

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 2

V. M. Goldberg

Untersuchung des Einflusses von Abprodukten industrieller Tierhaltungen auf die Qualität des Grundwassers

Inhalt

	Seite
Einleitung	57
1. Problemanalyse	57
1.1. Charakteristik der Abprodukte von Tierhaltungen	57
1.2. Voraussetzungen für die Nutzung von Gülle zur Bewässerung	59
1.3. Methodische Grundlagen der Untersuchung	60
2. Die Migration von Kontaminanten zwischen der Erdoberfläche und dem Grundwasser	61
2.1. Stoffbilanz bei der Bewässerung mit Gülle	61
2.2. Prognose der Fließzeit bis zum Eintreffen der Kontaminanten auf der Grundwasser-oberfläche	62
3. Methodik der Prognose von Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit infolge der Verregnung von Gülle	62
3.1. Prognose der Grundwasserkontamination unter bewässerten Feldern	62
3.1.1. Schematisierung der Verhältnisse	62
3.1.2. Prognose der Grundwasserbeschaffenheitsänderung	64
3.2. Prognose der Ausbreitung von Kontaminanten im Grundwasserleiter	65
3.3. Prognose der Beeinflussung von Wasserfassungen durch kontaminiertes Wasser	66
3.4. Die Ausbreitung von Bakterien im Grundwasser	69
4. Ausgewählte Aspekte der Methodik hydrogeologischer Untersuchungen zum Grundwasserschutz bei der Viehzucht-abwasser-Verregnung	69
4.1. Untersuchung der Geschütztheit des Grundwassers	69
4.2. Untersuchung des Grundwasserleiters	70
4.3. Auswahl der Standorte für Gütepegel zur Kontrolle der Grundwasserkontamination	71
Literatur	73

Часть 2

В. М. Гольдберг

Изучение влияния отходов животноводческих комплексов на качество подземных вод

Введение.....	57
I. Анализ проблемы.....	57
I.1. Характеристика отходов животноводческих комплексов.....	57
I.2. Предпосылки для использования навозной жижи для орошения.....	59
I.3. Методическая основа исследований.....	60
2. Миграция загрязняющих веществ от поверхности земли до уровня подземных вод.....	61
2.1. Баланс веществ при орошении навозной жижей.....	61
2.2. Прогноз времени достижения загрязняющих веществ до уровня подземных вод.....	62

3.	Методика прогноза изменения качества подземных вод под влиянием орошения навозной жижей.....	62
3.1.	Прогноз загрязнения подземных вод под орошаемыми полями.....	62
3.1.1.	Схематизация условий.....	62
3.1.2.	Прогноз изменения свойств грунтовых вод.....	64
3.2.	Прогноз передвижения загрязняющих веществ в водоносном горизонте.....	65
3.3.	Прогноз влияния загрязненных вод на водозаборы.....	66
3.4.	Бактериальное загрязнение подземных вод.....	69
4.	Избранные аспекты методики гидрогеологических исследований охраны подземных вод при орошении стоками живодноводческих комплексов.....	69
4.1.	Изучение защищенности подземных вод.....	69
4.2.	Исследование водоносного горизонта.....	70
4.3.	Выбор мест для наблюдательных скважин для контроля загрязнения подземных вод.....	71
	Список литературы.....	73

Part 2

V. M. Goldberg

Investigation of the influence of refuses of industrial animal breeding to the ground-water quality

	Introduction	57
1.	Problem analysis	57
1.1.	Characterization of the refuse of animal breeds	57
1.2.	Supposes for the use of refuses for watering	59
1.3.	Methodical base of the investigation	60
2.	Migration of contaminants between surface of the earth and ground water	61
2.1.	Substance balance in watering with refuses	61
2.2.	Prognosis of the flow time up to the arrival of the contaminants on the ground-water surface	62
3.	Method to prognosticate the alterations in ground-water quality	62
3.1.	Prognosis of ground-water contamination under watered fields	62
3.1.1.	Schematization of the conditions	62
3.1.2.	Prognosis of alteration in ground-water quality	64
3.2.	Prognosis of contaminants spreading in the aquifer	65
3.3.	Prognosis of influence of water wells by contaminated water	66
3.4.	Spreading of bacteria in the ground water	69
4.	Some chosen aspects of methods of hydrogeological investigations to the ground-water protection in the animal breed sewage	69
4.1.	Investigation of the ground-water protection	69
4.2.	Investigation of the aquifer	70
4.3.	Choice of position of the observation gauge for quality to control the ground-water contamination	71
	Literature	73

Teil 2

**Untersuchung des Einflusses von Abprodukten industrieller Tierhaltungen
auf die Qualität des Grundwassers**

V. M. GOLDBERG

Einleitung

Durch sowjetische Spezialisten des Institutes VSEGINGEO sowie durch Spezialisten der DDR aus dem Zentralen Geologischen Institut wurde über den Zeitraum von einigen Jahren das Thema I "Untersuchung des Einflusses der Landwirtschaft auf die Verschmutzung des Grundwassers" bearbeitet.

Die sowjetischen Spezialisten beschäftigten sich mit der Untersuchung des Einflusses von Bewässerungsmaßnahmen mit Abwässern von Tierhaltungen auf die Grundwasserbeschaffenheit, während sich die DDR-Spezialisten auf den Einfluß von Mineraldünger auf das Grundwasser konzentrierten.

Der vorliegende Bericht enthält die wichtigsten Untersuchungsergebnisse der sowjetischen Spezialisten bezüglich des Einflusses der Bewässerung mit Abwässern landwirtschaftlicher Komplexe auf das Grundwasser. Die Arbeiten wurden im Laboratorium für Grundwassererschützung des VSEGINGEO unter Leitung von Prof. V. M. GOLDBERG durchgeführt. Der vorliegende Bericht wurde von V. M. GOLDBERG erarbeitet.

1. Problemanalyse

1.1: Charakteristik der Abprodukte von Tierhaltungen

Als Kombinate industrieller Mast (KIM) werden im allgemeinen Betriebe bezeichnet, die sowohl Anlagen, die dem eigentlichen Produktionsziel untergeordnet sind, als auch Hilfs- und Nebeneinrichtungen besitzen. Sie sind jedoch alle in einem einheitlichen technologischen Zyklus vereinigt. Dabei wird die Herstellung von Produkten der Viehzucht durch komplexe Mechanisierung und Automatisierung unter Berücksichtigung der sanitären und zotechnischen Forderungen realisiert. Man unterscheidet Kombinate industrieller Rindermast, Kombinate industrieller Schweinemast, Kombinate industrieller Schafzucht und Kombinate industrieller Geflügelzucht. Vorrangige Bedeutung besitzen Schweine- und Rindermastanlagen. Schweinemastanlagen sind große spezialisierte Wirtschaften mit einem abgeschlossenen Produktionszyklus und einem hohen Mechanisierungs- und Automatisierungsgrad. Das gewährleistet eine kontinuierliche Produktion. Die Anzahl der Schweine solcher Anlagen variiert von 10 bis 20 Tausend im Jahr. Bei Rindermastanlagen existieren zwei Typen - Anlagen mit einem geschlossenen Aufzuchtbetrieb und reine Mastanlagen. Entsprechend der Spezialisierung werden Kombinate industrieller Mast in Milch-, Fleisch- und Aufzuchtanlagen unterteilt. In großen Kombinataten verbreitet sich zunehmend auch die innerbetriebliche Spezialisierung, d. h., es werden spezialisierte Anlagen zur Aufzucht und Mast des Viehs geschaffen. Die Größe von Viehzuchtanlagen unter verschiedenen ökonomischen und natürlichen Bedingungen hängt von dem optimalen Zusammenwirken vieler Faktoren ab. Die Anzahl der in den Kombinataten gehaltenen Tiere liegt zwischen einigen Tausend und einigen Zehntausend.

Sowohl in der UdSSR als auch im Ausland war eine Tendenz zur Vergrößerung der Großviehmastanlagen zu verzeichnen. Besondere große Anlagen sind in den USA in Betrieb. Die Anzahl der gehaltenen Tiere beträgt dort 20 bis 30 Tausend, maximal bis 250 Tausend.

Das wichtigste Abprodukt von Tierhaltungen ist die Gülle. Gülle ist eine komplizierte, polydisperse Verbindung, die feste, flüssige und gasförmige Stoffe vereinigt.

In Abhängigkeit vom Flüssigkeitsgehalt werden folgende Güllearten unterschieden: Güllestrohgemisch, d. h. Mist mit einem Flüssigkeitsgehalt von 70 bis 80 %; halbflüssige Gülle mit einem Flüssigkeitsgehalt bis zu 90 % und flüssige Gülle, deren Flüssigkeitsgehalt über 90 % liegt. Die beiden letztgenannten Güllearten treten bei Tierhaltungen ohne Einstreu auf, wie besonders bei Kombinataten industrieller Mast. Zu den Hauptkomponenten, die in den tierischen Exkrementen enthalten sind, gehören: unverdaute Nahrung (vor allem Zellulose) und andere organische Substanzen (Harnstoff, Kreatin, Phenole u.a.); anorganische Substanzen, vor allem Ammoniumsalze (ca. 50 % des Gesamtstickstoffes), Kalium, Phosphate, Sulfate und Chloride.

Obers.: C. LEIBENATH

Tierische Exkremente enthalten auch verschiedene Hormone, Emulgatoren, Enzyme, Wachstimmulatoren, Antibiotika und andere Substanzen, die Bestandteil des Futters sind; erhöht sind vor allem Kupfer infolge der Verwendung von CuSO_4 als Futterzusatz, weiterhin Mangan, Zink, Kobalt, Arsen und Eisen sowie pathogene Organismen, hauptsächlich Bakterien der Paratyphusgruppe (Salmonellen, Phangabazillen), Einzeller (Amöben, Leptospiren) und parasitische Würmer. Daneben treten Bakterien fäkaler Verunreinigungen und heterotrophe saprophyte Mikroorganismen auf.

