erklären. Die Komplexität dieser Vorgänge erschwert von vornherein die zeit- und mengenbezogene Erfassung aller Veränderungen. Durch Düngemittel und andere Agrochemikalien sowie anderen anthropogenen Stoffeintrag werden besonders die in der Verwitterungssphäre verlaufenden Stoffwechselprozesse angeregt und z. T. abgeändert.

Der Einfluß von Mineraldüngern bzw. der Einfluß der durch den Menschen gesteuerten Produktivität im Bereich der Bodenzone auf die Hydrochemie des Grundwassers kann daher nicht losgelöst von den anderen Einflußfaktoren betrachtet werden. Die Ergebnisse des Symposiums von Uppsala (Schweden) 1984 zum Thema "Hydrochemische Bilanzen in Süßwassersystemen" (ERIKSSON 1984) zeigte, daß sich die hydrochemische Bilanzierung als eine der schwierigsten Aufgaben für unterirdische Abflusssysteme darstellt. Die Ergebnisse des Symposiums zeigten eindeutig eine große Lücke in diesem Bereich.

Insbesondere für unterirdische Einzugsgebiete mit zusammengesetzten Strömungssystemen, wie sie vor allem bei mächtiger Lockergesteinsbedeckung vorkommen, gibt es für komplexe Bilanzbetrachtungen derzeit keine praktikablen Modelle.

Hydrochemische Massenbilanzen lassen sich nur auf der Basis von Strömungsmodellen und zugehöriger Wassermengenbilanzen ableiten. Bereits bei der Aufstellung von Strömungsmodellen ist man auf eine Vereinfachung des Strömungsablaufs angewiesen. So wird zum Beispiel die Grundwasserneubildung als langjährig kontinuierlicher Vorgang einbezogen. Diese Generalisierung vertieft sich bei der Einbeziehung des Güte-Inputverlaufs. So ist bereits im Niederschlagswasser eine saisonale Variabilität der Konzentrationen gelöster Inhaltstoffe gegeben.

Außerdem ist die Variabilität der Konzentrationen generell größer als die der Wassermengen (ULRICH, MAYER, KHAMA 1979). Die Variabilität des Konzentrationsinputs wird weiter durch die jahreszeitlich differenzierte Substanzentnahme durch Pflanzen beeinflusst.

Eine Bilanzierung der gelösten Inhaltstoffe im Grundwasser kann auch nicht davon ausgehen, daß die Differenz zwischen Aufgabemenge (Düngermenge) und Entnahme durch die Pflanzenproduktion unter Beachtung sonstiger Eingangsgrößen wie Konzentration im Niederschlag und punktförmiger Güteinputs sowie von Austauschprozessen errechnet wird, da ein erheblicher Teil der Düngermenge, der sich im einzelnen nicht sicher bestimmen läßt, durch oberirdischen Abfluß direkt in die Oberflächengewässer gelangt. Bei den in der Sowjetunion durchgeführten Versuchen werden vorwiegend im Frühjahr mit den Schmelzwässern ca. 25 % der Stickstoff-, 33 % der Kali- und 4 % der Phosphordünger aus dem Boden ausgewaschen und oberirdisch weggeführt (MELICHANOV, BRUK 1985). BAUER (1984) schlägt für den oberirdischen Abfluß die Simulation der hydrochemischen Bilanz in Fluß- bzw. Teilflußgebieten anhand eines empirischen Modells für punktförmige und diffuse Stoffbelastungen als kumulative Berechnung wie folgt vor:

$$F_{\text{Ende}} = k (F_{\text{Anfang}} + \sum F_{\text{punktf.}} + \sum F_{\text{diffus}})$$

F - Stoff-Fracht

k - Stoffum- und -abbaufaktor

Analog erfolgt die kumulative Berechnung des Abflusses Q nach:

$$Q_{\text{Ende}} = Q_{\text{Anfang}} + \sum Q_{\text{punktf.}} + \sum Q_{\text{diffus}}$$

In einer ähnlich überschaubaren Form muß die Simulation der hydrochemischen Bilanz für den Grundwasserabfluß durchgeführt werden. In den Abschnitten 3.1. bis 3.3. wird ein Modellsystem für die Simulation der unterirdischen Salzlastbilanz vorgeschlagen.

Die damit erreichbaren Ergebnisse lassen sich in die Simulation für Flußgebiete nach BAUER direkt einbeziehen.

Die im Abschnitt 3.1. gezeigten Einschränkungen zum Modellsystem gehen u. a. davon aus, daß die Mineraldüngung einen diffusen Stoffeintrag hervorruft.

Dispersionsprozesse, wie sie im Abschnitt 3.4. beschrieben und für lokale Prozesse eines punktförmigen Stoffeintrages zu berücksichtigen sind, heben sich in einer regionalen Bewertung auf oder sind bilanzseitig derzeit nicht überschaubar.

3. Methodik der Einschätzung der Grundwasserqualitätsveränderung durch Mineraldünger

3.1. Ausgewählte Grundlagen

Die Vielgestaltigkeit der Einflüsse, die eine Grundwasserqualitätsveränderung bewirken können, setzt der Einschätzung jeglicher Grundwasserqualitätsveränderungen entsprechende Maßstäbe.

Nachfolgend dargelegte Einschätzungsmodalitäten gehen von folgenden Prämissen aus:

- ± vertikaler Sickerwasserdurchgang durch die Aerationzone;
- definierter flächenbezogener Salzlastübergang von der Aerationzone in das Grundwasser als Summe aller Austauschprozesse im Bereich der Boden Aerationzone;
- konvektiver Salzlastabstrom im Grundwasser ohne Berücksichtigung aller Austausch- und Umwandlungsprozesse.

Das grundsätzliche Erfordernis, daß ein Gütertransportmodell in jedem Fall ein Grundwassermengen-transportmodell voraussetzt, soll durch die Nutzung eines Grundwasserisochronenmodells garantiert sein.

Um zu einer Salzlastbilanz für ein definiertes unterirdisches Einzugsgebiet zu gelangen, wird ein Verfahren vorgeschlagen mit dem Ziel, ein Grundwasserströmungssystem durch Isochronen so zu markieren, daß davon die Grundwasser-Aufenthaltszeit für jede beliebige, räumlich zugeordnete Strombahn abgeleitet werden kann. Das Verfahren nutzt eine im Prinzip einfache graphisch-analytische Methode, die eine kurzfristige Abarbeitung ohne Einsatz einer EDVA ermöglicht.

Das Verfahren bezieht sich in erster Linie auf Grundwasserströmungssysteme, die eine laminare Flüssigkeitsbewegung aufweisen, wo die Gesetze der Infiltration anwendbar sind und das Verfahren selbst begründen.

Die aus der Abtandgeschwindigkeit resultierende Grundwasserfließzeit läßt sich durch Umstellung der DARCYschen Gesetzes wie folgt berechnen:

$$t = \frac{V}{Q} \quad (3.1)$$

V - Grundwasserinhalt (m^3)

(Sicker- und Grundwasser im Sinne der TGL 23989, das vom Infiltrationspunkt bis zum natürlichen Wiederaustritt, bis zur künstlichen Entlastung oder bis zu einer bestimmten Berechnungsfläche existent ist)

Q - unterirdischer Abfluß ($m^3/Zeiteinheit$)
Isochronen

3.2. Erläuterung des Berechnungsmodells

Grundrisse und Längsschnitt sind in Abb. 3.1. dargestellt. Das zu untersuchende unterirdische Einzugsgebiet wird in grundwasserisohypsenparallele Teileinzugsgebiete ($E_1 \dots E_n$), sogenannte Segmente, aufgeteilt, wobei nur zu beachten ist, daß die aus der Grundwasserneubildung und den Teileinzugsgebietsflächen zu ermittelnden anteiligen Wassermengen ($Q_1 \dots Q_n$) nicht mehr als 10 % voneinander abweichen sollten. In Abb. 3.1. wurden zwei Grundrisse als Standardfälle dargestellt:

- a) Einzugsgebiet mit Totalentlastung (z.B. durch Wasserwerk)
- b) Grundwasser-Einzugsgebiet ohne Entlastung oder entlang eines Flußabschnittes.

Der in (3.1) enthaltene unterirdische Abfluß berechnet sich zu

$$Q = E \cdot q \quad (3.2)$$

während das Grundwasservolumen wie folgt bestimmbar ist:

$$V = E \cdot M \cdot q \quad (3.3)$$

q - Grundwasserabflußmodul ($l/s \cdot km^2$)

M = $M_{GWL} + 0,5 M_{AE}$

(Summe der Mächtigkeiten aller Grundwasserleiter + die halbe Aerationzonnmächtigkeit)

p = 0,3 (regionaler Mittelwert der wassergefüllten Porosität)

