

SV-015

Retentieafstanden van organische en
microbiële verontreinigingen bij interactie
tussen oppervlakte- en grondwater:
Drinkwaterwinning Weerseloseweg, Enschede

Fase 1

J. Joziasse, H.H.M. Rijnaarts, M.H.A. van Eekert (TNO-MEP)
P.J. Stuyfzand, J.W. Kooiman, G.J. Medema (Kiwa)
C.B.M. te Stroet (NITG-TNO)
J.H. Hoogendoorn, J.H.A. Driessen (WMO)
A.W.J.M. Nass (Provincie Overijssel)

juni 2002

Gouda, SKB

Auteursrechten

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze opgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen of op enige andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van SKB.

Het is toegestaan overeenkomstig artikel 15a Auteurswet 1912 gegevens uit deze uitgave te citeren in artikelen, scripties en boeken mits de bron op duidelijke wijze wordt vermeld, alsmede de aanduiding van de maker, indien deze in de bron voorkomt, "©" Retentieafstanden van organische en microbiële verontreinigingen bij interactie tussen oppervlakte- en grondwater: Drinkwaterwinning Weerseloseweg, Enschede - Fase 1", juni 2002, SKB, Gouda."

Aansprakelijkheid

SKB en degenen die aan deze publicatie hebben meegewerkt, hebben een zo groot mogelijke zorgvuldigheid betracht bij het samenstellen van deze uitgave. Nochtans moet de mogelijkheid niet worden uitgesloten dat er toch fouten en onvolledigheden in deze uitgave voorkomen. Ieder gebruik van deze uitgave en gegevens daaruit is geheel voor eigen risico van de gebruiker en SKB sluit, mede ten behoeve van al degenen die aan deze uitgave hebben meegewerkt, iedere aansprakelijkheid uit voor schade die mocht voortvloeien uit het gebruik van deze uitgave en de daarin opgenomen gegevens, tenzij de schade mocht voortvloeien uit opzet of grove schuld zijdens SKB en/of degenen die aan deze uitgave hebben meegewerkt.

Copyrights

All rights reserved. No part of this publication may be reproduced, stored in a retrieval system, or transmitted, in any form or by any means, electronic, mechanical, photocopying, recording and/or otherwise, without the prior written permission of SKB.

It is allowed, in accordance with article 15a Netherlands Copyright Act 1912, to quote data from this publication in order to be used in articles, essays and books, unless the source of the quotation, and, insofar as this has been published, the name of the author, are clearly mentioned, "©"Retention distances of organic and microbial contaminants during interaction between surface water and groundwater: Drinking water extraction at Weerseloseweg, Enschede", June 2002, SKB, Gouda, The Netherlands."

Liability

SKB and all contributors to this publication have taken every possible care by the preparation of this publication. However, it can not be guaranteed that this publication is complete and/or free of faults. The use of this publication and data from this publication is entirely for the user's own risk and SKB hereby excludes any and all liability for any and all damage which may result from the use of this publication or data from this publication, except insofar as this damage is a result of intentional fault or gross negligence of SKB and/or the contributors.

Titel rapport

Retentieafstanden van organische en microbiële verontreinigingen bij interactie tussen oppervlakte- en grondwater: Drinkwaterwinning Weerseloseweg Enschede

SKB rapportnummer

SV-015

Fase: 1

Project rapportnummer

SV-015

Auteur(s)

J. Joziase, H.H.M. Rijnaarts, M.H.A. van Eekert (TNO-MEP)
P.J. Stuyfzand, J.W. Kooiman, G.J. Medema (Kiwa)
C.B.M. te Stroet (NITG-TNO)
J.H. Hoogendoorn, J.H.A. Driessen (WMO)
A.W.J.M. Nass (Provincie Overijssel)

Aantal bladzijden

Rapport: 49

Bijlagen: 0

Uitvoerende organisatie(s) (Consortium)

TNO-MEP, Apeldoorn (055 - 549 3493)
Kiwa, NITG-TNO, WMO, Provincie Overijssel

Uitgever

SKB, Gouda

Samenvatting

De voornaamste projectdoelstelling was om meer inzicht te verkrijgen in de benodigde retentietijden voor de verwijdering van organische en microbiële verontreinigingen uit oppervlaktewater dat in een bodemsysteem wordt geïnfiltreerd voor de productie van drinkwater. Testlocatie was de winning aan Weerseloseweg te Enschede, waar water uit het Twentekanaal wordt geïnfiltreerd. Het concept is, dat organische componenten tijdens bodempassage uit het water worden verwijderd door natuurlijke afbraak en adsorptie. De pathogene micro-organismen worden voornamelijk via colloïdale filtratie en natuurlijke afstervingsmechanismen uit het grondwater verwijderd. Na een beperkt hydrochemisch onderzoek zijn de hydrologie en bodemopbouw via sonderingen nader in kaart gebracht en is aandacht besteed aan de kwaliteit van het ingenomen water, de geochemie en de samenstelling van het grondwater op de proeflocatie. De concentraties aan organische microverontreinigingen in de bodem bleken allemaal onder de detectiegrens te liggen. Het belangrijkste (potentiële) probleem is gelegen in de microbiologische kwaliteit, d.w.z. het gehalte aan pathogene micro-organismen.