Abwässer, die Klärbecken zugeführt werden, können bedeutende Mengen Phenole, Schwefel, Sulfide, Insektizide und Desinfektionsmittel enthalten, die zur Schädlingsbekämpfung, zur Desinfektion von Gerätschaften und Räumen usw. verwendet werden.

Die flüssigen Abprodukte der Kombinate industrieller Rindermast zeigen eine schwach basische Reaktion, wogegen sich die der Schweinemastanlagen durch eine schwach saure Reaktion auszeichnen. Halbflüssige Gülle von Schweinemastanlagen zersetzt sich im Boden wesentlich langsamer als die Gülle von Rindermastanlagen. Sie stellt deshalb vom Standpunkt der Grundwasserverunreinigung eine wesentlich höhere Gefahr dar als die Abprodukte von Rindermastanlagen.

Abprodukte von Tierhaltungen stellen eine Quelle der intensiven chemischen und bakteriellen Einwirkung auf die Umwelt und das Grundwasser dar.

Unter den Abprodukten der Tierhaltungen kann man zwei Gruppen von Kontaminanten unterscheiden: chemische Substanzen und pathogene Mikroorganismen.

Fast das gesamte mit den Abprodukten ausgebrachte Phosphat wird durch die obersten Bodenschichten gebunden und dringt nicht weiter in die Aerationzone ein. Ein relativ geringes Migrationsvermögen besitzt ebenfalls Kalium, obwohl jüngste Veröffentlichungen und die Materialien der DDR-Spezialisten auf die Möglichkeit der Anreicherung von Kalium im Grundwasser hinweisen.

Die größte Gefahr für das Grundwasser stellen die in den tierischen Abprodukten enthaltenen Stickstoffverbindungen dar, die auch die Hauptkomponenten der Abprodukte von Tierhaltungen bilden. Stickstoff ist in den Abprodukten in Form verschiedener organischer Verbindungen und als NH_4 enthalten. Organisch gebundener Stickstoff wird allmählich im Boden mineralisiert und in Nitrate als Endprodukt des Oxydationsprozesses der Stickstoffverbindungen umgewandelt. Nitrate sind die stabilste Form der Stickstoffverbindungen. Sie verfügen über eine gute Migrationsfähigkeit und sind deshalb eine große Gefahr für das Grundwasser.

Mit der Intensivierung der Landwirtschaft, d. h. mit zunehmender Industrialisierung der Tierproduktion, wächst die Gefahr der Umweltverschmutzung und Grundwasserverunreinigung durch Nitrate.

Die Verunreinigung des Grundwassers durch Stickstoffverbindungen und Nitrate ist durch einige Besonderheiten gekennzeichnet. So hängt die Oxydationsstufe dieser Verbindungen im Grundwasser stark von den Redoxbedingungen ab. Unter oxydierenden Bedingungen überwiegt Stickstoff in Nitratform. Unter reduzierenden Bedingungen tritt Stickstoff als Ammonium auf. Infolgedessen variiert die Form der Stickstoffverbindungen im Grundwasser.

Die Hauptkomponenten des Dünges sind Stickstoff, Phosphor und Kalium. Diese Stoffe sind für das Grundwasser Schadstoffe, für die Pflanzen jedoch Nährstoffe.

In der nachfolgenden Tabelle werden die mittleren Gehalte an Stickstoff, Phosphor und Kalium in den festen und flüssigen Abprodukten der Rinder- und Schweinemastanlagen nach internationalen Veröffentlichungen dargestellt (umgerechnet auf 1000 kg Lebendmasse).

Tab. 1. Zusammensetzung der Abprodukte von Tierhaltungen

Komponente	Gehalt der Komponente g/d	
	Rindermastanlagen	Schweinemastanlagen
Stickstoff	380	530
Phosphor	67	170
Kalium	400	200

Von den angegebenen Komponenten verfügt Phosphor über das geringste, Stickstoff als Nitrat über das größte Migrationsvermögen.

Außer Stickstoff, Phosphor, Kalium und einigen anderen chemischen Komponenten findet man in den Abprodukten von Tierhaltungen verschiedene Mikroorganismen. Deshalb muß auf dem Territorium von Tierhaltungen im Grundwasser mit möglichen Nitrat- und bakteriellen Verschmutzungen gerechnet werden. Dadurch, daß die Überlebensquote von Mikroorganismen auch im Grundwasser relativ niedrig ist, ist ihre Ausbreitung im Grundwasserleiter meist gering. Nach ORADOVSKAJA u. MOLOŽAVAJA (1977) wird die Lebensdauer einzelner Mikroorganismen im Grundwasser durch folgende Kennziffern charakterisiert:

Stäbchenbakterien und Enterokokken $10^5 - 10^6$ Mikroben pro Liter	400 d
Salmonellen - Typhus 10^2 Mikroben pro Liter	50 d
10^4 Mikroben pro Liter	bis 120 d
Salmonellen - Paratyphus 10^2 Mikroben pro Liter	bis 220 d
10^4 Mikroben pro Liter	70 bis 400 d

Die angegebene Lebensdauer einzelner Mikroorganismen sollte als relativ angesehen werden. Sie kann sich in Abhängigkeit von Milieu und vom Zustand der Mikroorganismen ändern. So sind zum Beispiel bei niedrigen Temperaturen (4 - 8°C) Mikroorganismen über eine längere Zeit lebensfähig. Interessanterweise erhöht sich die Lebensdauer der Bakterien im Beisein von Detergentien (z. B. Sulphanol) und Phenol im Wasser.

Experimentelle Untersuchungen haben gezeigt, daß die begrenzte flächenhafte Ausbreitung der Mikroorganismen sowohl von ihrem Zerfall als auch von den Sorptionsprozessen am Gestein abhängt. So können durch tierische Abprodukte vor allem zwei Hauptformen der Grundwasserkontamination entstehen: durch Stickstoff und durch Bakterien, weniger durch Kalium.

1.2. Voraussetzungen für die Nutzung von Gülle zur Bewässerung

Haupttrichtung der Entsorgung der Abprodukte von Tierhaltungen ist ihre Nutzung als Dünger, da die in den Abprodukten enthaltenen Stickstoff-, Kalium- und Phosphorkomponenten wichtige Pflanzennährstoffe darstellen. Eine derartige Entsorgung kann auf unterschiedliche Weise erfolgen, z. B. durch ihren direkten Eintrag in den Boden oder durch Bewässerung. Von besonderem Interesse ist die zweite Variante, die Bewässerung der Felder mit verdünnter Gülle. Bei einer derartigen Verwendung werden gleichzeitig mindestens drei Aufgaben gelöst: die Entsorgung, der Eintrag von Dünger in den Boden, ein verbesserter Umweltschutz.

Bei der Bewegung der Abwässer durch die Aerationzone erfolgt ihre teilweise Reinigung ähnlich wie auf Infiltrationsflächen.

Neben den genannten positiven Momenten hat die Verwendung von Gülle für Bewässerungszwecke auch eine negative Seite, die Möglichkeit der Grundwasserkontamination. Außerdem bedarf es zur gefahrlosen Bewässerung (vom Standpunkt des Grundwasser- und Umweltschutzes) bedeutender landwirtschaftlicher Flächen, damit die Schadstoffbelastung pro Flächeneinheit minimiert wird.

Die Bewässerung mit tierischen Abwässern kann im Grundwasser und speziell im unbedeckten oberen Grundwasserleiter zu einer chemischen und bakteriologischen Kontamination führen. Die beständigsten Kontaminanten, die auch über weite Entfernungen im Grundwasserleiter migrieren können, sind die chemischen Schadstoffe und besonders die Stickstoffverbindungen.

Deshalb bedarf die Verwendung von Gülle für die Bewässerung einer gesonderten hydrogeologischen Begutachtung. Dennoch ist die Bewässerung mit Gülle in vielen Fällen die effektivste Möglichkeit ihrer Entsorgung.

1.3. Methodische Grundlagen der Untersuchung

Die Prognose der Konzentrationsverteilung der Schadstoffe im Grundwasser unter den Bewässerungsabschnitten und ihrer weiteren Migration erfolgt vor allem für den obersten Grundwasserleiter. Dieser Grundwasserleiter stellt das Hauptobjekt der Untersuchungen dar, und dafür wurde die folgende Prognosemethodik der Veränderung der Grundwasserqualität unter dem Einfluß der Bewässerung mit Gülle ausgearbeitet.

Als Hauptschadstoff, der in den Abwässern enthalten ist, werden die Nitrate angesehen, die die beständigste und migrationsfähigste Stickstoffverbindung darstellen. Außerdem kann im Grundwasser eine bakteriologische Kontamination auftreten, doch ist diese im Unterschied zur Nitratverschmutzung lokal begrenzt und an das Gebiet gebunden, in dem die pathogenen Mikroorganismen in den Grundwasserleiter gelangen. Schließlich kann im Grundwasser eine Kaliumanreicherung erfolgen. Es ist bisher jedoch nur lückenhaft bekannt, welcher Anteil an Kalium in das Grundwasser gelangen kann. Unklar ist auch die mengenmäßige Bewertung der Sorption des Kaliums im Grundwasserleiter. Deshalb wird unter den chemischen Kontaminanten der Gülle den Nitraten besondere Aufmerksamkeit gewidmet.