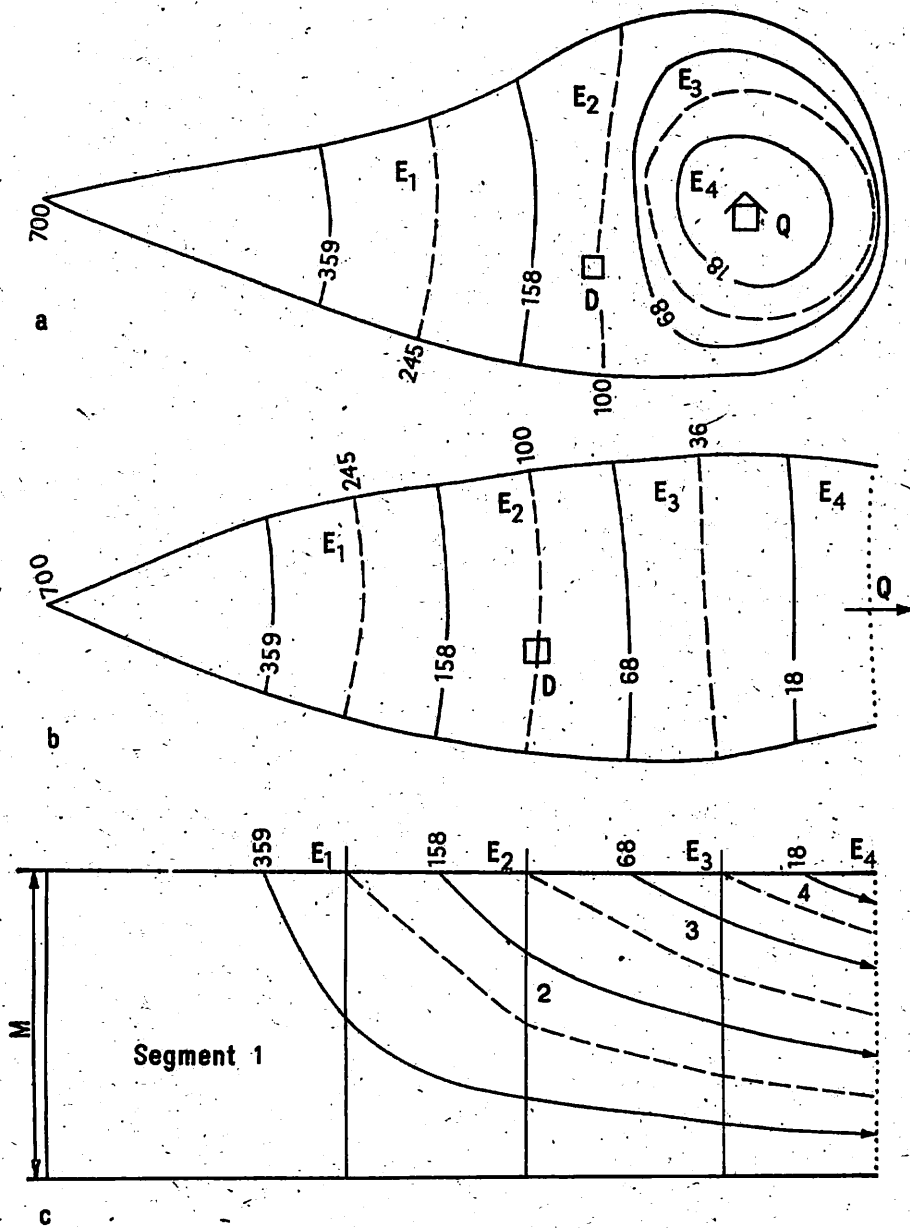


Abb. 3.1. Altersstrukturelles Segmentmodell

Anmerkungen:

Für diese Verfahren kann die Differenzierung von p auf Grund des regionalen Charakters des unterirdischen Grundwasserströmungssystems vernachlässigt werden. Die halbe Aerationzonmächtigkeit ergibt sich aus der Tatsache, daß der Mittelwert von p für diesen Teil des Strömungssystems allgemein bei 0,15 liegt. Für p sind selbstverständlich beliebige Differenzierungen möglich, die Genauigkeit des Ergebnisses erhöht sich dadurch jedoch nur unerheblich.

Die mittlere Fließzeit in einem beliebigen Segment ist nach (3.1)

$$t_x = \frac{V_x}{Q_x} \quad (3.4)$$

Für eine vereinfachte analytische Abarbeitung kann die in Abb. 3.1. gezeigte vertikale Zerlegung des Strömungsraumes gewählt werden. Die dadurch entstehenden stromfadenbezogenen Segmente 1 bis 4 erfassen den natürlichen Strömungsraum durch die gewählte mathematische Umschreibung hinreichend genau. Die Grundwasserinhalte der einzelnen Segmente berechnen sich nach Abb. 3.1 wie folgt:

$$V_1 = (E_1 \cdot M_1 + E_2 \cdot 0,75 M_2 + E_3 \cdot 0,42 M_3 + E_4 \cdot 0,29 M_4) \cdot p$$

$$V_2 = (E_2 \cdot 0,25 M_2 + E_3 \cdot 0,24 M_3 + E_4 \cdot 0,29 M_4) \cdot p$$

$$V_3 = (E_3 \cdot 0,16 M_3 + E_4 \cdot 0,29 M_4) \cdot p$$

$$V_4 = E_4 \cdot 0,13 M_4 \cdot p$$

Die Grundwasserinhalte der Stauer interessieren nicht, da sie auf Grund der k-Wert-Verteilung zu über 90 % mit enormer Verzögerung am Wasserkreislauf teilnehmen. Reduzierte Porosität in Geschiebemergel sorgt weiterhin dafür, daß der durch diese Vereinfachung hervorgerufene Fehler bei 5 % und darunter liegt. Die Grenze zwischen Grundwasserleiter und Stauer ist in diesem Verfahren bei $k = 1 \cdot 10^{-5}$ m/s zu ziehen, wenn der mittlere k-Wert über $1 \cdot 10^{-4}$ m/s liegt. Eine hinreichend genaue Abgrenzung mit einer Fehlerquelle von weniger als 10 % ist gegeben, wenn die Grenzziehung bei

$$k_{\text{GWL/Stauer}} = 0,1 k_{\text{mGWL}}$$

erfolgt.

Das Verfahren läßt selbstverständlich auch zu, daß eine vertikale k-Wert-Differenzierung berücksichtigt wird; die analytische Abarbeitung ist dann entsprechend zu erweitern.

Die horizontale Differenzierung des k-Wertes in den Grundwasserleitern kann bei diesem Verfahren vollkommen unberücksichtigt bleiben, da sich horizontale k-Wert-Differenzierung und Grundwassergefälle-Differenzierung im regionalen Bereich ausgleichen, ein Effekt, auf dem die Methode der Parameteridentifikation aufbaut.

Beispielrechnung

Parameterübersicht:

Der Grundriß ist aus Abb. 3.1.b ersichtlich.

$$Q = 4710 \text{ m}^3/\text{d}$$

Segment	1	2	3	4
E (km ²)	4,00	4,06	4,19	3,44
q (l/s · km ²)	3,3	3,3	3,3	4,1
Q (m ³ /a)	416100	423400	438000	441650

Die Werte für M sind aus Bohrerergebnissen zu ermitteln.

Im Beispiel wird mit folgenden Werten gerechnet:

Segment	1	2	3	4
M (m)	41	55	62	58

Berechnung von V_1 bis V_4

Segment	1	2	3	4
V (10 ⁶ m ³)	149,1	66,8	29,8	7,8

Berechnung von t aus (3.4)

Segment	1	2	3	4
t (a)	359	158	68	18

Die gefundenen Fließzeiten t_1 bis t_4 dokumentieren die mittleren Aufenthaltszeiten in den einzelnen Segmenten bis zur gewählten Berechnungslinie (Abb. 3.1.b). Das Ergebnis ist im Einzugsgebiet durch Isochronen dargestellt.

Aus diesem altersstrukturellen Bild lassen sich für beliebige Einzugsunkte bzw. Strömungsbahnen die Aufenthaltszeiten ermitteln. Z. B. wird das auf der Einzugsgebietsfläche D gebildete Grundwasser etwa in 100 Jahren beim Punkt Q der Totalentlastung ankommen. Eine solche altersstrukturelle Grundwasserlagerstättenbewertung läßt weiterhin erkennen, daß auf der punktierten Durchflußlinie (Abb. 3.1.b) bzw. bei gleichzeitiger Entlastung aller Grundwasserleiter (Abb. 3.1.a) ein Mischwasser auftritt, das die volle Alterspalette enthält.

3.3. Salzlälastbilanz

Auf der Grundlage der Strömungsdifferenzierung durch das aufgezeigte Systemmodell für den Wassermengentransport lassen sich die in das Grundwasser gelangenden diffusen und lokalisierbaren Salzlälasten flächenbezogen zuordnen.

Die Salzlälast eines definierten natürlichen Grundwasserabflusses des Süßwasserbereiches kann wie folgt berechnet werden:

$$S = S_0 + S_L + S_D + S_N \quad (\text{g/s}) \quad (3.5)$$

S_0 - diffuse Salzlälast durch primären Verwitterungsvorgang

S_L - diffuse Salzlälast durch Düngung

S_N - diffuse Sondersalzlälast durch extreme Salzlälast im Niederschlag

S_D - Sondersalzlälasten durch lokalisierbaren Substanzeintrag

(Freilanddüngerplätze, Deponien, Abwasserlastflächen, Standorte industrieller Produktion mit Grundwasserbelastung u.a.)

Die Salzlälast S_0 muß generell erwartet werden.

In dieser Salzlälast ist die Normalsalzlälast der Niederschläge mit enthalten. Die obere Grenze für Niederschlagsnormalsalzlälast sollte im mitteleuropäischen Bereich im Normalfall bei etwa 100 mg/l Gesamtmineralisation und bei 10 mg/l NO_3^- im Jahresmittel angesetzt werden.

Bei Einbeziehung von Salzlälasten aus der geogen-salinaren Sphäre oder durch andere Ursachen, die als Unterschichtung ablaufen, muß die Salzlälastbilanz spezifisch erweitert werden. Diese Fälle werden nachfolgend nicht berücksichtigt.

Ausgangspunkt für die Berechnung der Salzlälasten sind die spezifischen Salzlälasten sp_0 , sp_L und sp_D (g/l), der Modul des Grundwasserabflusses q (l/s \cdot km²) und die Größe des Neubildungs- oder Züsickerungsgebietes E (km²).

Die Berechnung der Gesamt-Salzlälast eines Einzugsgebietes E (km²) ist wie folgt möglich:

$$S = sp_0 \cdot E \cdot q + sp_{L_1} \cdot E_{L_1} \cdot q_{L_1} + \dots + sp_{L_n} \cdot E_{L_n} \cdot q_{L_n} + sp_{D_1} \cdot E_{D_1} \cdot q_{D_1} + \dots + sp_{D_n} \cdot E_{D_n} \cdot q_{D_n} \quad (\text{g/s}) \quad (3.6)$$

Für die spezifischen Einzelsalzlaster sind direkte Beobachtungsergebnisse oder abgeleitete Werte zu nutzen. Für sp_0 können auch Kartierungsergebnisse genutzt werden, der Wert ist im Sinne eines background-Wertes einzubeziehen, wobei jedoch schon ein mehr oder weniger starker anthropogener Einfluß einbezogen ist. Für sp_L kann eine dem gegenwärtigen Kenntnisstand hinsichtlich Düngungs- und Auswaschungsraten entsprechende Differenzierung gewählt werden.