Trefwoorden**Gecontroleerde termen:**

afbraak
drinkwater
grondwater
microverontreinigingen
pathogenen

Vrije trefwoorden:

infiltratie
natuurlijke afbraak
oppervlaktewater
organische microverontreinigingen
pathogene micro-organismen

Titel project

Retentieafstanden van organische en microbiële verontreinigingen bij interactie tussen oppervlakte- en grondwater.

Projectleiding

TNO-MEP (dr. J. Joziase 055 - 549 3493)

Dit rapport is verkrijgbaar bij:

SKB, Postbus 420, 2800 AK Gouda

Report title

Retention distances of organic and microbial contaminants during interaction between surface water and groundwater:
Drinking water extraction at Weerseloseweg, Enschede

SKB report number

SV-015

Phase: 1

Project report number

SV-015

Author(s)

J. Joziasse, H.H.M. Rijnaarts, M.H.A. van Eekert (TNO-MEP)
P.J. Stuyfzand, J.W. Kooiman, G.J. Medema (Kiwa)
C.B.M. te Stroet (NITG-TNO)
J.H. Hoogendoorn, J.H.A. Driessen (WMO)
A.W.J.M. Nass (Provincie Overijssel)

Number of pages

Report: 49

Appendices: 0

Executive organisation(s) (Consortium)

TNO-MEP, Apeldoorn (+31-55-549 3493)
Kiwa, NITG-TNO, WMO, Provincie Overijssel

Publisher

SKB, Gouda

Abstract

The primary aim of the project was to gain more insight into the required retention times for the removal of organic and microbial contaminants from surface water that is being infiltrated into a soil system for the production of drinking water. The test location was the extraction site at the Weerseloseweg in Enschede, where water is infiltrated from the Twentekanaal (Twente canal). The concept is that organic components are removed from the water through natural degradation and adsorption while passing through the soil. The pathogenic micro-organisms are removed from the groundwater mainly through colloidal filtration and natural mechanisms that promote dying off. After limited hydrochemical research, the hydrology and soil structure have been mapped out on the basis of soundings, and attention has been devoted to the quality of the water taken in and the geochemistry and composition of the groundwater at the test site. The concentrations of organic micro-contaminants were all apparently under the detection limit. The most important (potential) problem is in the microbiological quality, in other words the number of pathogenic micro-organisms.

Keywords**Controlled terms:**

degradation
drinking water
groundwater
micro-contaminants
pathogens

Uncontrolled terms

infiltration
natural degradation
surface water
organic micro-contaminants
pathogenic micro-organisms

Project title

Retention distances of organic and microbial contaminants during interaction between surface water and groundwater.

Projectmanagement

TNO-MEP (J. Joziasse 055 - 549 3493)

This report can be obtained by: SKB, PO Box 420, 2800 AK Gouda, The Netherlands
Netherlands Centre for Soil Quality Management and Knowledge Transfer (SKB)

VOORWOORD

Het project is uitgevoerd door een consortium van TNO-MEP, Kiwa, NITG-TNO, WMO en de provincie Overijssel. WMO ontwikkelt in samenspraak met de Provincie een beleid voor duurzaam beheer en winning van grondwater voor de bereiding van drink- en proceswater. De winningen worden bedreigd door verontreinigingen die via de bodem of het oppervlaktewater het grondwater binnentreden. Oppervlaktewater zal in de toekomst een steeds belangrijker rol gaan spelen bij de productie van drinkwater. Hiertoe maakt men gebruik van (natuurlijke) afbraak en adsorptie van microverontreinigingen, pathogene micro-organismen en virussen tijdens passage door de bodem. Dit heeft onder meer geleid tot een sterke afbouw van de chlorering van drinkwater in de afgelopen 20 jaar. WMO past dit principe concreet toe bij het drinkwaterwinningstation Weerseloseweg te Enschede, waar water uit het Twentekanaal in de bodem wordt geïnfiltreerd ten behoeve van drinkwaterwinning.

De minimale verblijftijden in de bodem bepalen in hoge mate de inrichting en productiecapaciteit van dergelijke winningen. Het is echter onduidelijk of de vanuit economisch oogpunt wenselijke korte retentieafstanden of verblijftijden wel acceptabel zijn, gezien de noodzakelijke afbraak van organische microverontreinigingen en verwijdering van pathogene micro-organismen en virussen. Er wordt gezocht naar een verblijftijd die een optimaal compromis is tussen zuiveringsrendement, economische haalbaarheid en verdrogingsaspecten. Het doel van het project was om meer inzicht te verkrijgen in de retentietijden, benodigd voor de verwijdering van organische en microbiologische verontreinigingen.