Von den in der Gülle enthaltenen Stickstoffverbindungen gelangt nur ein Teil in das Grundwasser. Zur Einschätzung dieses Anteils ist die Untersuchung der Stickstoffbilanz notwendig. Unter den Bilanzelementen ist der Teil der Stickstoffverbindungen der wichtigste, der durch die Pflanzen entzogen wird. Außerdem können die gasförmigen Verluste der Stickstoffverbindungen und die Anteile, die durch den Oberflächenabfluß weggeführt werden, in der Bilanz von Bedeutung sein. Deshalb ist es für die Schadstoffprognose im Grundwasser notwendig, alle Komponenten der Stickstoffbilanz zu erfassen und in den Berechnungen den Teil zu berücksichtigen, der nach der Filtration durch die Aerationzone ins Grundwasser gelangt. Ebenso wie die Bilanz der Stickstoffverbindungen muß der Wasserhaushalt der Bewässerungsmaßnahme untersucht werden. Man kann folgende Hauptbestandteile dieser Bilanz ausweisen: die Wasserverluste durch Transpiration der Pflanzen, die Verdunstungsverluste, die in der Aerationzone gespeicherte Wassermenge, die durch den Oberflächenabfluß weggeführte Wassermenge, die Infiltrationsmenge, die die Grundwasseroberfläche erreicht.

Zur Erhöhung der Genauigkeit der prognostischen Bewertung der Schadstoffausbreitung im Grundwasser müssen diese Wasserhaushaltselemente, vor allem die Evapotranspiration und der oberirdische Abfluß bekannt sein. Überschlägig kann angenommen werden, daß die Wassermenge, die das Grundwasser erreicht, dem Abwasservolumen minus Evapotranspiration und oberirdischen Abfluß entspricht. Die Bewegung der Schadstoffe (Nitrate) durch die Aerationzone und im Grundwasserleiter wird durch Wechselwirkungsprozesse mit dem Grundwasser und den Gesteinen kompliziert. Am stärksten machen sich dabei Sorptionsprozesse bemerkbar. In der Literatur gibt es nur wenige Informationen über die Adsorption der Nitrate durch Gesteine. Das ist dadurch bedingt, daß der als Nitrat vorliegende Stickstoff ein Anion darstellt. Bekanntlich werden Stoffe, die als Anionen migrieren, wesentlich weniger sorbiert als Kationen.

Deshalb wird angenommen, daß der Nitratstickstoff durch die Gesteine schlecht aus der Lösung sorbiert wird, obwohl vereinzelte Literaturhinweise auch auf eine Nitratsorption hinweisen. So wird von KOVRIGO u. IRAJANOVA (1982) festgestellt, daß die Nitratsorption im Boden bei Laborversuchen etwa 30 mval pro 1 kg Bodeneubstanz betrug. In den nachfolgenden Betrachtungen wird wegen einer fehlenden Sorptionstheorie die Nitratsorption nicht berücksichtigt.

2. Die Migration von Kontaminanten zwischen der Erdoberfläche und dem Grundwasser

2.1. Stoffbilanz bei der Bewässerung mit Gülle

Gülle wird in verdünnter Form zur Bewässerung verwendet. Das Verdünnungsverhältnis und die zu applizierende Menge werden durch die agrotechnischen Verhältnisse im Bewässerungsobjekt bestimmt. Im allgemeinen wird während der Vegetationsperiode bewässert.

Die Stickstoffbilanz auf durch Gülle kontaminierten (und gleichzeitig gedüngten) Flächen kann folgendermaßen formuliert werden.

$$V = V_p + V_A + V_H + V_L + V_G \quad (2.1.)$$

- V - auf das bewässerte Feld gelangende Stoffmenge
- V_p - durch Pflanzen aufgenommene (entzogene) Stoffmenge
- V_A - im Boden und in der Aerationzone gespeicherte Stoffmenge
- V_H - Stoffmenge, die durch Oberflächenabfluß aus dem bewässerten Territorium ausgetragen wird
- V_L - Entgasungsverluste
- V_G - Stoffmenge, die die Grundwasseroberfläche erreicht

Die Stoffmenge V_G ruft Grundwasserkontamination hervor. Darüber hinaus können durch mit dem Niederschlagswasser aus der Boden- und Aerationzone ausgewaschene Stickstoffverbindungen (d. h. aus dem Bilanzanteil V_A) als Kontaminanten auftreten. Nachfolgend werden aus der Literatur entnommene Werte der Bilanzanteile in der Gl. (2.1.) betrachtet. Am bedeutendsten und am besten ist die Komponente V_p , untersucht, die vor allem von der landwirtschaftlichen Kultur, aber auch von den Bodeneigenschaften abhängt. Die Bestimmung dieses Wertes ist von entscheidender Bedeutung für die Prognose der durch Gülleverregung entstehenden Grundwasserkontamination. Da das Gewicht der anderen Bilanzanteile bedeutend geringer ist und diese weniger untersucht sind, kann V_G folgendermaßen geschätzt werden:

$$V_G \approx V - V_p \quad (2.2.)$$

Aus diesem Grunde muß bei der Bestimmung von V_G in erster Linie der Bilanzanteil V_p eingeschätzt werden. Nach DERŠAVIN, SEDOVA u. CHLYSTOVA (1982) beträgt der Stickstoffaustrag für verschiedene Pflanzen im Durchschnitt 40 bis 50 %.

Unter Berücksichtigung von in der DDR-Literatur veröffentlichten Werten kann mit gewisser Vorsicht angenommen werden, daß im Mittel 15 bis 20 % der Kontaminanten den Grundwasserspiegel erreichen, jedoch größere Differenzierungen erwartet werden müssen. Über die anderen Bilanzanteile liegen bedeutend weniger Daten als über V_p vor.

Nach BRILING (1985) betragen die Entgasungsverluste V_L im Lehm Boden 4 bis 10 % und im Sand 16 bis 23 %. Die Angaben über den Stickstoffaustrag im Oberflächenabfluß von bewässerten Feldern streuen in äußerst breitem Spektrum: so kann der Wert V_H von 1 bis 3 bis zu 50 bis 60 % variieren. Bei Lehm Böden ist V_H größer als auf Sandböden.

2.2. Prognose der Fließzeit bis zum Eintreffen der Kontaminanten auf der Grundwasseroberfläche

Auf der Fläche F wird Gülle verregnet. Die Fördermenge wird mit Q , die Mächtigkeit der Aerationzone mit m (identisch mit dem Flurabstand des Grundwassers), der Durchlässigkeitsbeiwert in m/d und die Porosität der Aerationzone entsprechend mit K und n bezeichnet.

Ist $K \geq q$, wobei $q = Q/F$ ist, dann tritt die sogenannte freie Infiltration ohne Ausbildung einer Flüssigkeitssäule ein. Die Zeit, in der die Grundwasseroberfläche erreicht wird, ist nach (2.3.) und (2.4.) bestimmbar:

$$T = n \cdot m / \sqrt{q^2 K} \quad (2.3.)$$

Ist $K < q$, dann bildet sich bei der Filtration auf der Erdoberfläche eine in der Zeit veränderliche Flüssigkeitssäule aus. In diesem Fall beträgt die Zeit T :

$$T = m / \left[(1-n) K/2n - (1-n)^2 K^2/4n^2 + q K/n \right] \quad (2.4.)$$

Die Formeln (2.3.) und (2.4.) sind für homogene Aerationzonen anwendbar. Sind diese inhomogen, z. B. zwischenschichtig, dann kann T folgendermaßen eingeschätzt werden:

Es sei Schicht 1 durch die Parameter K_1 , m_1 und n_1 charakterisiert, Schicht 2 durch K_2 , m_2 , n_2 . Trifft für beide Schichten $K \geq q$ zu, können T_1 und T_2 für jede Schicht einzeln nach der Formel (2.3.) berechnet werden; die Gesamtzeit T wird durch Summieren von T_1 und T_2 berechnet. Falls für eine Schicht, z. B. für die obere, $K \geq q$ zutrifft, und für die untere $K < q$, dann wird nach Formel (2.3.) die Filtrationszeit durch die obere Schicht berechnet, nach Formel (2.4.) die Filtrationszeit durch die untere Schicht. Die Gesamtzeit wird durch Summieren von T_1 und T_2 bestimmt.

Für bakteriologische Kontamination kann durch Vergleich von T mit der Überlebensdauer der Bakterien (300 d) ungefähr eingeschätzt werden, ob die Mikroorganismen den Grundwasserspiegel erreichen und damit eine bakteriologische Kontamination im Grundwasserleiter entsteht.