Die Einbeziehung einer durch lokalisierbaren Eintrag hervorgerufenen Sondersalzlaster verlangt ein selektives Herangehen. Sie muß durch ein Untersystemmodell behandelt werden, mit dem Ziel, die in Gl. (3.6) geforderte spezifische Salzlaster sp_0 zu ermitteln.

Für die Berechnung der Salzlasterbilanz eines geschlossenen Einzugsgebietes reicht eine solche Bewertung aus. Sie genügt jedoch nicht, wenn der grundwasserqualitätsverändernde Einfluß z. B. eines Freilanddüngerplatzes im lokalen Bereich (nähere Umgebung des Standortes, oberster Grundwasserleiter) einzuschätzen ist.

3.4. Einschätzung der Grundwasserqualitätsveränderung durch Freilanddüngerplätze

Die generelle Zielstellung der Einschätzung der Grundwasserqualitätsveränderung durch einen lokalisierbaren Substanzeintrag besteht darin, die Ausbreitung der eindringenden komponentenbelasteten Sickerwässer mit ausreichender Aussagesicherheit und vertretbarem Aufwand zu simulieren, die zeitliche und räumliche Ausbreitung zu erfassen und Gegenmaßnahmen prophylaktischer bzw. aktiver Natur einzuleiten.

Die im Abschnitt 2 erläuterten äußeren und inneren Faktoren einer Grundwasserbelastung bestimmen die Prozesse, die z. B. die Salzlasterausbreitung im Untergrund kontrollieren.

Der Massentransport im Grund- bzw. Sickerwasser kann durch folgende allgemeine Bilanzgleichung beschrieben werden:

$$n_e \frac{dC}{dt} = \pm \left[v_x \frac{dC}{dx} + v_y \frac{dC}{dy} + v_z \frac{dC}{dz} \right] \pm \left[D_x \frac{d^2C}{dx^2} + D_y \frac{d^2C}{dy^2} + D_z \frac{d^2C}{dz^2} \right] \pm R \pm Z \quad (3.7)$$

Das erste Glied der Massentransportgleichung charakterisiert dabei den konvektiven Transport des fließenden Mediums, das zweite Glied erfaßt die Dispersions-Diffusionsprozesse, das dritte Glied die Wechselwirkungsprozesse zwischen belastetem Wasser - Grundwasser - Gestein - Biomasse und Bodenluft.

Das mit Z bezeichnete Glied der Gleichung beschreibt die Summe der Zerfallsprozesse der Wasserinhaltsstoffe.

In der o. g. Gleichung sind:

- n_e - effektive Porosität
- C - Stoffkonzentration
- t - Zeit
- x, y, z - Raumkoordinaten
- v_x, v_y, v_z - räumlich orientierte Geschwindigkeiten
- D_x, D_y, D_z - räumlich orientierte Dispersions-Diffusionskoeffizienten
- R - Summe der Reaktionen der Inhaltsstoffe mit den umgebenden Medien
- Z - Summe der Zerfallsreaktionen

Für den Fall des konvektiven Transports liegt für die gesättigte Filterströmung eine breite Palette analoger und numerischer Simulationsverfahren vor, die ausführlich in den Arbeiten von GAVIČ (1980), LUCKNER, SCHESTAKOW (1975), PESCHKE (1980), BOČEVER u.a. (1971) sowie weiterer Autoren beschrieben werden.

Die Erfassung des Dispersions-Diffusionsterms und seine Kopplung mit dem Konvektionsterm erfolgt gegenwärtig unter Berücksichtigung der konkreten Aufgabenstellung (Sofortanalysen mit Grobeinschätzung bzw. Detailanalyse) durch

- analytische und halbanalytische Lösungen, die eine Grobeinschätzung der Schadstoffausbreitung gestatten,
- systembeschreibende Modelle, die (auf der Grundlage detaillierter Felduntersuchungen) numerische Lösungen für eine Einschätzung unter konkreten Randbedingungen gestatten.

Sowohl die analytischen als auch numerischen Lösungsverfahren erfordern die Bereitstellung folgender Grundparameter:

- Konzentrationsinput,
- Zeit der Einwirkung,
- eindringende Stoffmenge;

die Parameter der Versickerungszone:

- ungesättigte Wasserleitfähigkeit,
- Wassergehalt bzw. Saugspannung,
- Feuchtedefizit,
- effektive Porosität,
- Flurabstand der Grundwasseroberfläche,
- Dichte des eindringenden, stoffbelasteten Wassers,
- Viskosität;

die Parameter des Grundwasserleiters:

- Filtrationskoeffizient,
- Mächtigkeit des Grundwasserleiters,
- hydraulisches Druckgefälle,
- effektive Porosität,
- Dichte und Viskosität des Grundwassers,
- Konzentration des Grundwassers.

Diese Daten können durch empirische Lösungen korrelativer Zusammenhänge ermittelt werden, wenn sie einen zeit- und ortskonstanten Charakter besitzen.

Zeitlich und räumlich veränderliche Größen sind durch Felduntersuchungen, durch Analogieschlüsse aus standortspezifischen Regimeuntersuchungen zu ermitteln, wozu u. a. die indirekte Parameteridentifikation herangezogen werden kann.

Auf Grund der Vielfalt der Einflußfaktoren in der Aerationzone wird gegenwärtig die Möglichkeit der effektiven zeitlichen und räumlichen quantitativen Beschreibung einer Schadstoffausbreitung in dieser Zone von vielen Autoren angezweifelt (DAMRATH, KOBUS u. a. 1979).

Bei prognostischen Betrachtungen der Entwicklung eines Schadstoffbereiches im Grundwasser wird deshalb von einem Konzentrationsinput in das Grundwasser ausgegangen, der das summarische Ergebnis der Dispersions- und Wechselwirkungsprozesse in der Aerationzone darstellt. Dieser Input wird nach der Stoffkonzentration und nach der Menge des eindringenden Sickerwassers als zeitlich variable bzw. konstante Berandung definiert.

Tab. 3.1. Analytische Lösungen zur Beschreibung der hydrodynamischen Dispersion

Nr.	Gleichung	Autor	Randbedingungen
eindimensional: (Konzentrationsverteilung in der Vermischungszone in Fließrichtung)			
1	$C = 0,5 C_0 \left[1 \pm \operatorname{erf} \left(\frac{ x - \frac{vt}{n} }{\sqrt{\frac{D}{n}}} \right) + \exp\left(\frac{v}{D} x\right) \operatorname{erfc} \left(\frac{ x + \frac{vt}{n} }{2\sqrt{\frac{D}{n}}} \right) \right]$	NIKOLAEVSKIJ, ROSENBERG, 1959	$D_x = \text{const} = D$ $D_y = D_z = 0$ C_0 - Ausgangskonzentration v - Fließgeschwindigkeit n - Porosität x - Fließstrecke
2	$C = 0,5 C_0 \left[1 \pm \operatorname{erf} \left(\frac{ x - \frac{vt}{n} }{2\sqrt{\frac{D}{n}}} \right) \right]$	OGATA, BANKS, 1961	Spezialfall von 1, wenn $x > \frac{130 D}{v}$
3a.	$C = 0,5 C_0 \left[1 \pm \operatorname{erf} \left(\frac{1 - \frac{qt}{\pi m n r^2}}{\sqrt{\frac{2\pi D m}{3q}}} \right) \right]$	HOUPEL, HARLEMAN, 1967	Radialfilterströmung aus punktförmiger Kontaminationsquelle mit konstanter Versickerungsmenge q und $C_0 = \text{const}$ r - Entfernung von Kontaminationsquelle m - Mächtigkeit des GWL
3b.	$C = 0,5 C_0 \left[1 \pm \operatorname{erf} \left(\frac{1 - \frac{qt}{\pi m n}}{\sqrt{\frac{D}{n} t}} \right) \right]$	ŠESTAKOV, 1969	
zweidimensional: stationär			
4	$C = 0,5 C_0 \operatorname{erfc} \frac{y}{\sqrt{\frac{D}{v} x}}$	HARLEMAN, RUMER, 1963	
5	$C(x,y) = 0,5 C_0 + \frac{2}{\pi} \sum_{n=1}^{\infty} \frac{\sin(2n-1)\frac{\pi}{2} \frac{Z}{Z_0}}{2n-1} \times \exp \left\{ -\frac{x}{2Z_0} \cdot \left[\sqrt{\left(\frac{Z_0}{a}\right)^2 + \pi^2 (2n-1)^2} - \frac{b-a}{a} \right] \right\}$	BAUM, 1953	$V_x = v \quad V_y = V_z = 0$ $D_x \neq D_y \quad D_z = 0$ $C_0 = \text{const} \quad \mathcal{L} = \frac{D}{v}$

zweidimensional: instationär

6.

$$C = \frac{aC_0}{2b} \left[1 \pm \operatorname{erf} \left(\frac{|y-vt|}{2\sqrt{D_L t}} \right) \right] + \frac{1}{2} \sum_{n=1}^{\infty} \left[F_n \cos \frac{\pi n}{b} x \right] x$$

$$\times \exp \left[\frac{1}{2} \left(\frac{v}{D_L} - I_n \right) y \right] \left[1 \pm \operatorname{erf} \left(\frac{|y - I_n D_L t|}{2\sqrt{D_L t}} \right) \right] +$$

$$+ \frac{1}{2} \sum_{n=1}^{\infty} \left[F_n \cos \frac{\pi n}{b} x \right] \exp \left[\frac{1}{2} \left(\frac{v}{D_L} + I_n \right) y \right] \operatorname{erfc} \left[\frac{y + I_n D_L t}{2\sqrt{D_L t}} \right]$$

wobei

$$I_n = \left[\left(\frac{v}{D_L} \right)^2 + \frac{4n^2\pi^2}{b^2} \frac{D_T}{D_L} \right]^{\frac{1}{2}} \quad F_n = \frac{2C_0}{4n} \sin \frac{\pi n}{b} a \quad n_1=1,2$$