juni 2002

INHOUD

		SAMENVATTING	VII
		SUMMARY	IX
Hoofdstuk	1	INLEIDING	1
	1.1	Achtergrond van het project	1
	1.2	Doel van het project	2
	1.3	Werkwijze	3
	1.4	Leeswijzer	3
Hoofdstuk	2	OPZET EXPERIMENTEN EN UITVOERINGSASPECTEN	5
	2.1	Beschrijving locatie Weerseloseweg	5
	2.2	Selectie infiltratiepand en meetraai	7
	2.3	Beschrijving meetraai	8
	2.4	Hydrologie en bodemopbouw in het model	9
	2.4.1	Doorlatendheid van de ondergrond	9
	2.4.2	Open water	11
	2.4.3	Randvoorwaarden	12
	2.4.4	Onttrekking	12
	2.4.5	Grondwateraanvulling	12
	2.4.6	Modelgebruik	12
	2.5	Geochemische analyse van de boorkernen	13
	2.6	Kolomproeven met de boorkernen	15
	2.7	Analyse van water uit de waarnemingsputten	15
Hoofdstuk	3	RESULTATEN CHEMISCHE BEPALINGEN	17
	3.1	Chemische samenstelling bodem	17
	3.2	Hydrochemie	20
	3.3	Effluent minikolommen	23
Hoofdstuk	4	RETENTIEAFSTANDEN	27
	4.1	Anorganische componenten	27
	4.2	Organische (micro)verontreinigingen	33
	4.3	Pathogene micro-organismen	38
Hoofdstuk	5	AANBEVELINGEN VOOR INVULLING VAN FASE 2	45
		LITERATUUR	47
		BEGRIPPEN EN AFKORTINGEN	49

SAMENVATTING

Retentieafstanden van organische en microbiële verontreinigingen bij interactie tussen oppervlakte- en grondwater: Drinkwaterwinning Weerseloseweg, Enschede

Dit rapport betreft fase 1 van een project dat door een consortium van TNO-MEP, Kiwa, NITG-TNO, WMO en de provincie Overijssel is uitgevoerd. Het doel van het project is om meer inzicht te verkrijgen in de retentietijden die nodig zijn voor de verwijdering van organische en microbiologische verontreinigingen uit oppervlaktewater dat in een bodemsysteem wordt geïnfiltreerd voor de productie van drinkwater.

Als testlocatie is de winning aan Weerseloseweg te Enschede gebruikt, waar water uit het Twentekanaal in de bodem wordt geïnfiltreerd. Het concept is, dat organische componenten tijdens bodempassage uit het water worden verwijderd door natuurlijke afbraak en adsorptie. De pathogene micro-organismen worden voornamelijk via colloïdale filtratie en natuurlijke afstervingsmechanismen uit het grondwater verwijderd.

Na een verkenning van de proeflocatie middels beperkt hydrochemisch onderzoek zijn de hydrologie en bodemopbouw via sonderingen nader in kaart gebracht en is aandacht besteed aan de kwaliteit van het ingenomen water, de geochemie en de samenstelling van het grondwater op de proeflocatie.

De concentraties aan organische microverontreinigingen in de bodem bleken allemaal onder de detectiegrens te liggen. Het bodempassaat (het water in de geselecteerde meetraai) was (sub)oxisch, d.w.z. duidelijk nitraat- en licht zuurstofhoudend en te traceren als afkomstig uit het Twentekanaal (geen bijmenging met gebiedseigen grondwater), met (zeer) lage gehalten aan zowel organische als anorganische microverontreinigingen. De samenstelling was zodanig, dat er chemisch geen drinkwaternormen worden overschreden, waarbij toepassing van een eenvoudige nazuivering bestaande uit beluchting en snelfiltratie voldoende wordt verondersteld. Microbiologisch bezien is het onvoldoende gegarandeerd dat het water na bodempassage beantwoordt aan de normen voor de thermotolerante *E. coli* en *Cryptosporidium*. Een nadesinfectie blijft derhalve geboden indien het onderzochte bodempassagesegment representatief is voor de hele winning.

Een conclusie uit het onderzoek is, dat er op de onderzochte locatie geen geadapteerde microbiële populatie aanwezig is die organische microverontreinigingen (waaronder pesticiden) kan afbreken. Daardoor kan er een probleem ontstaan indien zich piekconcentraties van deze stoffen voordoen.

De voornaamste conclusie is echter dat het belangrijkste probleem is gelegen in de microbiologische kwaliteit, d.w.z. het gehalte aan pathogene micro-organismen. Een eerste beoordeling van de meetresultaten levert als inschatting op dat een retentieafstand van ca. 50 m voor *Escherichia coli* en sulfiet reducerende *Clostridium* mogelijk onvoldoende is om de gewenste reductie in het gehalte te garanderen (verwijdering slechts één in plaats van drie log-eenheden). Een potentieel probleem vormen ook de oöcysten van protozoa als *Giardia* en *Cryptosporidium* (drie log-eenheden verwijdering gewenst) en virussen (vier log-eenheden verwijdering gewenst). Door de seizoensafhankelijkheid van de inputfunctie zijn deze uitspraken in dit stadium echter nog onvoldoende onderbouwd. Daarom wordt aanbevolen om in fase 2 het gedrag van met name de pathogene micro-organismen (adsorptie, filtratie, desorptie, af-doding) door middel van kolomexperimenten en veldmetingen onder het huidige infiltratieregime bij de drinkwaterwinning Weerseloseweg nader te onderzoeken en bestaande modellen voor deze processen uit te breiden. De aandacht zal daarbij met name gericht moeten zijn op de seizoensafhankelijkheid van de concentraties in het infiltratiewater. Er kan gebruik worden gemaakt van de aanwezigheid van natuurlijke tracers (chloride, geleidingsvermogen, nitraat) om de verblijftijd van het water in het bodempakket nauwkeuriger vast te stellen.