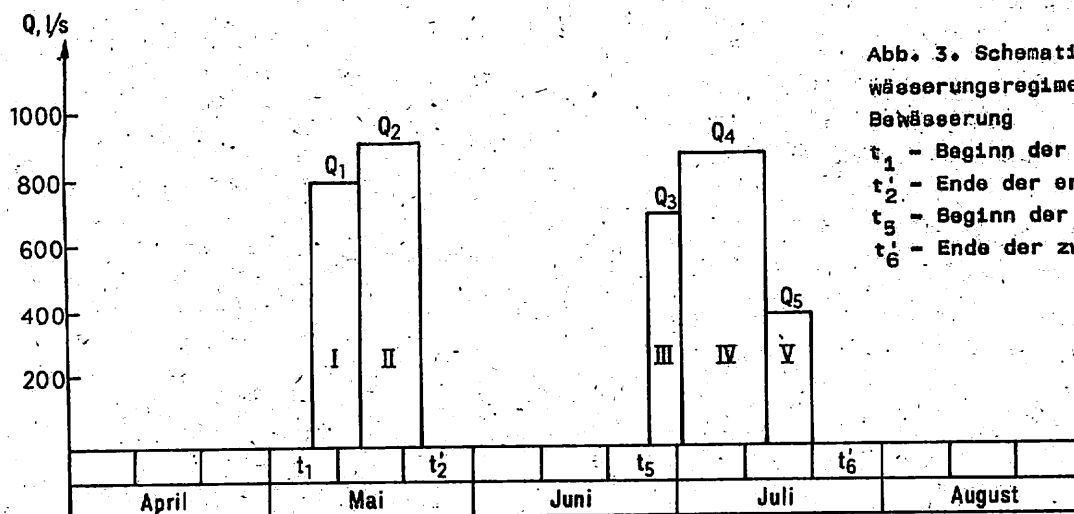
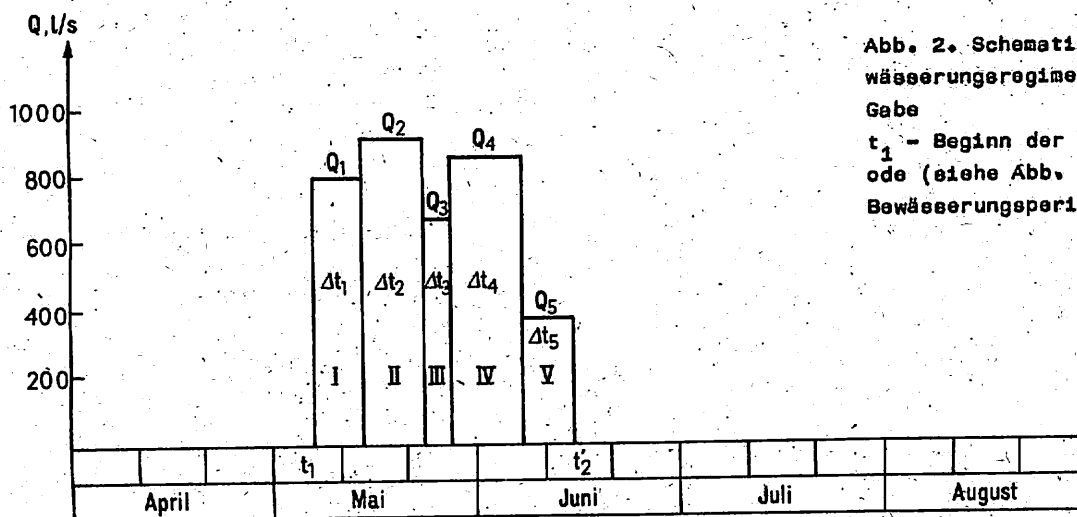
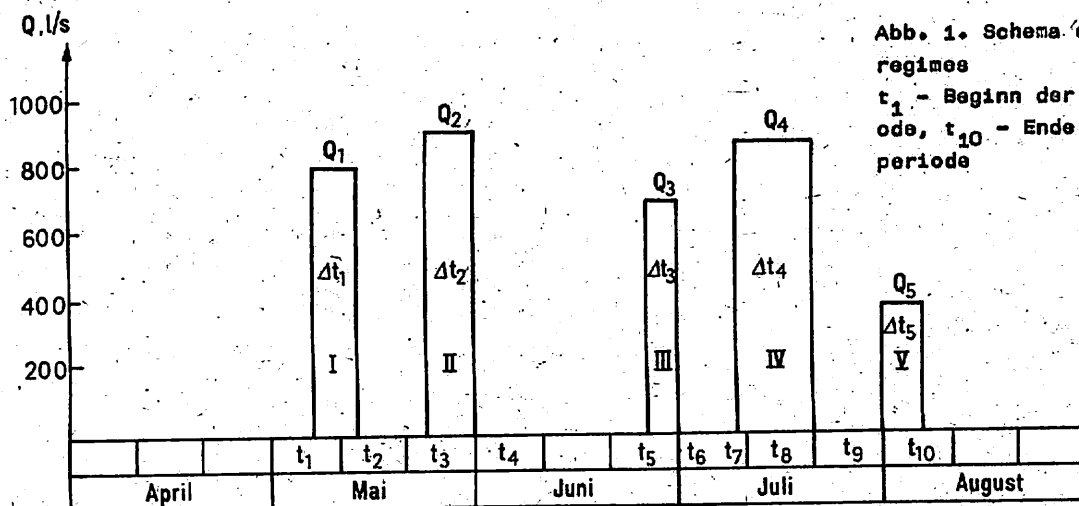
3. Methodik der Prognose von Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit infolge der Verregnung von Gülle

3.1. Prognose der Grundwasserkontamination unter bewässerten Feldern

3.1.1. Schematisierung der Verhältnisse

Angenommen wird, daß ein bewässertes Feld eine rechteckige Form mit den Seitenlängen a und b (m) hat, die Orientierung der Seite a fällt mit der natürlichen Grundwasserfließrichtung zusammen. Die natürliche Filtrationsgeschwindigkeit des Grundwassers beträgt $V_n = K \cdot i$, wobei K der Durchlässigkeitsbeiwert und i das natürliche Gefälle ist. Die mittlere Mächtigkeit des Grundwasserleiters ist m , die Porosität des wassergesättigten Gesteins n , die natürliche Konzentration von Kontaminanten (Nitraten) im Grundwasser C_0 .

Das Feld wird jährlich während der Vegetationsperiode mit Gülle beregnet (VOROŠILOV, ŽITKOV u. a. 1984). Das Bewässerungsregime ist in Abb. 1 gezeigt. Die Bewässerung wird mehrmals mit Pausen durchgeführt. Die Gesamtmenge der zur Bewässerung abgeleiteten Abwässer wird mit W_F bezeichnet. In den weiteren Berechnungen wird dieses Beregnungsregime durch eine ein- (Abb. 2) oder zweimalige (Abb. 3) Bewässerung mit dem gleichen Volumen W_F ersetzt. Wird die Berechnung für eine Bewässerung durchgeführt, so ist deren Dauer T die Summe der für die einzelnen Beregnungen vorgegebenen Zeiten; das Volumen W_F der auf das Feld abgeleiteten Abwässer ist gleich der Summe der in den einzelnen Perioden zur Beregnung gelangenden Abwässer.



Nach Abb. 2 und 3 gilt:

$$T = \Delta t_1 + \Delta t_2 + \Delta t_3 + \Delta t_4 + \Delta t_5$$

und

$$W = Q_1 \Delta t_1 + Q_2 \Delta t_2 + Q_3 \Delta t_3 + Q_4 \Delta t_4 + Q_5 \Delta t_5$$

wobei Q_1 bis Q_5 die täglichen Verregungsmengen (m^3/d) in jeder Bewässerungsperiode sind.

Die Zeit zwischen dem Ende der Bewässerungsperiode im Jahr und deren Beginn im darauffolgenden Jahr wird mit Zwischenperioden (t_m) bezeichnet.

Die Berechnung für 2 Bereisungen, deren Dauer T_1 und T_2 und deren Volumen W_{F1} und W_{F2} betragen, geschieht folgendermaßen (Abb. 3):

$$\begin{aligned} T_1 &= \Delta t_1 + \Delta t_2 \quad \text{und} \quad T_2 = \Delta t_3 + \Delta t_4 + \Delta t_5 \\ W_{F1} &= Q_1 \Delta t_1 + Q_2 \Delta t_2, \quad W_{F2} = Q_3 \Delta t_3 + Q_4 \Delta t_4 + Q_5 \Delta t_5 \\ W_F &= W_{F1} + W_{F2} \end{aligned}$$

Die Zeit zwischen der ersten und der zweiten Beregnung ist t'_M , die Zeit zwischen der zweiten Bewässerung im laufenden Jahr und der ersten im nächsten Jahr ist die Zwischenperiode t_M .

Angenommen werden kann, daß die gesamte verregnete Abwassermenge W_F bis zum Grundwasserspiegel infiltriert und in den Grundwasserleiter gelangt. Die mittlere Konzentration der Kontaminanten (Nitrate) sei C_F . Die Größe von C_F ist im Verhältnis der Differenz $V - V_p$ zur Größe W_F enthalten.

Folgendes Berechnungsschema kann für die Bestimmung der Mineralisation von Grundwasser unter dem Einfluß der Abwasserverregnung verwendet werden: Während der Bewässerungsperiode infiltrieren zur Bewässerung verwendete Abwässer, diese vermischen sich mit dem unter dem bewässerten Feld befindlichen Grundwasservolumen, wobei im Grundwasserleiter kontaminiertes Grundwasser entstehen. In der Zwischenperiode werden diese durch unbeeinflusstes Grundwasser stromabwärts verdrängt. Während der nächsten Bewässerungsperiode vermischen sich wieder infiltrierende Abwässer mit unter dem bewässerten Feld befindlichem Grundwasser, das diesmal aber aus zwei Teilen besteht: aus in der ersten Bewässerungsperiode entstandenen kontaminierten Grundwasser und aus unbeeinflustem Grundwasser, das dieses während der Zwischenperiode z. T. verdrängt hat. Dieser Prozeß setzt sich während den nächsten Bewässerungs- und Zwischenperioden fort. Das kontaminierte Grundwasser kann auch durch Grundwasser verdrängt werden, das aus atmosphärischem Niederschlag neugebildet wird.