BRUCH,
1964

$D_L = D_T$
instationär
 $\frac{\partial C}{\partial t} \neq 0$

dreidimensional: stationär

7.

$$C_{x,y} = \frac{q C_0}{4\sqrt{\pi} D_L} \frac{e^{-\frac{3}{4}}}{r} e^{-0.5 \frac{y}{D_L} (r-x)}$$

auf der x-Achse $y=z=0$ $r=x$

$$C_x = \frac{q C_0 e^{-\frac{3}{4}}}{4\sqrt{\pi} D_L x} \quad \text{wenn} \quad \frac{q C_0 e^{-\frac{3}{4}}}{4\sqrt{\pi} D_L} = A = \text{const.}$$

$$C_x = \frac{A}{x}$$

VERIGIN,
1969

qC_0 - Salzfluß = const an punktförmiger Quelle
 $\varphi = \frac{D_L}{D_T}$
 $r = \sqrt{(z^2 + y^2) \varphi + x^2}$
 $D_L = D_x \quad D_T = D_y = D_z$
 $V = V_x \quad V_y = V_z = 0$

dreidimensional instationär

8.

$$C(x,y,z) = \frac{C_0}{[2\sqrt{\pi} D_L t]^3} \exp \left\{ - \left[\frac{(x-\bar{x})^2 + (y-\bar{y})^2 + (z-\bar{z})^2}{4Dt} \right] \right\}$$

wenn $u(y)=u(z)=0$ $u(x) \neq 0$
dann ändert sich die Exponentialfunktion

$$\exp \left\{ - \left[\frac{y^2 + (x-vt)^2}{4Dt} \right] \right\}$$

SHEIDEGGER,
1962

empirische Gleichung abgeleitet aus der Theorie
zufälliger Streuungen
einmaliger Impuls des Schadstoffes,
 $\bar{x} = U(x)t$, $\bar{y} = U(y)t$, $\bar{z} = U(z)t$.
mittlere Abstandsgeschwindigkeit in die entsprechende
Richtung
 $\bar{x} \bar{y} \bar{z}$ - Mittelpunkt der sich bewegenden
Kontaminationszone

In Tab. 3.1. sind einige analytische Lösungen vereint, die die Ausbreitung des Schadstoffes unter Berücksichtigung der Dispersion im Grundwasser beschreiben.

Problematische Kenngrößen in allen Lösungsgleichungen sind die raumorientierten Dispersionskoeffizienten, die wie oben beschrieben maßstabsabhängig sind. Ihre Bestimmung kann durch entsprechende Versuche oder durch Auswertung von Regimeuntersuchungen unter konkreten Standortbedingungen erfolgen.

Tab. 3.2. Analytische Lösungen zur Beschreibung des Sorptionsprozesses

Gleichung		Randbedingungen
1. $N = K \cdot C$	(HENRY-Isotherme)	Gleichgewichtsverhältnisse
2. $N = K \cdot C^n$	(FREUNDLICH-Isotherme)	N - Konzentration im Feststoff C - Konzentration in der Lösung
3. $N = \frac{a \cdot C}{1 + bC}$	(LANGMUIR-Isotherme)	K, a, b - Konstanten
4. $\frac{\partial N}{\partial t} = a^x (N_0 - N) C - \beta^x N$	(BEAR u.a. 1971)	stationäres Fließregime Gleichgewichtsbedingungen N - sorbierte Menge N_0 - Sättigungskonzentration im Feststoff bei einer Lösungskonzentration von C_0 C - Restkonzentration in der Lösung a^x, β^x - empirische Koeffizienten
5. $\frac{\partial N}{\partial t} = a(C - \beta N)$	(BOEVER u.a. 1979)	a - Koeffizient der Sorptionsgeschwindigkeit β - Verteilungskoeffizient unter Gleichgewichtsbedingungen

Numerische systembeschreibende Simulationsverfahren werden in den letzten Jahren immer stärker zur Charakteristik der Schadstoffausbreitung herangezogen.

Eine Zusammenstellung international gebräuchlicher Verfahren ist den Arbeiten von ZWIRNMANN (1970) DAMRATH, KOBUS u.a. (1979), LUCKNER (1979), DIERSCH (1979) u.a. zu entnehmen.

Die numerischen Simulationsmodelle beruhen auf den Verfahren der FINITE-ELEMENTE bzw. der FINITE-DIFFERENZEN, wobei beide Verfahren ihre Vor- und Nachteile besitzen.

Grundelemente der numerischen Modellbildung sind die sogenannten "repräsentativen Einheitsvolumen - REV", d.h. im erweiterten hydrogeologischen Sinne Standorteinheiten mit spezifischen, für diese Einheiten relevanten (statistisch gesicherten) Kenngrößen.

Die Lösung der ersten beiden Glieder der Massenbilanzgleichung charakterisiert den sogenannten Tracerfall, bei dem die Schadstoffe keine Wechselwirkungsprozesse mit den umgebenden Medien eingehen. Für den konkreten Fall der Freilanddüngerplätze trifft das besonders auf die räumliche Verteilung der Chloridkonzentrationen im Grundwasser zu, da diese praktisch keine Wechselwirkungsprozesse eingehen.

Neben Redox-, Lösungs- und Austauschprozessen haben Sorptionsprozesse einen wesentlichen Anteil an der Stoffausbreitung im Grundwasser.
Analytische Lösungen sind in Tab. 3.2. dargestellt.

Die sogenannten HENRY-, FREUNDLICH- und LANGMUIR-Isothermen (Tab. 12, Gl. 1 bis 3) beschreiben die quantitative Verteilung der entsprechenden Stoffkomponente zwischen der flüssigen und festen Phase unter Gleichgewichtsbedingungen ohne Berücksichtigung des Strömungsprozesses. Unter stationären Fließbedingungen kann der Sorptionsprozeß in allgemeiner Form durch die Gl. 4 und 5 (Tab. 3.2.) beschrieben werden. Da Sorptionsprozesse in der Mehrzahl auf strukturebedingte Oberflächenreaktionen zurückzuführen sind, deren Geschwindigkeit sehr groß ist, ergibt sich aus Gl. 5 (Tab. 3.2.) nach BOČEVER u. a. (1979):

$$\frac{\partial N}{\partial t} = \frac{1}{\beta} \cdot \frac{\partial C}{\partial t}$$

wobei unter Anwendung der FREUNDLICH- bzw. LANGMUIR-Isothermen entsprechend für

$$\frac{1}{\beta} = K \cdot n \cdot C^{n-1}$$

bzw.

$$\frac{1}{\beta} = \frac{a}{(bC + 1)^2}$$

eingesetzt werden können. (K, n, a, b - Koeffizienten)

Grundsätzlich bedarf es zur Einschätzung der Sorptionsrate eines Schadstoffes im Untergrund der Bestimmung der Sättigungskonzentration am entsprechenden Boden- bzw. Erdstoff in Abhängigkeit von der konkreten Ausgangskonzentration C_0 in der Lösung, da der Prozeß eine ausgeprägte Konzentrationsabhängigkeit besitzt.

Aus diesem Grund sind die bei sonst gleichartigen Bodenverhältnissen ermittelten Verteilungskoeffizienten nur für den entsprechenden Konzentrationsbereich gültig.

Ein großer Teil der Sorptionsprozesse in der Natur sind als Austauschprozesse aufzufassen, d.h., in äquivalenten Mengen werden die aus der Lösung sorbierten Komponenten durch andere aus dem Komplex des Feststoffes ersetzt.

Gleichungen für den Kationenaustauschprozeß werden bei PRIKLONSKIJ (1958) und v. ENGELHARDT (1960) beschrieben.

$$\frac{N_A}{N_B} = K \cdot \frac{C_A^{1/a}}{C_B^{1/b}}$$

bzw. nach v. ENGELHARDT (1960)

$$\frac{N_A}{N_B} = K \cdot \left(\frac{C_A}{C_B} \right)^p$$

p - < 1 ein Koeffizient

a u. b - Wertigkeit der entsprechenden Kationen A und B

N_A u. N_B - Konzentration der Ionen A und B im Adsorptionskomplex

C_A u. C_B - Konzentration der Ionen A und B in der Lösung

K - entsprechende Austauschkonstanten

In ihrem Wesen entsprechen die beiden Gleichungen der HENRY- bzw. FREUNDLICH-Isotherme.

Nach BOČEVER u. a. (1979) ist die Anwendung der genannten Gleichgewichtsgleichungen berechtigt, wenn die Reaktionsgeschwindigkeit der Sorption gegenüber der Abtandgeschwindigkeit der Grundwasserströmung um mehr als das 3fache größer ist. Anderenfalls ist die innere Kinetik des Sorptionsprozesses bei der Ermittlung des Konzentrationsfeldes des Schadstoffes im fließenden Grundwasser zu berücksichtigen.

Praktische Lösungsvorschläge für diese Bedingungen liegen bisher nicht vor.

Die Wechselwirkungsprozesse zwischen der eindringenden Auslaugungslösung des Düngerplatzes und den "syngenetischen" Grundwässern werden vor allem durch die "Verträglichkeit" (TUTJUNOVA 1976) beider flüssiger Phasen bestimmt. Neben der eingangs erläuterten hydrodynamischen Vermischung wird die hydrochemische Vermischung von Fällungsprozessen, Komplexbildung und Redoxreaktionen begleitet.

Die Komponenten "hydrochemisch verträglicher" Lösungen mischen sich nach einer linearen Gesetzmäßigkeit folgender Art:

$$y = ax + b$$

y und x - Konzentration zweier ausgewählter Lösungsbestandteile

a und b - Vermischungskoeffizienten

Bei der Vermischung hydrochemisch nicht "verträglicher" Lösungen kommt es zu Fällungsreaktionen. Die Fällungsreaktionen werden in allgemeiner Form durch die Gl. 5 (Tab. 3.2.) bei stationären Fließbedingungen beschrieben.