Het belang van een nader onderzoek naar het vermogen van bodempassagesystemen om de biologische kwaliteit van het infiltratiewater te verbeteren wordt benadrukt door een aantal maatschappelijke ontwikkelingen, versneld door de recente gevallen van besmettingen met *Legionella*, MKZ, varkenspest e.d. Ook de publieke en politieke reactie op recente meningococcen-infecties en dreigingen met miltvuurbesmettingen geven een toenemend bewustzijn aan van de gevaren van biologische verontreinigingen.

Vanwege de geconstateerde, vooraf niet verwachte aërobie van het bodempassagesysteem in de onderzochte meetraai doet zich de vraag voor hoe representatief deze locatie is voor het hele Weerseloseweg-systeem en voor andere locaties in Nederland waar infiltratie van oppervlaktewater plaatsvindt met het oogmerk drinkwater te produceren. Voorgesteld wordt derhalve om in fase 2 ook een bureau-studie uit te voeren naar de hydrologische en hydrochemische representativiteit van de onderzoekslocatie.

SUMMARY

Retention distances of organic and microbial contaminants during interaction between surface water and groundwater: Drinking water extraction at Weerseloseweg, Enschede

This report comprises phase 1 of a project carried out by a consortium made up by TNO-MEP, Kiwa, NITG-TNO, WMO and the province of Overijssel. The aim of the project is to gain an insight into retention times required for the removal of organic and microbial contaminants from surface water that is infiltrated into a soil system for drinking-water production.

As the test location the production site at the Weerseloseweg in Enschede was used, where water from the Twentekanaal is infiltrated into the soil. The outline comprises the removal of organic components from the water phase during soil passage by means of biodegradation and adsorption processes. The De pathogenic micro-organisms are removed mainly through colloidal filtration and natural dying off mechanisms.

After exploring the test location through a limited hydrochemical investigation the hydrology and the soil structure have been mapped by means of soundings and attention has been paid to the quality of the collected water, the geochemistry and the composition of the surface water at the test location.

The concentrations of the organic micro pollutants in the soil all turned out to be below the detection limits. After passing the soil the water in the selected line of sampling points was (sub)oxic, i.e. clearly containing nitrate and small amounts of oxygen. It could be traced as originating from the Twentekanaal (no mixing with groundwater typical of the area), with (very) low contents of both organic and inorganic micro pollutants. The water composition was such that no chemical drinking-water standards were exceeded, if application of a simple additional treatment (aeration and quick-filtration) is assumed. From a microbiological viewpoint there are insufficient guarantees that the water after soil passage meets the standards for thermo-tolerant *E. coli* and *Cryptosporidium*. Therefore, an additional disinfection step remains required, if the sampled soil passage section is representative of the whole production site.

In the investigation it is concluded that the location under examination does not accommodate an adapted microbial population that is capable of degrading organic micro pollutants (including pesticides). This can cause a problem, if peak concentrations of these substances should occur.

The main conclusion from the investigation however, is that the principal problem is deriving from the microbiological quality, i.e. the content of pathogenic micro-organisms. A first evaluation of the analysis results shows that the estimated retention distance of about 50 m for *Escherichia coli* and sulfite reducing *Clostridium* is possibly insufficient to guarantee the desired reduction of pathogens concentrations (removal is only one instead of three log-units). A potential problem is also caused by the oöcysts from protozoa's like *Giardia* and *Cryptosporidium* (removal of three log-units desired) and viruses (removal of four log-units desired). As a consequence of the seasonal dependence of the input functions these statements are still insufficiently based at this point in time. Therefore it is recommended to perform a closer study into the adsorption, filtration, desorption and dying off characteristics of particularly the pathogenic micro-organisms in phase 2 of the project, by means of column experiments and field measurements under the present infiltration at the drinking-water production site Weerseloseweg and to expand existing models for these processes. The attention will have to be directed especially to the seasonal dependence of concentrations in the infiltration water. Use can be made of the presence of natural tracer compounds (chloride, conductivity, nitrate) in order to determine the retention time of the infiltrated water in the soil package more accurately.

The significance of a closer study into the ability of soil passage systems to improve the biological quality of infiltration water is emphasized by a number of societal developments, accelerated by recent cases of infections by, foot-and-mouth disease, swine fever, etc. Also the public and political reactions on recent *Meningococcus* infections and threats with anthrax infections produce an increasing public consciousness of biological contamination risks.

Because of the observed, unexpected aerobic nature of the soil passage system in the investigated line of sampling points the question arises as to how representative this location is of the whole Weerloseweg system and for other locations in the Netherlands where infiltration of surface water takes place with the intention of producing drinking-water. Therefore it is suggested to carry out a desk study also in phase 2 into the hydrological and hydrochemical representativeness of the location Weerloseweg.