3.1.2. Prognose der Grundwasserbeschaffenheitsänderung

Wird die Berechnung für eine einmalige Beregnung durchgeführt, kann die Grundwassergüteentwicklung unter dem bewässerten Feld nach folgender Formel prognostiziert werden:

$$C(j) = (W_F C_F + W_O' C_{(j-1)} + W_O'' C_O) / (W_O + W_F) \quad (3.1.)$$

$C(j)$ - Konzentration der Kontaminanten im Grundwasser unter dem bewässerten Feld im j -ten Jahr nach Beginn der Abwasserverregnung

$C_{(j-1)}$ - Konzentration der Grundwasserkontaminanten im Vorjahr

W_O - gesamtes Grundwasservolumen unter dem bewässerten Feld;

$$W_O = a \cdot s \cdot m \cdot n$$

W_O'' - Volumen unbeeinflusten Grundwassers, das das kontaminierte während der Zwischenperiode verdrängt;

$$W_O'' = s \cdot m \cdot n \cdot X_m, \quad X_m = V/n \cdot t_m$$

W_O' - Volumen des unter dem bewässerten Feld nach der Zwischenperiode verbliebenen kontaminierten Grundwassers;

$$W_O' = s \cdot m \cdot n (a - X_m)$$

Die Konzentration der Kontaminanten ist nach der Bewässerungsperiode im ersten Jahr gleich:

$$C_{(1)} = (W_0 C_0 + W_F C_F) / (W_0 + W_F) \quad (3.2.)$$

Berechnungen nach der Formel (3.1.) haben folgende Besonderheit: Die Konzentration der Kontaminanten im Grundwasser wird für das laufende Jahr auf der Grundlage des vorangegangenen bestimmt. Folglich ist für die Prognose der Konzentration der Kontaminanten im j-ten Jahr die Berechnung für die vorangegangenen (j-ten) Jahre notwendig, beginnend mit dem ersten Jahr. Beispielsweise ist für die Bestimmung der Konzentration im zehnten Jahr nach Beginn der Bewässerung die Kenntnis der Konzentration von Kontaminanten im vorangegangenen Jahr notwendig. Nachdem mit Formel (3.2.) die Konzentration im ersten Jahr bestimmt wurde, kann nach Formel (3.1.) die Konzentration nacheinander für das zweite, dritte, vierte und alle darauffolgenden Jahre bis zum geforderten berechnet werden.

Betrachten wir nun die Entwicklung der Konzentration von Kontaminanten im Bereich von bewässerten Feldern unter Berücksichtigung der atmosphärischen Niederschläge. Die minimale Jahresmenge der auf dem bewässerten Feld infiltrierenden Abwässer kann durch die Formel $W_A = F \cdot H_{\min} \cdot E$ ausgedrückt werden, wobei H_{\min} die minimale Jahresniederschlagsmenge ist und E der Versickerungskoeffizient. Die Nitratkonzentration in den atmosphärischen Niederschlägen wird mit C_A bezeichnet.

Die Konzentration von Kontaminanten im Grundwasser kann für das j-te Jahr nach Bewässerungsbeginn durch folgende Formel berechnet werden:

$$C_{(j)} = (W_F C_F + W_0' C_{(j-1)} + W_0'' C_0 + W_A C_A) / (W_0 + W_F + W_A) \quad (3.3.)$$

Nach dem ersten Bewässerungsjahr ist die Konzentration der Kontaminanten unter dem bewässerten Feld gleich:

$$C_1 = (W_F C_F + W_0 C_0 + W_A C_A) / (W_F + W_0 + W_A) \quad (3.4.)$$

Die Berechnung der Konzentration nach den Formeln (3.3.) und (3.4.) erfolgt analog dem oben dargelegten Prinzip.

Im Ergebnis von Berechnungen nach Formel (3.3.) ergibt sich ein geringerer Anstieg als bei Berechnungen unter Anwendung der Formel (3.1.), was mit der Grundwasserverdünnung durch infiltrierende atmosphärische Niederschläge erklärt werden kann.

Vergleiche von Berechnungen einmaliger und zweimaliger Bewässerung zeigten, daß sich diese nur unbedeutend unterscheiden. Deshalb kann für Oberschlagsrechnungen zur Prognose eine einmalige Abwasserverrieselung angenommen werden, deren Dauer die Summe der einzelnen Bewässerungszeiten und deren Menge alle zur Beregnung gelangenden Abwässer sind.

3.2. Prognose der Ausbreitung von Kontaminanten im Grundwasserleiter

Kontaminanten aus der Beregnung gelangen vorrangig in den ersten Grundwasserleiter, der gewöhnlich ungespannt ist, und verschmutzen diesen. Dieses kontaminierte Grundwasser migriert stromabwärts vom bewässerten Feld. Die Ausbreitung stromaufwärts und seitlich vom bewässerten Feld ist begrenzt.

Die Entfernung X_0 (m/a), die kontaminiertes Wasser in einem Jahr (in 365 Tagen) stromabwärts zurücklegt, beträgt:

$$X_0 = K \cdot i \cdot 365/n \quad (3.5.)$$

K - Durchlässigkeitsbeiwert des wassererfüllten Gesteins (m/d)

i - natürlicher Druckgradient des Grundwassers (dimensionslos)

n - Porosität des wassererfüllten Gesteins (dimensionslos)

Die Konzentration der Kontaminanten (C), die sich auf der Strecke X_0 im Grundwasser befinden,

wird nach den Formeln (3.1.) oder (3.3.) berechnet. Nach den bekannten Größen X_0 und C wird eine Stromröhre ausgegliedert, die aus aufeinanderfolgenden Strecken (Streifen) X_0 besteht und in der die Konzentration der Kontaminanten anwächst (Abb. 5). Die Länge dieser Stromröhre im j -ten Jahr nach Bewässerungsbeginn beträgt

$$X_j = X_0 \cdot j \quad (3.6.)$$

Die Breite (a) entspricht der des bewässerten Feldes (senkrecht zur Grundwasserfließrichtung).

Die in Formel (3.5.) eingehende Größe des Druckgradienten ist nach der Hydroisohypaenkarte zu bestimmen, die auf der Grundlage von Grundwasserspiegelmessungen an einem im Gebiet des bewässerten Feldes befindlichen Pegelnetz konstruiert wird.

Befindet sich im Abstand L vom Feldrand stromabwärts ein Fluß (oder ein anderer Vorfluter), der das Grundwasser entlastet, kann nach folgender Formel die Zeit eingeschätzt werden, in der die Kontamination den Vorfluter erreicht:

$$t = L/X_0 \quad (3.7.)$$

t - Zeit (a)

L - Abstand bis zum Fluß (m)

X_0 - in einem Jahr vom Grundwasser zurückgelegter Weg

Angenommen werden kann, daß sich die Grundwasserkontamination 100 m in die der natürlichen Grundwasserfließrichtung entgegengesetzte Richtung und 200 m senkrecht zu ihr ausbreitet. So kann sich das Verbreitungsgebiet der Grundwasserkontamination unbegrenzt entlang der natürlichen Grundwasserfließrichtung ausbreiten, und bildet entgegen sowie senkrecht davon ein kontaminiertes Gebiet mit einer begrenzten Kontur aus (Abb. 5, 6, 7), die nachfolgend hygienisch bedenkliche Kontur genannt wird.

3.3. Prognose der Beeinflussung von Wasserfassungen durch kontaminiertes Wasser

Gelangt durch das Bewässerungssystem verschmutztes Wasser in Wasserfassungen, kann das zu deren Ausfall führen. Deshalb ist die Prognose der Beeinflussung von Wasserfassungen durch verschmutztes Grundwasser von Bedeutung.

Am ungünstigsten sind die Bedingungen für Brunnen, die sich innerhalb des Verbreitungsgebietes kontaminierter Wasser befinden. Sämtliche Wasserfassungen, die innerhalb des hygienisch bedenklichen Gebietes entgegengesetzt der natürlichen Fließrichtung sowie seitlich vom bewässerten Feld gelegen sind, müssen liquidiert werden, außerdem sämtliche stromabwärts im kontaminierten Gebiet gelegenen Brunnen, die weniger als 2 km vom bewässerten Feld entfernt sind.

Die Liquidierung dieser Brunnen muß nicht sofort geschehen. Zuerst sind die der bewässerten Fläche zunächst liegenden Brunnen zu sperren, danach je nach dem Vordringen der Schadstofffront die weiter entfernten.

Eine weitere mögliche Beeinflussung von Wasserfassungen außerhalb des hygienisch bedenklichen Gebietes durch Kontaminationsquellen hängt in erster Linie davon ab, ob sich diese im Einzugsgebiet der Brunnen befinden (GOLDBERG u. GAZDA 1984; GOLDBERG 1982).

Befinden sich Brunnen (oder eine auf begrenzter Fläche liegende Brunnengruppe) entgegengesetzt der natürlichen Grundwasserfließrichtung, dann werden diese von der Grundwasserkontamination beeinflusst, wenn

$$X_A > X_1 \text{ ist} \quad (3.8.)$$

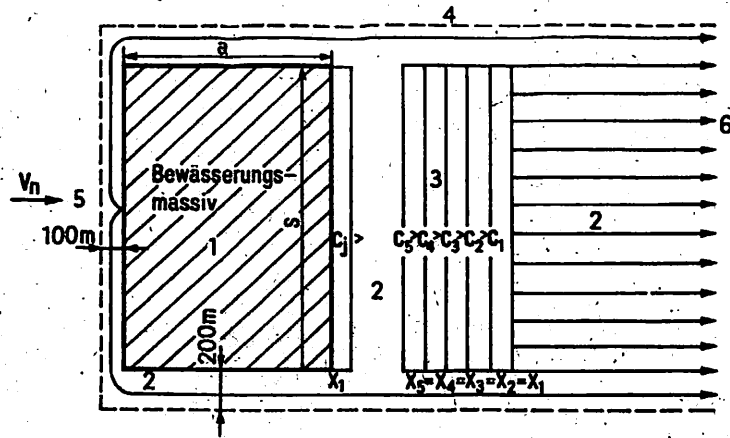


Abb. 4. Schema des Bewässerungsmassivs und der Ausbreitungsfläche des kontaminierten Wassers
 1 - Bewässerungsmassiv, 2 - Ausbreitungsareole der Kontamination in Fließrichtung, 3 - Bereiche kontaminierten Wassers unterschiedlicher Konzentration, 4 - Kontur der kontaminierten Areole, 5 - Fließrichtung, 6 - Stromlinien