Gegenwärtig mathematisch nicht erfaßbar sind die Wechselwirkungsprozesse, die unter aktiver Beteiligung der Mikroorganismen vonstatten gehen.

Die Untersuchungsergebnisse an ausgewählten Düngerplätzen ergaben folgende grundsätzliche Erkenntnisse:

- Die sich durch Einwirkung der Niederschläge bildenden Auslaugungslösungen zeigen wesentliche Unterschiede sowohl bezüglich der Konzentration als auch der chemischen Zusammensetzung.
- Innerhalb der Aerationzone erfolgt eine erhebliche Veränderung der chemischen Zusammensetzung der Auslaugungslösungen, die vor allem durch folgende Tendenzen gekennzeichnet ist:
 - vollständige Eliminierung der Phosphatverbindungen aus der Lösung;
 - auf Grund der vollständigen Sättigung der Lösung mit Kalziumkarbonat Fällung von Kalziumkarbonat bei Veränderung der physikochemischen Verhältnisse;
 - trotz teilweiser Adsorption der Kaliumionen in der Aerationzone überwiegt Kalium gegenüber Natrium in der zum Grundwasser gelangten Lösung.
- Die zur Grundwasseroberfläche gelangende Auslaugungslösung kann durch folgende mittlere Verhältnisse charakterisiert werden:

M_m - 30 g/l	(Gesamtmineralisation)
Ca - 58 %	Cl - 66 %
K - 20 %	SO ₄ - 33 %
Mg - 10 %	HCO ₃ - 1 %
Na - 12 %	

- Die Ausbreitung im Grundwasserleiter wird wesentlich von 2 Faktoren bestimmt

- dem Dichtegradienten zwischen Grundwasser und der Auslaugungslösung, der eine kontinuierliche Teufenverlagerung bedingt;
- dem Verhältnis der Menge der eindringenden Auslaugungslösung zur Grundwasserdurchflußmenge.

Im konkreten Fall der Freilanddüngerplätze, bei dem dieses Verhältnis zugunsten der Grundwasserdurchflußmenge um ein Vielfaches (100- bis 300fach) verschoben ist, muß sich zwangsläufig auch bei großen Lagerungszeiträumen von mehr als 10 Jahren der Einfluß im Grundwasser auf einen kleinen Abschnitt beschränken.

An den untersuchten Standorten konnten Veränderungen im GW-Chemismus bis in eine Entfernung von maximal 30 m vom Düngerplatz nachgewiesen werden, wobei sich als Indikator der GW-Beeinträchtigung die Chloridverteilung eignet.

3.5. Beispiel für Salzlastbilanz

Im folgenden soll die in Abschnitt 3.2. gezeigte mengen- bzw. altersbezogene Beispielrechnung gemäß Abb. 3.1.b salzlastbezogen (vgl. Abschnitt 3.3.) fortgesetzt werden. Dabei wird auswahlweise auf die Gesamtsalzlast (Gesamtmineralisation) Bezug genommen. Die Berechnungen lassen sich für einzelne Komponenten (z. B. NO_3) in gleicher Weise durchführen (Tab. 3.3.).

Tabelle 3.3.

Einzugsgebiet E	Nutzungsart
1	100 % Getreide/Hackfrucht (G/H)
2	50 % Getreide/Hackfrucht 50 % Forst (F)
3	100 % Getreide/Hackfrucht
4	100 % Gemüseanbau (B)

Außerdem ist auf der 100-a-Isochrone ein Freilanddüngerplatz (D) mit einer Fläche von 5000 m^2 und einer Nutzungsdauer von 30 a vorhanden.

In Annäherung an bisher erkennbare Mittelwerte für die spezifischen Salzlasten (sp) werden Werte nach Tab. 3.4. genutzt:

Tabelle 3.4.

sp	$\Sigma \text{ Min (g/l)}$	$\text{NO}_3 \text{ (g/l)}$
σ	0,45 +)	0
L(GH)	0,2	0,045
L(F)	0,0	0
L(B)	0,4	0,1
D	30,0	0

+) Anmerkung:

Der Wert entspricht etwa dem von wechselnd sandig aufgebauten Geschiebemergelhochflächen, wobei der überwiegende Anteil der Gesamtmineralisation durch Kalziumhydrogenkarbonat gebildet wird (Gesamthärte um 15° dH).

Nach Gl. (3.6.) ergeben sich folgende zeitbezogene Salzlasten:

Zeitpunkt 1 (Beginn = Jahr 0)

$$S_0 = sp_0 \cdot E_{(1...4)} \cdot q_{m(1...4)}$$

$$S_0(\text{Min}) = 0,45 \cdot 15,69 \cdot 3,48$$

$$S_0(\text{Min}) = 24,57 \text{ (g/s)}$$

Dieser Wert stellt die Background-Last dar.

Zeitpunkt 2 (= eine volle Entlastung von Segment 4, d.h. nach 36 Jahren)

$$S_{36} = S_0(\text{Min}) + (sp_{L(B)} \cdot E_4 \cdot q_4)$$

$$S_{36}(\text{Min}) = 24,57 + (0,4 \cdot 3,44 \cdot 4,1)$$

$$S_{36}(\text{Min}) = 30,21 \text{ (g/s)}$$

Zeitpunkt 3

$$S_{100} = S_{36} + (sp_{L(GH)} \cdot E_3 \cdot q_3)$$

$$S_{100}(\text{Min}) = 30,21 + (0,2 \cdot 4,19 \cdot 3,3)$$

$$S_{100}(\text{Min}) = 32,98 \text{ (g/s)}$$

Zeitpunkt 4

$$S_{245} = S_{100} + \left(\frac{sp_{L(GH)} + sp_{L(F)}}{2} \cdot E_2 \cdot q_2 \right)$$

$$S_{245}(\text{Min}) = 32,98 + \left(\frac{0,2 + 0}{2} \cdot 4,06 \cdot 3,3 \right)$$

$$S_{245}(\text{Min}) = 34,32 \text{ (g/s)}$$

Zeitpunkt 5

$$S_{700} = S_{245} + (sp_{L(GH)} \cdot E_1 \cdot q_1)$$

$$S_{700}(\text{Min}) = 34,32 + (0,2 \cdot 4,0 \cdot 3,3)$$

$$S_{700}(\text{Min}) = 36,96 \text{ (g/s)}$$

Die punktförmige und sich zwischen 100 und 130 Jahren auf der Berechnungslinie auswirkende Zusatzsalzlast von D wird ohne Berücksichtigung einer Longitudinaldispersion wie folgt aufgerechnet:

$$S_D = sp_D \cdot E_D \cdot q_3$$

$$S_D(\text{Min}) = 30,0 \cdot 0,005 \cdot 3,3$$

$$S_D(\text{Min}) = 0,5 \text{ (g/s)}$$

Mit Hilfe der Gleichung

$$sp_m = \frac{S}{Q_{(1...4)}}$$

lassen sich die Salzlasten als mittlerer spezifischer Wert pro Durchflußmenge z. B. in mg/l berechnen

$$(Q_{(1...4)} = 4710 \text{ m}^3/\text{d}, \text{ siehe Abschnitt 3.2.})$$

Es ergibt sich die in Tab. 3.5. zusammengefaßte Entwicklung (NO_3 wurde mit den in der Tabelle genannten Werten analog berechnet).

Tabelle 3.5.

Zeitpunkt (Jahre)	S (g/s)		Sp _m (mg/l)	
	Min	NO ₃	Min	NO ₃
0	24,57	0	450	0
36	30,21	1,41	554	26
100	32,98	2,03	605	37
100 + D	33,48	2,03	614	37
245	34,32	2,33	630	43
700	36,96	2,92	678	54

Die Beispielrechnung bestätigt die relativ geringe Auswirkung von Freilanddüngerplätzen auf die regionale Erhöhung der Mineralisation, wie sie sich auch schon durch Felduntersuchungen angedeutet hat (vgl. Abschnitt 3.4.), zumindest für Bereiche mit größeren Lockergesteinsmächtigkeiten, die unterirdische Einzugsgebiete von der im Beispiel untersuchten Größe enthalten. Andererseits jedoch zeigt die Entwicklung des NO₃-Gehaltes im Grundwasser eine sehr langsame, aber ansteigende Tendenz durch diffusen Düngereinfluß. Es ist daher erforderlich, die Berechnungsnormative zu verbessern, und zwar unter Einbeziehung der Faktoren R und Z der Gl. (3.7) (s. Abschnitt 3.4.). Derzeit gibt es keine in die Praxis übertragbaren Meßwerte z. B. für einen anteiligen Rückhalt von NO₃ in den Grundwasserleitern bzw. in angrenzenden Stauerbereichen oder für den Abbau von NO₃ zu N während der Langzeitpassage in Grundwasserleitern.

4. Methodik der hydrogeologischen Untersuchungen zum Einfluß von Mineraldünger auf die Grundwasserqualität

4.1. Diffuser Stoffeintrag

Die Methodik der hydrogeologischen Untersuchungen richtet sich nach der Spezifik der Aufgabenstellungen, diese sind:

- Ermittlung der Salzlastbilanz bzw. der Entwicklung bestimmter Komponenten, die Schadstoffcharakter erlangen können, im Rahmen einer Grundwasserlagerstättenerkundung bzw. für ein Grundwassereinzugsgebiet mit der Maßgabe, optimale Erschließungsvarianten sowie prophylaktischen Grundwasserschutz abzuleiten;
- Untersuchungen zur Präzisierung der Bilanzparameter.

Für die Untersuchung aller geologisch-hydrogeologischen Parameter gelten die Normen der hydrogeologischen Erkundung.

Die Aufstellung des geohydraulischen Modells als Grundlage der Salzlastbilanz erfolgt ausschließlich auf der Grundlage von Parametern aus Kartierungs- oder Erkundungsergebnissen.