HOOFDSTUK 1

INLEIDING

1.1 Achtergrond van het project

De Waterleiding Maatschappij Overijssel (WMO) ontwikkelt in samenspraak met de Provincie Overijssel een beleid voor duurzaam beheer en winning van grondwater als grondstof voor drink- en proceswater. Dit beleid is gericht op vermindering van de verontreinigingsrisico's van het grondwater. Een duurzame grondwaterwinning wordt hierbij gekenmerkt door:

- een goede situering van de winning in het watersysteem, met zo min mogelijk schade aan waterafhankelijke natuur en landbouw;
- een goede bescherming van de winning tegen verontreinigende invloeden van menselijke activiteiten, zowel in de directe omgeving van de winning als in het intrekgebied of brongebied van de winning;
- een milieuverantwoorde wijze van productie van drinkwater, waarbij herkomst van het water, de afvalstroom en het energiegebruik belangrijke criteria zijn;
- een bedrijfstechnisch verantwoorde productiewijze, waarbij de huidige en toekomstige kwaliteit van de grondstof, de kosten en de leveringszekerheid belangrijke criteria zijn.

De winningen worden bedreigd door locale en diffuse verontreinigingen (van chemische en microbiële aard) die via de bodem of via het oppervlaktewater het grondwater binnentreden. Een voorbeeld waarbij dit duidelijk naar voren komt is de productie van drinkwater, waarbij oppervlaktewater wordt geïnfiltreerd in watervoerende pakketten en na bodempassage wordt onttrokken (figuur 1). Hierbij kan water infiltreren via diepe of ondiepe stroombanen.

Oppervlaktewater zal in de toekomst een steeds belangrijker rol gaan spelen bij de productie van drinkwater. Bij het inzetten van oppervlaktewater als bron voor drinkwater maakt men gebruik van (natuurlijke) afbraak en adsorptie van microverontreinigingen, pathogene micro-organismen en virussen tijdens de bodempassage. Dit heeft onder meer geleid tot een sterke afbouw van de chlorering van drinkwater in de afgelopen 20 jaar. WMO past dit principe bijvoorbeeld concreet toe bij het drinkwaterwinningstation Weerseloseweg te Enschede. Daar wordt water uit het Twentekanaal in de bodem geïnfiltreerd ten behoeve van drinkwaterwinning.

Waterleidingbedrijven willen de infiltratiegebieden intensiever gaan gebruiken vanwege het ruimtegebrek en de op termijn te verwachten toenemende vraag naar drinkwater. De minimale verblijftijden bepalen in hoge mate de inrichting en productiecapaciteit van dergelijke winningen. Het is echter onduidelijk of de vanuit dit oogpunt wenselijke korte retentieafstanden of verblijftijden in de bodem wel toegepast mogen worden, gezien de noodzakelijke afbraak van organische microverontreinigingen en de verwijdering van pathogene micro-organismen en virussen. De minimale passageafstand of -tijd voor voldoende zuivering ten aanzien van zowel de organische als de microbiële contaminanten is onbekend. Bij het toepassen van langere retentietijden, die wenselijk kunnen zijn in verband met de afbraak van contaminanten, dreigt het gevaar van een ongewenst groot ruimtebeslag en verdroging door de grotere hoeveelheden gebiedseigen grondwater die moeten worden opgepompt. Er wordt gezocht naar een verblijftijd die zowel wat betreft zuiveringsrendement als wat betreft economische haalbaarheid en verdrogingsaspecten acceptabel is.

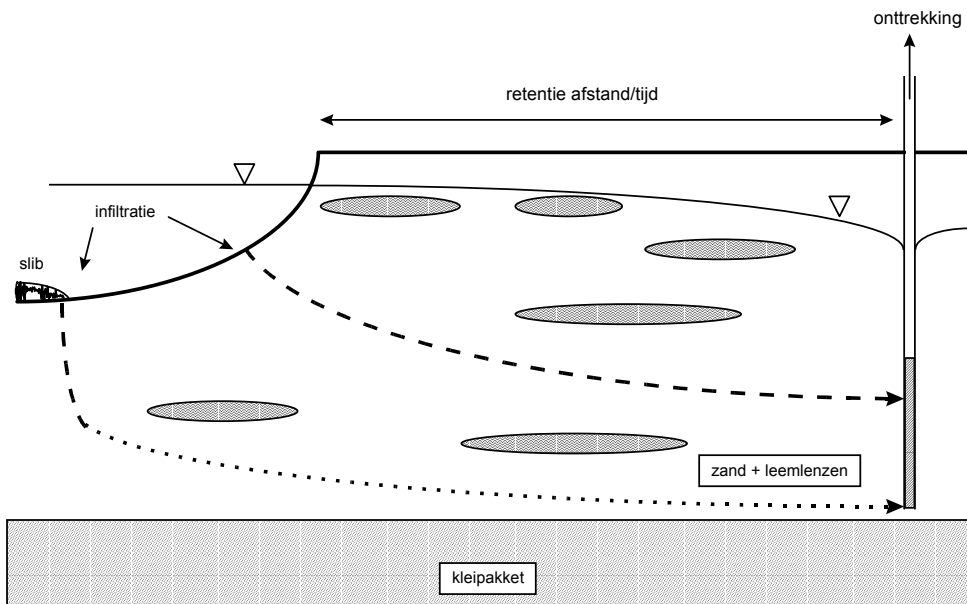


Fig. 1. Kunstmatige infiltratie van oppervlaktewater ten behoeve van de bereiding van drinkwater.