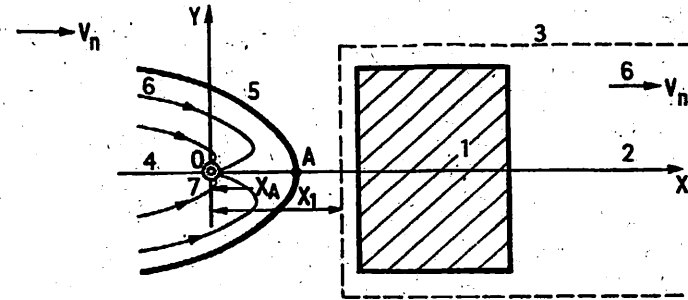


Abb. 5. Lageschema einer Wasserfassung stromoberhalb des Bewässerungsmassivs
 1 - Bewässerungsmassiv, 2 - Areole des kontaminierten Grundwassers, 3 - Kontur der kontaminierten Areole, 4 - Alimentationsgebiet der Fassung, 5 - Grenze des Einzugebietes der Fassung, 6 - Stromlinien, 7 - Brunnen

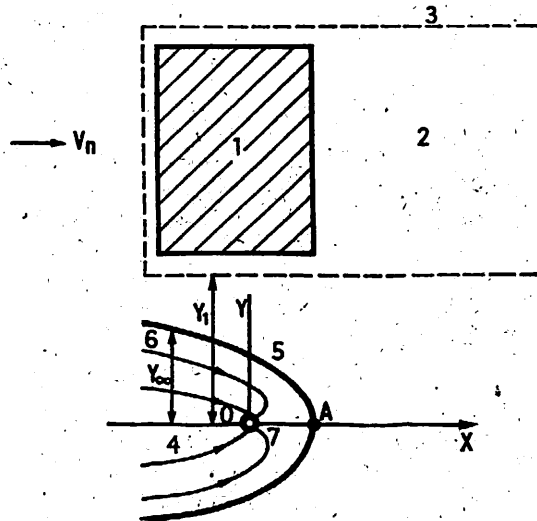


Abb. 6. Lageschema der Wasserfassung seitlich vom Bewässerungsmassiv
 (Legende siehe Abb. 5)

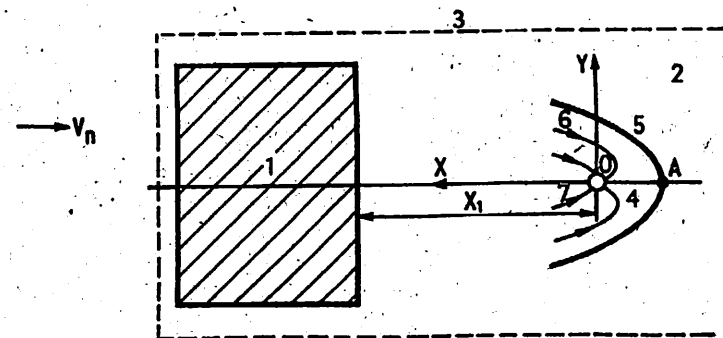


Abb. 7. Lageschema der Wasserfassung stromunterhalb des Bewässerungsmassivs
 (Legende siehe Abb. 5)

X_1 - Abstand der Brunnen von der hygienisch bedenklichen Kontur

X_A - Einflußradius der Wasserfassung in Richtung des Kontaminationsherdes

X_A kann nach folgender Formel bestimmt werden:

$$X_A = Q / (2 \pi m K 1). \quad (3.9.)$$

Q - Fördermenge der Wasserfassung (m^3/d)

m - Mächtigkeit des Grundwasserleiters (m)

Liegt die Wasserfassung seitlich vom bewässerten Feld, dann tritt bei

$$Y_{\infty} > Y_1 \quad (3.10.)$$

eine Beeinflussung durch kontaminiertes Grundwasser ein, während bei

$$Y_{\infty} \leq Y_1 \quad (3.11.)$$

die Brunnen unbeeinflusst bleiben.

Y_{∞} kann nach der Formel

$$Y_{\infty} = Q / C2 \pi K 1 \quad (3.12.)$$

berechnet werden.

Wenn das Einzugebiet der Brunnen kontaminierte Gebiete erfaßt (3.9.; 3.11.) bzw. sich die Wasserfassung innerhalb des unmittelbar von der Bewässerung hervorgerufenen kontaminierten Gebietes befindet, dann ist die Migrationszeit bis zum Brunnen (bzw. bis zur Brunnengruppe) einzuschätzen.

Befindet sich die Wasserfassung entgegengesetzt zur natürlichen Grundwasserfließrichtung, oder senkrecht zum bewässerten Feld, kann die Migrationszeit nach folgender Formel größenordnungsmäßig und mit Sicherheit bestimmt werden.

$$T = \pi m n X_1^2 / Q \quad (3.13.)$$

X_1 (oder Y_1) - Abstand des Brunnens vom hygienisch bedenklichen Gebiet (m)

Q - Fördermenge des Brunnens (m^3/d)

n - Porosität des wassererfüllten Gesteins (dimensionslos)

m - Mächtigkeit des Grundwasserleiters (m)

Befindet sich die Wasserfassung im kontaminierten Gebiet stromab der Fließrichtung vom bewässerten Feld (Abb. 7), dann wird die Migrationszeit nach folgender Formel berechnet:

$$T = n / V_n (X_1 - X_A \ln(X_1 / X_A + 1)) \quad (3.14.)$$

X_1 - Entfernung vom Brunnen zum bewässerten Feld oder bis zur Kontur des kontaminierten Gebietes;

X_A ist nach Formel (3.9.) zu bestimmen

Die Berechnung der Beeinflussung von Wasserfassungen durch Kontaminationsquellen und ihres zeitlichen Ablaufes ist notwendig zur Schaffung eines Modells der Grundwasserkontamination, zur Begründung von Maßnahmen zum Grundwasserschutz sowie zur Einschätzung der Außerbetriebnahme von Wasserfassungen und des zeitlichen Ablaufes ihrer Umsetzung auf neue Standorte.

3.4. Die Ausbreitung von Bakterien im Grundwasser

Im Unterschied zur Kontamination mit Nitraten ist die Verbreitungsaureole von pathogenen Keimen im Grundwasser infolge ihrer verhältnismäßig geringen Überlebensdauer begrenzt. Im Abschnitt 1 wurde bereits die Überlebensdauer von Mikroorganismen mit 50 und 400 Tagen angegeben. Diese Zeit wird mit t_0 bezeichnet. Der Weg, den Bakterien im Grundwasser zurücklegen können, wird nach der Formel (3.15.) bestimmt.

$$x \approx t_0 \frac{Vn}{n} \quad (3.15.)$$

$$V_n = K \cdot i$$

K - Durchlässigkeitsbeiwert

i - Druckgradient

n - Porosität

Die Verteilung der Bakterienkonzentration in einer Stromröhre kann nach folgender Formel berechnet werden (BOČEVER, LAPŠIN u. ORDOVSKAJA 1979)

$$C = C_0 (1 - \text{EXP}(-\alpha t + \beta t) - \text{EXP}(-\alpha t))^{-1} \quad (3.16.)$$

α, β - Parameter, die die Sorption der Mikroorganismen durch Gesteine charakterisiert

Diese Parameter können aus den Ergebnissen von Freilanduntersuchungen bestimmt werden, wobei zu den Zeiten t_1 und t_2 die Mikroorganismenkonzentration im Abstand X_1 von der Kontaminationsquelle gemessen wird:

$$\alpha = \frac{1}{t_2 - t_1} \ln \frac{\bar{C}_2 (1 - \bar{C}_1)}{\bar{C}_1 (1 - \bar{C}_2)} \left[1/d \right] \quad (3.17.)$$

$$\beta = \frac{1}{X_1} \ln \left[1 + \frac{1 - \bar{C}_1}{\bar{C}_1} \text{EXP}(\alpha t_1) \right] \left[1/m \right] \quad (3.18.)$$

β kann aus der Mikroorganismenkonzentration im Punkt X_1 im Moment t bestimmt werden, was sich in der Formel (3.18.) widerspiegelt und auch für die Zeit t_2 gilt. Die Konzentrationen \bar{C}_1 und \bar{C}_2 sind entsprechend gleich C_1/C_0 bzw. C_2/C_0 .

4. Ausgewählte Aspekte der Methodik hydrogeologischer Untersuchungen zum Grundwasserschutz bei der Viehzucht-Abwasser-Verregnung

4.1. Untersuchung der Geschüttheit des Grundwassers

Zur Verregnung von Viehzucht-Abwässern sind Flächen auszuwählen, die sich durch die beste Geschüttheit des Grundwassers auszeichnen. Deshalb ist vor der Standortwahl für die Entsorgung der Viehzucht-Abwässer die Geschüttheit des Grundwassers zu untersuchen und zu kartieren. In GOLDBERG u. GAZDA (1984) ist die Methodik zur Einschätzung der Geschüttheit beschrieben. Sie hängt vom Bau der Aerationzone ab. Deshalb müssen bei ihrer Erkundung folgende Faktoren in die hydrogeologischen Untersuchungen einbezogen werden:

- Mächtigkeit der Aerationzone (bzw. Flurabstand des Grundwassers),
- Vorhandensein schwach durchlässiger Ablagerungen in der Aerationzone (Ton, Schluff, Lehm) und deren Mächtigkeit, Lithologie, Durchlässigkeit sowie Sorptionsverhalten.

Am schwierigsten ist die Quantifizierung des Sorptionsverhaltens der Gesteine. Aus diesem Grunde bleiben die Sorptionsprozesse oft bei der Einschätzung der Geschüttheit unberücksichtigt, obwohl deren Bedeutung außer Zweifel steht.

Bei der Bestimmung der Mächtigkeit der Aerationzone müssen die Amplitude der Grundwasserpiegelschwankungen und der durchschnittliche Flurabstand, der aus dem Mittel zwischen dem Maximal- und Minimalwert berechnet wird, ausgewiesen werden.