Die Untersuchung zur Präzisierung der Bilanzparameter bedarf weiterer Forschungsaktivitäten, die speziell zu projektieren sind. In die Untersuchungen zur sog. Auswaschungsrate (vgl. Abschnitt 1.2.) sind die Arbeitsmethoden und Ergebnisse der anderen Wissenschaftsdisziplinen (vor allem Wasser- und Landwirtschaft) zu integrieren.

Standarduntersuchungen in genau definierten Repräsentativgebieten bzw. -objekten und/oder anhand laborativer Simulation sind vorrangig zur Verbesserung von Bilanzparametern oder -berechnungen zu nutzen.

Weiterhin lassen sich hydrochemische Massenbilanzen als Mittel zum Verständnis geochemischer Prozesse in wässrigen Lösungen nutzen. Daraus sind Informationen über die Wirkung geochemischer Prozesse ohne Kenntnis des zugehörigen physikochemischen und biochemischen Mechanismus ableitbar. Bewährt haben sich bisher Bilanzen ausgewählter Lösungsinhalte für definierte Teilbereiche von Grundwasserströmungsprozessen mit raumzeitlicher Zuordnung.

Sie eignen sich nicht nur für die Präzisierung von Parametern für Auswaschung, Disperion, Austausch oder Abbau, sondern auch für das Studium hydrogeologischer Prozesse, z. B. zur Differenzierung der Grundwasserneubildung.

4.2. Freilanddüngerplätze

Die methodische Konzeption für die hydrogeologische Untersuchung des Einflusses eines Freilanddüngerplatzes auf die Grundwasserqualität sollte in erster Linie darauf gerichtet sein, den Istzustand und die prognostische Entwicklung einer Grundwasserbelastung an solchen Objekten zu klären, die für unterschiedliche hydrogeologische Positionen repräsentativ sind. Daraus sollte ableitbar sein, welche Einflußgrößen im Analogiefall in die Bilanzbetrachtungen für ein Einzugebiet einzubeziehen sind. Es wird keinesfalls erforderlich sein, alle Freilanddüngerplätze zu untersuchen, sondern durch gezielten Ansatz sollten für die verschiedenen Standardfälle Aussagen über den Umfang des Einflusses je Standort gefunden werden.

Diese Ergebnisse dienen dann entweder der Verbesserung von Salzlast- bzw. Schadstoffbilanzen oder werden für prophylaktische Aussagen zur optimalen Standortwahl herangezogen.

Die methodische Konzeption für Freilanddüngerplätze ist in vielen Details mit den Untersuchungen anderer Punktbelastungen (z. B. Deponien) identisch, jedoch gilt es, Besonderheiten für den Fall eines Freilanddüngerplatzes zu erhalten.

Die nachfolgend aufgezeigte Methodik ist entsprechend ausgerichtet und fußt auf ersten Ergebnissen einer konkreten Standorterkundung.

Die Methodik der hydrogeologischen Untersuchungen an punktförmigen Standorten mit potentieller Grundwasserbeeinträchtigung besteht vordergründig in der Erfassung bzw. Ermittlung der äußeren und inneren Faktoren (s. Abchn. 2.) des Kontaminationsherdes bzw. des natürlichen hydrogeologischen Systems.

Die hydrogeologischen Untersuchungen unterscheiden sich in Abhängigkeit von der konkreten Zielstellung, die entweder

- die Klärung des Istzustandes und der prognostischen Entwicklung einer Grundwasserbelastung an einem bestehenden Objekt oder
- die Ausweisung eines optimalen Standortes zur Anlage eines Objektes zum Inhalt hat.

Im ersten Fall wird das hydrogeologische Untersuchungsprogramm folgende Etappen beinhalten:

- a) Erfassung der äußeren Faktoren des Freilanddüngerplatzes,
- b) Konturierung der räumlichen Ausbreitung des bestehenden belasteten Bereichs im Boden und Grundwasser,
- c) Klärung der inneren Faktoren des Grundwasserleiters,
- d) Anlage eines Grundwasserüberwachungsmeßnetzes zur Kontrolle der Schadstoffausbreitung,
- e) Ermittlung der inneren Faktoren des Grundwasserleiters.

Im zweiten Fall beinhaltet das hydrogeologische Untersuchungsprogramm eine detaillierte hydrogeologische Betrachtung der ausgewählten Räume und die Auswahl des optimalen Standortes anhand natürlicher Geschützhheitskriterien.

Entsprechende Bewertungsnormen für Gülleverwertungsflächen gelten sinngemäß.

Die Angaben zu den Eigenschaften, der Menge und der Zeit der in einem Agrochemischen Zentrum (ACZ) bzw. auf einem Freilanddüngerplatz gelagerten Stoffe werden durch die ACZ erfaßt.

Unter Berücksichtigung der Meßergebnisse einer benachbarten Station des Meteorologischen Dienstes und in Auswertung entsprechender hydrogeologischer Karten sind die ortsspezifischen Angaben zur Niederschlagsmenge und -verteilung, zur potentiellen Verdunstung sowie zum unterirdischen Abfluß zu ermitteln. Gleichzeitig sind aus den vorhandenen Kartenunterlagen Angaben zum Grundwasserfließregime des obersten Grundwasserleiters zu entnehmen. Es empfiehlt sich, zur Ermittlung der Ausgangskonzentration des kontaminierten Wassers Auslaugungsversuche an den abgelagerten Düngergemischen durchzuführen.

Zur Präzisierung des regionalen Fließregimes und wegen der direkten Abhängigkeit der zu erwartenden Schadstoffareole und somit des notwendigen Such- bzw. Erkundungsaufwandes von den hydrodynamischen Verhältnissen im obersten Grundwasserleiter sind zunächst drei Bohrungen abzutiefen, die in Form eines hydrologischen Dreiecks angelegt werden. Sie sollten nach Möglichkeit außerhalb der zu erwartenden Schadstoffareole angesetzt werden (eine Bohrung stromoberhalb, zwei seitlich versetzt stromunterhalb des Kontaminationsherdes), wobei der oberste Grundwasserleiter vollständig zu durchtaufen ist. Mit den Ergebnissen dieser Bohrungen sind erste Ableitungen zum lithologischen Aufbau der Aerationzone und des Grundwasserleiters sowie zur Fließrichtung und -geschwindigkeit des Grundwassers zu treffen.

Zur Optimierung des Erkundungsaufwandes wird vorgeschlagen, unter Anwendung geeigneter Formeln eine überschlägige Berechnung der Entfernung der Schadstofffront vom Kontaminationsherd vorzunehmen. In Auswertung dieser Berechnungen erfolgt zur Minimierung des kostenintensiven Bohraufwandes eine Grobkonturierung der Schadstoffareole durch indirekte Meßverfahren. Auf Grund der Spezifik der Auslaugungslösungen an Düngerplätzen können hierbei geoelektrische Meßverfahren zur Anwendung gelangen. Bei großen Verdünnungseffekten im Grundwasserleiter, z. B. wenn das Verhältnis Grundwasserdurchflußmenge zur Grundwasserneubildung das 100fache übersteigt, bzw. bei stark wechselnden lithofaziellen Verhältnissen, ist die Auswertung der geophysikalischen Meßergebnisse erschwert.

Für eine Grobkonturierung der Schadstoffareole an Freilanddüngerplätzen eignet sich auch die Kartierung der chemischen Zusammensetzung der Bodenluft mittels Gasprüfröhrchen. Diese Untersuchungen sind in Abhängigkeit von der gelagerten Düngerart zu modifizieren. Für Volldüngerplätze empfiehlt sich der Einsatz von CO_2 -Gasprüfröhrchen, die an Ort und Stelle eine halbquantitative Ermittlung des CO_2 -Gehaltes der Bodenluft ermöglichen. Die CO_2 -Konzentration der Bodenluft ist im Bereich der Schadstoffareole erhöht.

Nach der Klärung der Grobkontur der Schadstoffareole wird ihre innere Struktur durch Bohrungen präzisiert. Die Verteilung und die Anzahl der Erkundungsbohrungen richtet sich nach der Form und Größe der Areole, die Bohrdichte nimmt mit zunehmender Verdünnung, also mit zunehmender Entfernung vom Kontaminationsherd ab. Zur Detailaufnahme des geologischen Untergrundes, d. h. sowohl zur visuellen Beschreibung des Bohrgutes als auch für eine exakte teufenorientierte Probenahme hat sich in der Praxis das Hohlschneckenbohrverfahren zum Abteufen der Erkundungsbohrungen bis in Teufen von 25 m bewährt. Neben der Klärung der räumlichen Verteilung der Schadstoffkonzentration im Grundwasser ist mit den Erkundungsbohrungen ein Großteil der Aufgaben der als c, d, e bezeichneten Arbeitsetappen zu lösen.

Im einzelnen sind folgende Aufgaben mit den Erkundungsbohrungen zu realisieren:

1. Klärung des detaillierten Aufbaues der Aerationzone sowie ihrer Kennwerte durch Probenahme für bodenphysikalische und bodenchemische Untersuchungen unter Berücksichtigung der konkreten pedogeologischen Zonalität (Horizontabfolge).

Das Untersuchungsprogramm sollte folgenden Mindestumfang besitzen:

- a) Korngrößenanalyse und Ermittlung des k_f -Wertes nach den bekannten empirischen Beziehungen;
- b) Ermittlung der Trockenrohichte und Porosität;
- c) Ermittlung der subtratspezifischen Saugspannungssättigungskurve;
- d) Ermittlung der natürlichen Feuchteverteilung in der Aerationzone;
- e) Bestimmung des organischen Kohlenstoffgehaltes;
- f) Bestimmung des Karbonatgehaltes;
- g) Bestimmung der anorganischen Bodenkomponenten durch Auszug mit 10%iger Salzsäure; (CaO , MgO , K_2O , P_2O_5 , SO_3)
- h) Bestimmung der Kationenaustauschkapazität;
- i) Ermittlung der Azidität (pH-Wert) der Bodenhorizonte.