In algemene zin is nog onvoldoende bekend over de interactie tussen oppervlaktewater en grondwater en daarmee over de benodigde retentieafstanden voor organische en microbiële verontreinigingen die watervoerende pakketten binnentreden via de infiltratie van oppervlaktewater.

Ook bij de Weerseloseweg bestaan nog onzekerheden over de duurzaamheid van de reiniging tijdens bodempassage. Het water van het Twentekanaal bevat HCH, AOX, PAK, gewasbeschermingsmiddelen (atrazine, simazine, bromacil) en andere, minder bekende organische contaminanten. Daarnaast worden ook verschillende pathogene micro-organismen aangetroffen. Het is wenselijk dat zowel contaminanten, als pathogene micro-organismen in het watervoerend pakket voldoende worden afgebroken of geadsorbeerd en onschadelijk gemaakt. De verblijftijd in de situatie van de Weerseloseweg is tamelijk kort en bedraagt aan de ondergrens slechts enkele tientallen dagen. Het intensiveren van de winning kan gepaard gaan met nog kortere verblijftijden. Onderzoek moet uitwijzen of deze verblijftijd voldoende is voor adequate reiniging.

1.2 Doel van het project

Het specifieke doel van het project is om meer inzicht te verkrijgen in de retentietijden die nodig zijn voor de verwijdering van organische en microbiologische verontreinigingen. De retentieafstanden die gebruikt worden bij de productie van drinkwater zullen in de toekomst door ruimtegebrek steeds korter worden. Langere retentieafstanden zouden wenselijk kunnen zijn in relatie tot de afbraak van de organische en microbiële contaminanten. Aan de andere kant dienen te lange passageafstanden vermeden te worden vanwege het gevaar van verdroging bij het oppompen van toenemende hoeveelheden grondwater (hetgeen onvermijdelijk is bij lange passageafstanden).

Een afgeleide doelstelling van dit project is het ontwikkelen van een gevalideerd model dat de afbraak/sorptie van diverse organische en microbiële verontreinigingen beschrijft. Dit model kan vervolgens gebruikt worden om diverse strategieën voor oppervlaktewaterinfiltratie te beschrijven. Op deze wijze kan bij de productie van drinkwater op andere locaties het effect van natuurlijke afbraak vooraf worden voorspeld. Daarnaast kan het model geschikt zijn om de dimensies van ondergrondse bufferzones rond puntverontreinigingen te berekenen, zoals bijvoorbeeld de minimale afstand van drainerende sloten rond een stort die nodig is om het zelfreinigend vermogen van de grond optimaal te gebruiken.

De brede doelstelling waaraan dit project een bijdrage levert, is het vergroten van het inzicht in het gedrag van organische en microbiologische verontreinigingen bij passage door een (zandige) bodem. Dit inzicht is onder meer van belang om te komen tot een optimaal systeem bij de winning van drinkwater uit oppervlaktewater. Met het te ontwikkelen model wordt kennis van natuurlijke afbraak en verwijdering van pathogenen bruikbaar gemaakt voor beleid op het gebied van waterwinning, kunstmatige infiltratie, bodembeheer en bodemgebruik. Dit beleidsinstrument kan in de toekomst bijdragen aan een duurzame winning van drinkwater en aan de veiligheid van de consument.

1.3 Werkwijze

De winning Weerseloseweg leek een goede testlocatie voor experimenteel onderzoek om meer inzicht te krijgen in retentieafstanden voor organische en microbiële verontreinigingen. Voor de situatie op de Weerseloseweg zelf is meer kennis nodig om een adequaat winnings- en reinigingsbeleid te kunnen voeren. Het concept is, dat de organische componenten tijdens passage uit het water worden verwijderd door natuurlijke afbraak en adsorptie. De pathogene micro-organismen worden voornamelijk via colloïdale filtratie en natuurlijke afstervingsmechanismen uit het grondwater verwijderd.

Het project wordt uitgevoerd in twee fasen. In fase 1 is allereerst een inventarisatie uitgevoerd van de beschikbare kennis op het gebied van het vóórkomen en de natuurlijke afbraak van organische microverontreinigingen en pathogene micro-organismen. Na een verkenning van de waterkwaliteit bij de proeflocaties middels beperkt hydrochemisch onderzoek zijn de hydrologie en bodemopbouw via sondering nader in kaart gebracht. Daarnaast is ook aandacht besteed aan de kwaliteit van het ingenomen water, de geochemie en de samenstelling van het grondwater op de proeflocatie, zodat een meer compleet beeld van de situatie is verkregen. Het voorliggende rapport beschrijft de resultaten van fase 1 en geeft aanbevelingen voor de invulling van fase 2.

Het is de bedoeling om in fase 2 het gedrag van met name de pathogene micro-organismen (adsorptie, filtratie, desorptie, afdoding) door middel van kolomexperimenten en veldmetingen onder het huidige infiltratieregime bij de drinkwaterwinning Weerseloseweg nader te onderzoeken en bestaande modellen voor deze processen uit te breiden. Na validatie van de modellen op de Weerseloseweg kunnen andere infiltratieregimes worden toegepast en doorgerekend, om zodoende tot een generieke beschrijving te komen van het gedrag van deze verontreinigingen bij de Weerseloseweg en andere drinkwaterwinningslocaties. Dit kan uitmonden in suggesties voor optimalisatie van het infiltratiesysteem, implicaties voor de drinkwaterwinning en voor de regelgeving.