Die Mächtigkeit der schwachdurchlässigen Ablagerungen ergibt sich aus der Summe der Mächtigkeit der einzelnen Schichten; doch ist das kein einfaches Addieren, sondern eine sogenannte virtuelle Wichtung der Mächtigkeiten im Profil (VASIL'EV, VERIGIN u. a. 1970), bei der die Durchlässigkeit der Schichten mit berücksichtigt wird.

Die Filtrationsparameter schwachdurchlässiger Ablagerungen werden entweder im Ergebnis von Felduntersuchungen (Sickerversuche in Schürfen und Bohrungen), oder durch Laborversuche an Bodenproben bestimmt. Außerdem können die geohydraulischen Parameter für Ablagerungen bestimmter lithologischer Typen aus der Dokumentation früherer Erkundungen im Untersuchungsgebiet oder benachbarten Territorium bzw. aus der Literatur entnommen werden.

Eine bedeutende Rolle spielt der Bodenhorizont, in dem sich die Prozesse der physikochemischen und biochemischen Stoffumwandlung, -zerlegung und -akkumulation am aktivsten abspielen. Hierbei hat der Humusgehalt des Bodens vorrangige Bedeutung.

Die Migration von Stickstoffverbindungen in der Aerationzone wird unter anderem von den hier herrschenden Redoxverhältnissen beeinflusst. Im reduzierenden Milieu liegt Stickstoff als Ammonium vor, während im oxydierenden Milieu Nitrat vorherrscht. Ammonium ist besser sorbierbar als Nitrat, deshalb ist dessen Migrationsfähigkeit geringer als die des Nitrats. Folglich ist die Stickstoffmigration im oxydierenden Milieu intensiver als im reduzierenden.

4.2. Untersuchung des Grundwasserleiters

Um eine Prognose der Grundwasserkontamination nach der im Abschnitt 3 dargelegten Methodik geben zu können, ist die Kenntnis folgender Parameter notwendig:

- Mächtigkeit des Grundwasserleiters,
- Grundwasserfließrichtung und Druckgradienten,
- Durchlässigkeitsbeiwert und Porosität der wasserführenden Ablagerungen.

Diese Parameter sind auf der zu bewässernden Fläche und im voraussichtlich kontaminierten Gebiet zu bestimmen.

In die Berechnungen geht die durchschnittliche Mächtigkeit des Grundwasserleiters ein (mittlere und minimale Werte unter Berücksichtigung der Grundwasserspiegelschwankungen).

Auf dem Territorium werden Erkundungsbohrungen abgeteuft, die zum Teil als Grundwasserbeobachtungsröhre weiter genutzt werden können. Die Bohransatzpunkte sind so auszuwählen, daß die Fläche gleichmäßig erkundet ist. Im Ergebnis von Grundwasserspiegelmessungen in diesen Bohrungen wird eine Hydroisohypsenkarte konstruiert, aus der die Grundwasserfließrichtung und die Druckgradienten bestimmt werden können. Solche Karten sind für verschiedene Zeiten zu konstruieren, vor allem für die Periode intensiver Speisung des Grundwassers und für die Niedrigwasserperiode. An einigen Standorten, die sich unbedingt im kontaminierten Gebiet befinden müssen, sind Pump- und Migrationsversuchsgruppen zu errichten. Die Anzahl dieser Standorte hängt von der Größe des zu untersuchenden Gebietes ab; im Durchschnitt sollten 4 bis 6 Bohrungsgruppen abgeteuft werden.

Ist die Mächtigkeit des Grundwasserleiters gering (15 bis 20 m), dann muß die Pump- und Migrationsversuchsgruppe aus einem Brunnen und einem Grundwasserbeobachtungsröhr bestehen, deren Filter im gleichen Teufenintervall ausgebaut sind. Bei größerer Mächtigkeit des Grundwasserleiters (größer als 20 bis 25 m) sind je zwei Versuchsburgen und Grundwasserbeobachtungsröhre zu errichten, wobei sich die Filter des einen Paares im oberen Teufenintervall befinden sollten, während das andere Paar im tieferen Bereich des Grundwasserleiters auszubauen ist. So wird der obere und der untere Teil des Grundwasserleiters durch einzelne Pump- und Migrationsversuche erkundet, deren Dauer einige Tage betragen sollte. Die übrigen abgeteuften einzelnen Bohrungen sind durch Kurzpumpversuche zu beproben.

An den Pump- und Migrationsversuchsgruppen sind die Pumpversuche mit Tracer-Versuchen (Migrationsversuchen) zu kombinieren, in deren Ergebnis die Abstandsgeschwindigkeit und das durchströmte Porenvolumen bestimmt wird. Dazu wird ein Tracer in das Grundwasserbeobachtungsrohr eingeleitet und im aus der Zentralbohrung abgepumpten Wasser fixiert. An aus zwei Paaren bestehenden Pump- und Migrationsversuchsgruppen, die im oberen und unteren Teufenintervall ausgebaut sind, können Tracer-Versuche in verschiedenen Modifikationen ausgeführt werden. So kann z. B. der Tracer in den oberen Brunnen eingeleitet und während des Pumpversuches im aus dem unteren Brunnen abgepumpten Wasser fixiert werden und umgekehrt. In diesem Falle wird die vertikale Abstandsgeschwindigkeit und die Anisotropie des Grundwasserleiters bestimmt. Der Indikator kann auch in ein Grundwasserbeobachtungsrohr eingeleitet und beim Pumpversuch aus dem entsprechenden Brunnen beobachtet werden; hierbei werden das durchströmte Porenvolumen und die horizontale Abstandsgeschwindigkeit bestimmt.

4.3. Auswahl der Standorte für Gütepegel zur Kontrolle der Grundwasserkontamination

Die Errichtung eines Gütepegelnetzes zur Kontrolle von Kontaminationsquellen und Wasserwerken ist eine wichtige Maßnahme zur Untersuchung sowohl der regionalen als auch der von Viehzuchtanlagen ausgehenden Grundwasserkontamination. Das Gütepegelnetz an Wasserwerken sowie Objekten der Landwirtschaft und Industrie wird lokal konzentriert angelegt, im Unterschied zum regionalen Monitoring, das mehr oder weniger über große Flächen (Regionen) gleichmäßig verteilt durchgeführt wird.

Die Grundwasserbeobachtungsrohre bilden ein Sonderpegelnetz, das im Zusammenhang mit dem Grundwasserschutz im Bereich von wesentlichen Kontaminationsquellen und Wasserwerken folgende Aufgaben zu erfüllen hat:

1. Rechtzeitiges Feststellen von Grundwasserkontaminationen (das hat im Bereich von Wasserwerken besondere Bedeutung);
2. Untersuchung der zeitlichen und räumlichen Dynamik der Grundwasserkontamination, d. h. Bestimmung der Migrationsrichtung und -geschwindigkeit sowie der Verbreitungseureole der Kontaminanten;
3. Untersuchung der Migration der Kontaminanten unter Berücksichtigung ihrer physikochemischen Wechselwirkung mit dem Grundwasser und dem Gestein sowie natürlicher Selbstreinigungsprozesse;
4. Korrektur der Prognosen zur Ausbreitung der Grundwasserkontamination im Ergebnis der Beobachtung der wirklichen Migration und auf dieser Grundlage Vervollkommnung der Methodik weiterer Prognosen (GOLDBERG u. GAZDA 1984).

Bei der Anlage des Gütepegelnetzes auf Entsorgungsflächen für Viehzucht abwässer sind folgende Punkte zu berücksichtigen:

- Lage, Ausdehnung und Konfiguration der zu bewässernden Fläche;
- Aufbau des Grundwasserleiters (Mächtigkeit, Inhomogenitäten) und seine Randbedingungen;
- natürliche Grundwasserfließrichtung;
- Migrationsgeschwindigkeit des kontaminierten Grundwassers;
- Standort nahegelegener Wasserwerksbrunnen.

Die Anzahl der Gütepegel und deren Lage muß "gleitend" sein, d. h., mit dem Vorrücken der Schadstofffront muß in Abhängigkeit von deren Charakteristik das Gütepegelnetz erweitert werden. Da durch das Monitoring Veränderungen in der hydrochemischen Situation erfaßt werden müssen, ist die Migrationsgeschwindigkeit der Kontaminanten der entscheidende bei der Anlage des Gütepegelnetzes zu berücksichtigende Faktor. Außerhalb der Entsorgungsfläche werden die Grundwasserbeobachtungsrohre in der natürlichen Fließrichtung und in Richtung nahegelegener Wasserfassungen angelegt.

Bei der Errichtung von Gütepegeln außerhalb der mit Abwasser zu bewässernden Fläche sind folgende Faktoren zu berücksichtigen:

1. Grundwasserfließrichtung und -geschwindigkeit;
2. Inhomogenität der Durchlässigkeit und Lage von Bereichen mit erhöhter Transmissivität;
3. Lage nahegelegener Wasserfassungen und deren Entfernung von der Kontaminationsquelle;
4. Ausdehnung und Konfiguration der Güllestapelbecken;
5. ungefähre Lage des Kanalisationssystems (Kollektoren, Rohrleitungen), das ebenfalls als Kontaminationsquelle auftreten kann;
6. Entfernung der Güllestapelbecken zur Vorflut;
7. tektonische Störungen und lithologische "Fenster".

Die Grundwasserbeobachtungsrohre werden vor allem in der natürlichen Fließrichtung und in Richtung nahegelegener Wasserfassungen angelegt. Das natürliche Fließgeschehen im Grundwasserleiter bedingt die ungleichmäßige Ausbreitung der Kontaminanten, denn entgegengesetzt der Fließrichtung ist die Migration sehr langsam und die Verbreitungsaureole begrenzt, während die Migration in Fließrichtung rasch verläuft.