Von besonderer Bedeutung für die Beurteilung der Versickerung schadstoffbelasteter Wässer in der Aerationzone ist die Erfassung geringdurchlässiger bindiger Zwischenschichten und ihrer Verbreitung. Die Morphologie der Oberfläche dieser geringdurchlässigen Zwischenschichten, die zur Ausbildung von Staunässe führen, kann eine bedeutende laterale Abdrift des Schadstoffkörpers (auch entgegen der Fließrichtung des Grundwassers) bewirken. Diese Umstände sind speziell bei der Auswertung geophysikalischer Meßverfahren zu berücksichtigen.

2. Entnahme von Probenmaterial aus der Aerationzone zur Gewinnung von Boden- bzw. Sickerwasser zur chemischen Analyse.

Alle gegenwärtig in Anwendung befindlichen Verfahren zur Wasserprobengewinnung in der Aerationzone sind mehr oder weniger problembehaftet (Methode des Wasser-auszuges, Auspressen der Bodenlösung, Zentrifugieren des Probenmaterials sowie Ausblasen mit Preßluft bzw. Stickstoffgas).

Betroffen sind besonders die Lösungsvorgänge, die mit veränderten Gleichgewichtsbedingungen einhergehen.

Ein weiteres Problem sind die geringen Wassermengen, die gewonnen werden können. Es empfiehlt sich in jedem Fall, die Schadstoffverteilung im Sickerwasser durch eine Leitkomponente (bzw. eine beschränkte Anzahl) stellvertretend und typisch für die komplexe Schadstoffauswirkung zu ermitteln.

3. Erfassung des lithologischen Aufbaues und Ermittlung geohydraulischer Parameter im Grundwasserleiter (nach Routineverfahren).
4. Ermittlung der vertikalen Schadstoffverteilung im Grundwasser.

Die Bestimmung der vertikalen Schadstoffverteilung in den Bohrungen sollte analog zur Aerationzone über Leitkomponenten bzw. Beschaffenheitsmerkmale mit schadstoffspezifischer Aussage erfolgen.

Im konkreten Fall der Düngerlager bietet sich die tiefenorientierte Schadstoffverteilung über die Messung der Leitfähigkeit bzw. des spezifischen Widerstandes des Grundwassers an.

Im Rahmen der Ausbautechnologie ist zu beachten, daß es durch den Bohrprozeß bzw. den Bohrungsausbau nicht zu einer Umverteilung des Schadstoffkörpers im Vertikalprofil kommt, da im gegebenen Fall die eindringenden Auslaugungslösungen schwerer sind als das Grundwasser.

Es empfiehlt sich deshalb, die stufenförmige Beprobung des Grundwasserleiters im Vorwärtsmarsch des Bohrprozesses bzw. der stufenförmige Ausbau der Bohrung als Grundwasserbeobachtungsrohr nach Abteufen des Gesamtprofils. In keinem Fall sollten die Erkundungsbohrungen durchgängig verfiltert werden, da die Bohrung als "hydraulischer Kurzschluß" die Schadstoffausbreitung auf die gesamte Grundwasserleitermächtigkeit begünstigt, wie Abb. 4.1. verdeutlicht.

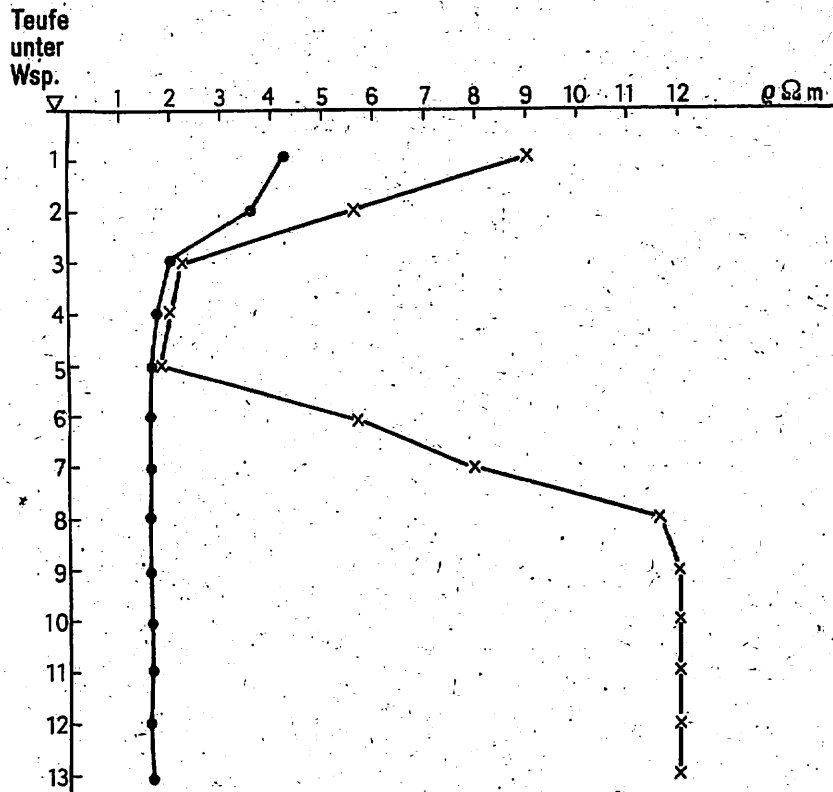


Abb. 4.1. Vertikale Verteilung des spezifischen Widerstandes in einem durchgängig verfilterten Brunnen
x - im Bohrprozeß, • - 14 d nach Brunnenausbau

Wie bereits erwähnt, ist der Ausbau der Erkundungsbohrungen so vorzunehmen, daß sie gleichzeitig als Grundwasserbeobachtungsrohre dienen können. Verfiltert werden als Stufenpegel, neben dem Bereich mit maximaler Schadstoffkonzentration im Grundwasser, vor allem die Grundwasserleiterbereiche über bzw. unterhalb lokaler Zwischenstauer. In Abhängigkeit von den ermittelten konkreten Verhältnissen muß entschieden werden, ob das vorhandene Grundwasserpegelnetz für die zuverlässige Überwachung des Schadstoffherdes sowie für Regimeuntersuchungen zum Schadstoffverhalten ausreicht.

Sollten zusätzliche Überwachungspunkte notwendig werden, empfiehlt sich ihre Anlage in Form eines "Grundwassergütepegels" (nach Grundwassergütepegel, DDR-Wirtschaftspatent), der eine tiefenorientierte Probenahme über Minifilter aus dem Grundwasserleiterbereich gewährleistet.

Zur Ermittlung repräsentativer Sorptionsparameter in der Aerationzone sind Säulenversuche mit mehr oder weniger ungestörten Bodenproben unter praxienaher Simulation des Schadstoffeintrags durchzuführen.

Literatur

- Autorenkollektiv: Düngungsempfehlungen DS 79. - Berlin: Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR und VEB Agrochemiehandel 1980
- Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung. - Jena: VEB Fischer Verlag 1986
- ALTERMANN, M. u.a.: Beitrag zum Inhalt und zur Darstellung von Bodenkarten. - A. Thaer-Archiv, Berlin 14 (1977) 5
- BAUER, K.: Beitrag zur Kalkulation von Stofffrachten in Fließgewässern und durchflossenen Seen. - Wasserwirtsch. - Wassertechn., Berlin 36 (1986) 1
- BEAR, J.: Dynamics of Fluids in Porous Media. - Amsterdam: Elsevier Publ. Comp. 1972
- BECHER, H.H.: Bemerkungen zur Ermittlung der ungesättigten Wasserleitfähigkeit unter nichtstationären Bedingungen. - Z. Pflanzenern. u. Bodenkunde, Weinheim 138 (1975) 1, S. 1 - 12
- BEER, K.: Gesunde Ernährung für unsere Pflanzen. - Neues Deutschland, Berlin (1981) vom 11./12.7.
- BEYER, W.; SCHWEIGER, K.H.: Zur Bestimmung des entwässerbaren Porenanteils der Grundwasserleiter. - Wasserwirtsch. - Wassertechn., Berlin 19 (1969) 2
- BOCEVER, F.M. u.a.: Zaščita podzemnych vod ot zagrjaznenija. - Moskva: Izdat. Nedra 1979
- Bocever, F.M.; KOLBASOV, A.M.: Eksperimental'nye issledovanija fil'tracii raznorodnych židkostej. - Geol. i Razv., Moskva 3 (1973) S. 121 - 128
- BUSCH, K.F.: Das Wasserhaltevermögen des Bodens. - Wasserwirtsch. - Wassertechn., Berlin 6 (1956) 4
- BUSCH, K.F.; LUCKNER, L.: Gephydraulik. - Leipzig: VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie 1972
- CUBAROV, V.N.: Issledovanie vlagoperenosa v zone aeracii pri resenii gidrogeologičeskich zadač. - Moskva: Izdat. Nedra 1972
- DAMRATH, R.; KOBUS, H. u.a.: Wasserinhaltsstoffe im Grundwasser. - Berlin (West): E. Schmidt Verlag 1979
- DIERSCH, H.J.: FINITE-Element-Modellierung instationärer zweidimensionaler Stofftransportvorgänge im Grundwasser. - In: Simulation der Migrationsprozesse im Boden- und Grundwasser. Beitr. wiss. Konf., Bd. II, Dresden 1979. S. 126 - 138
- DYCK, S.; GRUNEWALD, U.; UHLMANN, D.: Sicherung hoher Effektivität und Intensität der landwirtschaftlichen und wasserwirtschaftlichen Produktion in Trinkwasser-Einzugsgebieten. - Wasserwirtsch. - Wassertechn., Berlin 34 (1984) 3
- EHWALD, E.: Zeitliches Verhalten von Gesteinen, Böden und Vegetation. - Wiss. u. Techn., Berlin 31 (1981) 6
- ENGELHARDT, W.v.: Der Porenraum der Sedimente. - Berlin (West): Springer-Verlag 1960
- ERIKSSON, E.: Hydrochemical balances of fresh water system. - Proceedings of the Uppsala Symposium, IAHS-Publ. No. 150, Uppsala (1984)
- FELDHOFF, S.; KOSS, K.: Steigender Nitratgehalt im Grundwasser. - Bohrtechnik - Brunnenbau, Köln 33 (1982) 9
- FRIED, J.: Zagrjaznenie podzemnych vod, teorija, metodika, modelirovanie, praktičeskie priemy. - Moskva: Izdat. Nedra 1971
- GAVIČ, J.K.: Teorija i praktika primenenija modelirovanija v gidrogeologii. - Moskva: Izdat. Nedra 1980
- GEDROIZ, K.K.: Počvennye kolloidy i poglotitel'naja sposobnost' počv. Izbr. soč. T. 1. - Moskva: Selchoziz 1956
- GRABIG, J.; HILDEBRAND, H.: Schwerpunkt des Gewässerschutzes in ländlichen Gebieten. - Wasserwirtschaft - Wiss.-techn. Konf., Leipzig (1980) 1
- GRABOVNIKOV, V.A.: Formirovanie i stroenie oreolov rassejanija veščestva v podzemnych vodach. - Moskva: Izdat. Nedra 1977
- GRIM, R.E.: Applied clay mineralogy. - New York - Toronto - London: McGraw-Hill Book Comp. Inc. 1962
- HAHN, J.: Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit durch anthropogene Einflüsse in norddeutschen Lockergesteinsgebieten. - Geol. Jb. R. C, Hannover 27 (1980)
- HÖRING, H.: Nitrat im Trinkwasser. - Wasserwirtsch. - Wassertechn., Berlin 29 (1979) 11