1.4 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 (opzet experimenten en uitvoeringsaspecten) geeft een beschrijving van de drinkwaterwinningslocatie aan de Weerseloseweg in Enschede, bevat een motivering voor de selectie van de meetraai en beschrijft de opzet van de meetraai. Vervolgens presenteert dit hoofdstuk de resultaten van de karakterisering van het proefgebied en gaat daarbij in op de hydrologie en de bodemopbouw en op de chemische samenstelling van de bodem, het grondwater en het oppervlaktewater. Tevens wordt in hoofdstuk 2 de opzet van de chemische analyses aan de boorkernen en het infiltratiewater beschreven, alsmede de opzet van de kolomproeven die met de boorkernen zijn uitgevoerd. Hoofdstuk 3 beschrijft en commentarieert de resultaten van de veldmetingen en kolomproeven. De conclusies die uit de verkregen resultaten kunnen worden getrokken met betrekking tot de noodzakelijke retentieafstanden zijn weergegeven in hoofdstuk 4. In hoofdstuk 5 zijn de aanbevelingen voor invulling van fase 2 verwoord. Het rapport wordt afgesloten met een overzicht van de gebruikte literatuur en een lijst van begrippen en afkortingen.

OPZET EXPERIMENTEN EN UITVOERINGSASPECTEN

Dit hoofdstuk geeft een beknopte beschrijving van het winningssysteem Weerseloseweg voor zover dit voor het huidige onderzoek en de keuze van locaties voor nader onderzoek relevant is. In het kader van de optimalisatie van de winning Weerseloseweg loopt bij WMO thans een uitgebreid onderzoeksprogramma [1, 2] dat tot doel heeft een beter inzicht in de hydrologie van het systeem te krijgen en op basis daarvan de winningsstrategie te optimaliseren (zie ook [3]).

2.1 Beschrijving locatie Weerseloseweg

De winning Weerseloseweg betreft een oevergrondwaterwinning en is daarmee uniek in zijn soort voor Oost-Nederland, waar het merendeel van het drinkwater 'oorspronkelijk' grondwater betreft. Het systeem is vergelijkbaar met de waterwinningen in de duinen, waar op vergelijkbare wijze oppervlaktewater na infiltratie en grondpassage als grondwater wordt teruggewonnen. Het grote verschil is echter de geohydrologische opbouw. Bestaan de duinen voor een belangrijk deel uit goed doorlatende zanden, op de locatie Weerseloseweg moet men het doen met een ondergrond die relatief slecht doorlatend is voor water.

De winning is reeds in 1882 als grondwaterwinning aangevangen en mag tot de oudste drinkwaterwinningen in Nederland worden gerekend. In de jaren vijftig kon de grondwaterwinning de stijgende water-vraag niet meer bijhouden en is men als aanvulling op de grondwaterwinning gestart met de inzet van oppervlaktewater afkomstig uit het Twentekanaal. Het Twentekanaal-water wordt via voorzuivering aan de Elsbeekweg, gevolgd door bodempassage en nazuivering aan de Weerseloseweg, geschikt gemaakt voor gebruik als drinkwater.

Tot op de dag van vandaag is het een belangrijke winning voor de drinkwatervoorziening van Twente, aangezien winbaar grondwater en goed oppervlaktewater in deze regio relatief schaars zijn. Er is in het verleden wel aan gedacht Twente via grootschalige oevergrondwaterwinningen in noordwest Overijssel te voorzien van drinkwater, maar dat is vanwege de hoge transportkosten van water vooralsnog afgeketst. WMO hecht er dan ook alle belang aan de winning aan de Weerseloseweg te handhaven en de exploitatie ervan te verbeteren [3].

Geohydrologische opbouw

In het kader van het onderzoeksprogramma van WMO is de geohydrologie ter plaatse redelijk nauwkeurig in beeld gebracht. Op relatief geringe diepte bevindt zich een tientallen meters dikke kleilaag waarvan de bovenkant kan worden opgevat als de geohydrologische basis van het voor de winning Weerseloseweg relevante hydrologische systeem [2]. Daarboven bevinden zich grove en fijne zanden met een totale laagdikte van 10 à 20 meter. Deze zandlaag wordt in het merendeel van het gebied in tweeën gedeeld door een kleilaag. De dikte van deze laag op de winningslocatie bedraagt maximaal circa 4 meter. Tussen deze kleilaag en de geohydrologische basis bevindt een vrij grove zandlaag. De winning van grondwater vindt hoofdzakelijk uit deze laag plaats. De zanden boven de kleilaag zijn voor het merendeel fijn van samenstelling.

Dit geohydrologische pakket wordt aan de bovenzijde begrensd door het maaiveld. In het oostelijk gedeelte van het terrein bedraagt de maaiveldhoogte circa 34 m+NAP en loopt van daaruit af naar circa 30 m+NAP in het westelijk deel van het terrein.

Bodempassagesysteem

Het bodempassagesysteem omvat momenteel 23 bekkens met open water (figuur 2), waarlangs met zowel verticale als horizontale putten het ruwe drinkwater uit de aanliggende ondergrond vanaf een diepte van circa 10 à 15 meter minus maaiveld wordt opgepompt.