In der Umgebung der Entsorgungsfläche werden in jedem Profil 2 bis 4 Bohrungen abgeteuft. Der Abstand zwischen den Gütepegeln wird von der Migrationsgeschwindigkeit diktiert. Liegen die Bohrungen zu weit voneinander und von der Entsorgungsfläche entfernt, ist es möglich, daß keine Grundwasserkontamination festgestellt wird. Stehen die Bohrungen jedoch zu nahe beieinander und in der Nähe der Entsorgungsfläche, kann die Schadstofffront diese nach verhältnismäßig kurzer Zeit erreichen, so daß die weitere Güteüberwachung die Dynamik der Grundwasserkontamination nicht mehr erfaßt. Deshalb ist bei der Auswahl der Entfernung zwischen den Gütepegeln die Migrationsgeschwindigkeit zu berücksichtigen. Als Faustregel gilt, daß die in Richtung der natürlichen Grundwasserströmung oder die zu Wasserfassungen der Entsorgungsfläche am nächsten gelegenen Gütepegel 50 bis 100 m von dieser entfernt sein sollten, während der Abstand zwischen den anderen Bohrungen 100 bis 200 m betragen kann.

Die Erweiterung des Gütepegelnetzes muß auf früher durchgeführten Beobachtungen des Regimes und der Ausbreitung der Schadstofffront basieren.

Außerdem müssen entgegengesetzt der Grundwasserfließrichtung und seitlich der Entsorgungsfläche Gütepegel errichtet werden.

Bei der Anlage des Gütepegelnetzes ist zu berücksichtigen, daß dieses ein flächendeckendes Bild von der Grundwasserkontamination geben muß.

Die Gütepegel sind im unbedeckten Grundwasserleiter auszubauen; ist dessen Mächtigkeit groß (größer als 20 bis 25 m), sind einige Bohrungen zu Mehrfachpegeln auszubauen, entweder im oberen und unteren Teufenintervall oder im oberen, mittleren und unteren Bereich des Grundwasserleiters. Das hängt von der Mächtigkeit und Homogenität des Grundwasserleiters ab. Sollen Gütepegel in tieferen Horizonten ausgebaut werden, ist auf die Isolation des unbedeckten Grundwasserleiters zu achten, um die Kontamination des tieferen zu verhindern.

Für das Gütepegelnetz sind Altbohrungen, Pump- und Migrationsversuchsgruppen sowie vorhandene Brunnen und andere Aufschlüsse zu verwenden.

Literatur

- BOČEVER, F.M.; LAPŠIN, N.N.; ORADOVSKAJA, A.E.: Zaščita podzemnych vod ot zagrjaznenija. - Moskva: Izdat. Nedra 1979
- BRILING, I.A.: Nitratnoe zagrjaznenie podzemnych vod udobrenijami. - Hidrogeol. i inž. geologija: Obzor VIEMS 1985. 49 S.
- DERŽAVIN, L.M.; SEDOVA, E.V.; CHLYSTOVA, A.F.: Erimenie mineral'nych udobrenij i okružajuščaja sreda (Obzor). - Agrochimija (1982) 1, S. 121 - 133
- GOLDBERG, E.I.: Prognoz vlijanja orošenija stokami životnovodčeskich kompleksov na kačestve podzemnych vod. - In: Hidrogeologičeskoe obosnovanie podzemnogo zachoroneniya promstokov i ochrany podzemnych vod ot zagrjaznenija. Moskva: Rotaprint VSEGINGEO, vyp. 146, 1982
- GOLDBERG, V.M.; GAZDA, S.: Hidrogeologičeskie osnovy ochrany podzemnych vod ot zagrjaznenija. - Moskva: Izdat. Nedra 1984
- Hidrogeologičeskie prognozy kačestva podzemnych vod na vodozaborach. - Moskva: Izdat. Nedra 1986
- GONČARUK, E.I. u.a.: Sanitarно-bakteriologičeskaja ocenka počvennoj očiutki stočnych vod svinovodčeskich kompleksov. - Gigiena i Sanitarija, Moskva (1980) 10, S. 86 - 88
- IVANOV, A.M.: Sanitarно-gigieničeskaja ocenka sistemy udaleniya i utilizacii navoznych stokov na promyšlennom životnovodčeskom komplekse. - Gigiena i Sanitarija, Moskva (1977) 3, S. 22 - 26
- JOHANISS, E.Ja.; IYČAR, P.; KIL'DER, P.: Rasprostranenie nekotorych ingredientov otchodov životnovodstva v morenyh gruntach Estonii. - Izvest. AN Eston. SSR, Geologija, Tallin 31 (1982) 1, S. 33 - 35
- LAMOS, D.; POLAK, R.: Niektore problemy využivama zdrojov podzemnej vody vztahu k polnohoopodarekemu zněcistovanju. - Vodni Hosp., Praha 31 (1981) 9, S. 227 - 230
- KINK, CH.A.; METELANG, T.; MAASTIK, A.A.; SOONSEJN, R.E.; SOKK, O.P.; TYNISSOO, V.JU.: Issledovanie rasprostraneniya zagrjaznenija sel'skochozjajstvennogo proischoždenija v podzemnoj vode i puti ego predotvraščeniya. - In: Materialy 6-go Vees. simpoz. po sovrem. probl. samoočiščeniya vodočemov i regulir. kačestva vody, Tallin, 16 - 18 apr. 1979, sekc. 3. Regulirovanie kačestva vody, vključaja problemy perebroeki stoka reki Nevy, T. 1. Tallin 1979, S. 76 - 78
- KONDRATAS, A.P.: Vlijanie svinovodčeskich stokov na chimičeskij sostav gruntovyh vod opytnogo učastka "Sirvintoe". - In: Metody issledovaniya zagrjaznenija podzemnych vod Pribaltiki. Tezisy Dokladov naučno-proizvodstvennogo seminar. Sautdaj 1981. Vil'njus 1981, S. 76 - 79
- KOVRIGO, V.P.; TRAJANOVA, E.M.: Počvennaja adsorbciya nitratov. - Agrochimija, Moskva (1982) 10, S. 17 - 23
- MAGMEDOVA, V.G.; ZACHARČENKO, M.A.: Ocenka vlijaniya stočnych vod životnovodčeskich kompleksov na kačestve podzemnych i poverchnostnyh vod na primere Levoberežnoj Ukrainy. - In: Kompleksnye vodoohrannye meroprijatija. Char'kov 1981, S. 71 - 78
- MERENJUK, G.V. u.a.: Životnovodčeskie komplekxy i ochrana okružajuščej sredy ot bakteriologičeskogo zagrjaznenija. - Gigiena i Sanitarija, Moskva (1979) 2, S. 69 - 72
- Gigieničeskie aspekty primeneniya otchodov životnovodstva v sel'skom chozjajstve. - Gigiena i Sanitarija, Moskva (1981) 1, S. 68 - 71
- MIRONENKO, A.M.; IVANOV, A.N.: Gigieničeskoe obosnovanie razmeščeniya v sel'skoj mestnosti krupnyh životnovodčeskich kompleksov. - Gigiena i Sanitarija, Moskva (1976) 11, S. 20 - 22
- MIRONENKO, A.M.; NIKITIN, D.P.: Krupnye životnovodčeskie komplekxy i okružajuščaja sreda. - Moskva 1980
- ORADOVSKAJA, A.E.; MOLOŽAVAJA, E.I.: Migracija mikrobných zagrjaznenij v podzemnych vodach. - Tr. VODGEO, Moskva 63 (1977) S. 70 - 77
- PALTANOVICJUS, JU.P.: Migracija azota v porodach zony aeracii karstovogo rayona Litovskoj SSR. - In: Dostizhenija i zadaci issledovaniya po geologii Lit. SSR, materialy 6-j naučnoj konferencii geologov Litvy. Vil'njus, Nov. 1981, Vil'njus 1981, S. 209 - 211
- RUSJAEV, A.P.; LIVSIC, L.L. u.a.: Gigieničeskaja ocenka sostojaniya okružajuščej sredy v rayonach razmeščeniya krupnyh životnovodčeskich kompleksov. - Gigiena i Sanitarija, Moskva (1982) 11, S. 8 - 10
- TRYON, CH.P.: Ground-water quality variation in Phelps County, Missouri. - Ground Water, Urbana 14 (1976) 4, S. 214 - 223

VASIL'EV, S.V.; VERIGIN, N.N.; GLEJZER, B.A. u.a.: Metody fil'tracionnyh raschetov gidromelioregulyativnyh sistem. - Moskva: Izdat. Kolos 1970

VASKULAT, N.P.: Dinamika processov samoочиščeniya počvy ot zagrjazneniya otchodami životnovodčeskich kompleksov, - Gigiena i Sanitarija, Moskva (1981) 7, S. 22 - 24

VASKULAT, N.P.; NIKULA, R.G.; BONDARČUK, M.I.; DIODJUK, É.G.: Prjamoje dejstvie i posledejstvie židkogo navoza na sanitarnoe sostojanie počvy i urožaj sel'skochozjajstvennyh kul'tur. - Gigiena naselennyh mest, Kiev (1980) 19, S. 95 - 99

VOROŠILOV, JU.I. u. V.I.; KOVALEV, N.G.; MAL'CMAN, T.S.: Očistka, utilizacija i vlijanie na prirodnuju sredu stočnyh vod životnovodčeskich kompleksov (obzornaja informacija). - Moskva 1979

VOROŠILOV, V.I.; ŽITKOV, V.S.; MAL'CMAN, T.S.; SMIRNOV, P.P.: Ispol'zovanie stočnyh vod životnovodčeskich kompleksov na orošenie s učetom ochrany okružajuščej sredy. Obzornaja informacija. - Moskva 1984, 60