- KADEN, S.: Einbeziehung der Grundwasserbeschaffenheit in die Modellierung unterirdischer Strömungsvorgänge. - Wasserwirtschaft - Wiss.-techn. Konf., Leipzig (1980) 1
- KATZUR, J.; MROSKO, A.: Einfluß der Sickerwassermenge auf die Höhe des N-Anstieges aus einer Sand-Rosterde. - Wasserwirtsch.- Wassertechn., Berlin 33 (1983) 1
- KRAMER, D.: Zur Bewirtschaftung von Trinkwasserschutz- und Vorhaltegebieten. - Wasserwirtsch. - Wassertechn., Berlin 35 (1985) 4
- KRAMER, D.; MEISSNER, R.; TAEGER, N.: Abflüsse und Rückflüsse aus der Beregnung sowie Möglichkeiten ihrer wirtschaftlichen Nutzung. - Wasserwirtsch. - Wassertechn., Berlin 32 (1982) 5
- KUNDLER, P.; MARKGRAF, C.; WEINITSCHE, H.: Effektive Nutzung, Erhaltung und Verbesserung der natürlichen Ressourcen unter Gestaltung der Stoffkreisläufe in der Landwirtschaft. - Tag.-Ber. AdL der DDR, Berlin 200 (1982) S. 129 - 142
- LEDA, A.; ZUBER, A.: Tracer dispersion in groundwater experiments. - Isotope hydrology AEA-SM-129/37 (1970) S. 619 - 641
- LICHTENSTEJN, G.I.: Nitrogenese und ihre Modelle. - Wiss. u. Fortschr., Berlin 28 (1978) 10
- LIEBEROTH, J.: Bodenkunde. - Berlin: VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag 1982
- LUCKNER, L.: Stand und Entwicklungstendenzen der Modellbildung und Simulation der Migrationsprozesse in der Boden- und Grundwasserzone in der DDR. - In: Simulation der Migrationsprozesse im Boden- und Grundwasser. Beitr. wiss. Konf. Bd. I., Dresden (1978) S. 62 - 94
- Aktuelle Aufgaben des Schutzes der Grundwasserressourcen der DDR bei ihrer intensivierten Nutzung. - Wasserwirtsch., - Wassertechn., Berlin 32 (1982) 1
- Aktuelle Probleme der GW-Beschaffenheit und der Bemessung von Trinkwasserschutz- und Vorhaltegebieten. - Wasserwirtsch.- Wassertechn., Berlin 35 (1985) 4
- LUCKNER, L.; SCHESTAKOV, V.M.: Simulation der Geofiltration. - Leipzig: VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie 1975
- MELICHANOV, V.; BRUK, S.: Die Gewässer muß man nicht düngen. - Izvestija, Moskva 1985/Q2/19 aus Umweltinf. 3/4 (1985) ZUG-Schnellinformation Berlin
- NEBE, W.; FIEDLER, H.: Mineraldünger im Fichtenanbaugebiet als Ergebnis ökologischer Forschung. - Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch., Berlin 20 (1980) 2
- OBERMANN, P.: Hydrochemisch/hydromechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser unter dem Einfluß landwirtschaftlicher Nutzung. - Bochum: Ruhruniversität, Geologie/Geotechnik 4 (1981)
- OGATA, A.: Two dimensional steady state dispersion in a saturated porous media. - J. Res. Washington 4 (1976) 3, S. 277 - 285
- OVČINIKOV, A.M.: Obščaja gidrogeologija. - Moskva: Gosgeoltechizdat 1955
- PESCHKE, G.: Infiltration unter einfachen Randbedingungen. - Gerlands Beitr. Geophys., Leipzig 89 (1980) 1, S. 15 - 26
- POSOCHOV, E.V.: Formirovanie chimičeskogo sostava podzemnych vod. - Moskva: Gidrometeoizdat 1969
- PRIKLONSKIJ, V.A.: Osnovnye voprosy eksperimental'nych issledovanij pri izučenii formirovanija podzemnych vod. - Tr. LGGP AN SSSR, Moskva XVI (1958) S. 86 - 105
- SCHAEFFER, F.; SCHACHTSCHABEL, P. u.a.: Lehrbuch der Bodenkunde. - 9. Aufl. - Stuttgart: Ferdinand Enke Verlag 1976
- SMIRNOV, S.I.: Proischozdenie solanosti podzemnych vod sedimentacionnyh bassejnov. - Moskva: Izdat. Nedra 1977
- SOMMER, K.: Wissenspeicher Chemie. - Berlin: Verlag Volk und Wissen 1977
- STADELMANN, F.; FURRER, O.; GUPTA, S.; LISCHER, P.: Einfluß von Bodeneigenschaften, Bodennutzung und Bodentemperatur auf die N-Mobilisierung von Kulturböden. - Z. Pflanzenern. u. Bodenk., Weinheim 146 (1983) 2
- TUTJUNOVA, F.J.: Fiziko-chimičeskije processy v podzemnych vodach. - Moskva: Izdat. Nauka 1976
- ULRICH, B.; MAYER, R.; KHAMA, P.K.: Fracht an chemischen Elementen in den Niederschlägen im Solling. - Z. Pflanzenern. u. Bodenk., Weinheim 142 (1979) 4
- VOIGT, G.: Rationelle Nutzung und Schutz des Wassers. - Einheit, Berlin 39 (1984) 11
- VOIGT, H.J.: Genese und Hydrogeochemie mineralisierter Grundwässer. - Wiss.-techn. Inform. - Dienst zentr. geol. Inst., Berlin 13 (1972) Sh. 6

- VOIGT, H.J.; ZEIDLER, A.: Untersuchung zur Entlastung von Salzwasser in süßwassererfüllte Grundwasserleiter. - Z. angew. Geol., Berlin 21 (1975) 4, S. 172 - 179
- WEISE, K.: Ergebnisse von mehrjährigen Sickerwassermengenmessungen auf unterschiedlichen Standorten. - Archiv Acker- u. Pflanzenbau, Berlin 22 (1978) 5, S. 285 - 292 (1978a)
- Katalog zur hydrogeologischen Kennzeichnung von Bodenformen im Jungpleistozän der DDR. - Müncheberg: AdL, FZ Müncheberg 1978 (1978b)
- Nährstoffauswaschungsverluste auf unterschiedlichen Standorten. - Archiv Acker- u. Pflanzenbau, Berlin 23 (1979) 3
- WOHLRAB, B.: Beurteilungskriterien und Empfehlungen zur Bodennutzung in Zone II von Schutzgebieten von Grundwasser. - Z. Kulturtechn. u. Flurbereinigung, 17 (1976) 4, S. 221 - 228
- ZWIRNMANN, K.H.: Problems of Groundwater Quality Management. - In: Simulation der Migrationsprozesse im Boden- und Grundwasser. Beitr. wiss. Konf., Bd. I, Dresden (1979) S. 18 - 38
- Bericht des sowjetischen Ministers für Melioration und Wasserwirtschaft der UdSSR, Nikolai Wassiljew - Zusammenarbeit UdSSR/DDR 1981 bis 1985. - Wasserwirtsch. - Wassertechn., Berlin 31 (1981) 9
- Grundwassergütepegel (Doppelrohrmeßstelle) - DDR-Wirtschaftspatent G-01-N 33/18
- Statistisches Jahrbuch der DDR. - Berlin 1982
- TGL 20 891: Fachbereichstandard Technologie der Mineraldüngung, VEB Ausrüstungen ACZ, Leipzig, März 1979
- TGL 22 433: DDR-Standard Trinkwasser - Gütebedingungen, Amt für Standardisierung, Berlin 1971
- TGL 24 345: DDR-Standard Landeskultur und Umweltschutz - Schutz der Gewässer, Grundlegende Forderungen beim Umgang mit organischen und mineralischen Düngern, MfUW, Berlin, Oktober 1976
- TGL 24 348: DDR-Standard Nutzung und Schutz der Gewässer - Trinkwasserschutzgebiete, MfUW, Berlin, Dezember 1979
- TGL 25 830: Fachbereichstandard Berechnung der Düngungsempfehlungen für mineralische und organische Düngung, AdL der DDR, Berlin, November 1978
- TGL 28 889/06: Fachbereichstandard Luftfahrzeugeinsatz in der Forstwirtschaft - Ausbringen fester Mineraldünger durch Starrflügler, Staatliches Komitee für Forstwirtschaft beim Ministerium für Land-, Forst- und Nahrungsgüterwirtschaft, Berlin, September 1974
- TGL 43 271: DDR-Standard Nutzung und Schutz der Gewässer - Trinkwasservorbehaltsgebiete, MfUW, Berlin, Juni 1985