De afstand tussen de oevers van de bekkens en de onttrekkingsmiddelen bedraagt doorgaans niet meer dan enkele tientallen meters. Dit houdt in, dat de verblijftijd van het geïnfiltreerde oppervlaktewater relatief gering is.

Eén bekken fungeert als calamiteitenbekken (bekken 12). Vanuit het Twentekanaal en via een voorzui- vering wordt dit bekken van water voorzien. De overige bekkens worden vanuit dit calamiteitenbekken gevoed (figuur 2). Naast het calamiteitenbekken zijn er nog twee voorraadbekken (bekkens 3 en 7). Calamiteitenbekken en voorraadbekken dienen als buffers die kunnen worden aangesproken in tijden dat waterkwaliteitsproblemen op het Twentekanaal waterinlaat niet mogelijk maken. De overige bek- kens fungeren primair als infiltratiepanden.

In de periode 2000-2003 worden de peilen in de bekkens en het circulatiesysteem aangepast. In 2000 is bekken 26 opgesplitst in twee delen en heeft het aan bekken 13 grenzende deel een hoger peil ge- kregen. Verder zal er één aanvoerleiding vanaf bekken 12 naar bekken 10 gerealiseerd worden, van waaruit het water gravitatief naar de overige bekkens loopt. Naast operationele voordelen levert dit te- vens een langere looptijd van het water door de bekkens op, hetgeen de waterkwaliteitsontwikkeling ten goede zal komen.

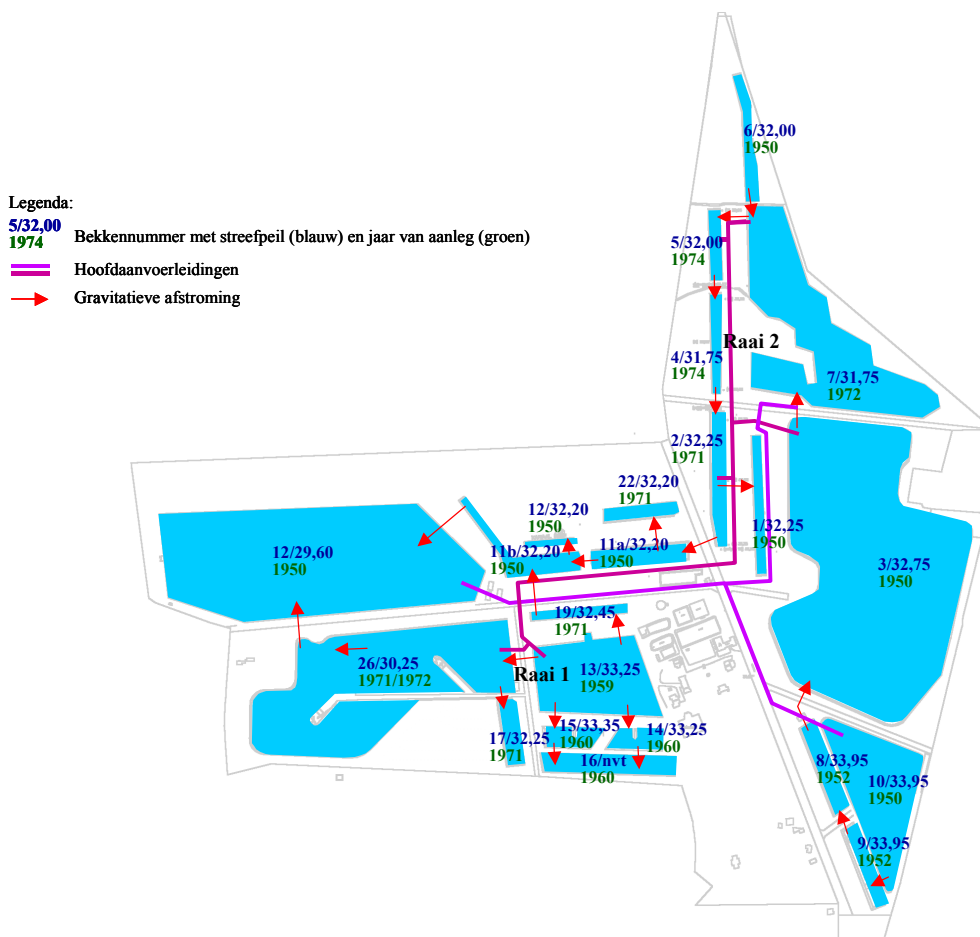


Fig. 2. Situatiekaart pompstation Weerseloseweg.

Zuiveringssysteem

Aan de winning op de Weerseloseweg is een complex zuiveringssysteem verbonden. Zoals reeds is uiteengezet, wordt het Twentekanaalwater voorgezuiverd aan de Elsbeekweg. Verder wordt op de Weerseloseweg drinkwater niet alleen uit het bodempassagewater bereid, maar voor een deel tevens uit water dat direct uit het voorraadbekken afkomstig is. Daarnaast wordt sinds 2001 het water dat op pompstation Losser wordt gewonnen aan de Weerseloseweg gezuiverd. Het complete zuiveringssche- ma is weergegeven in figuur 3.

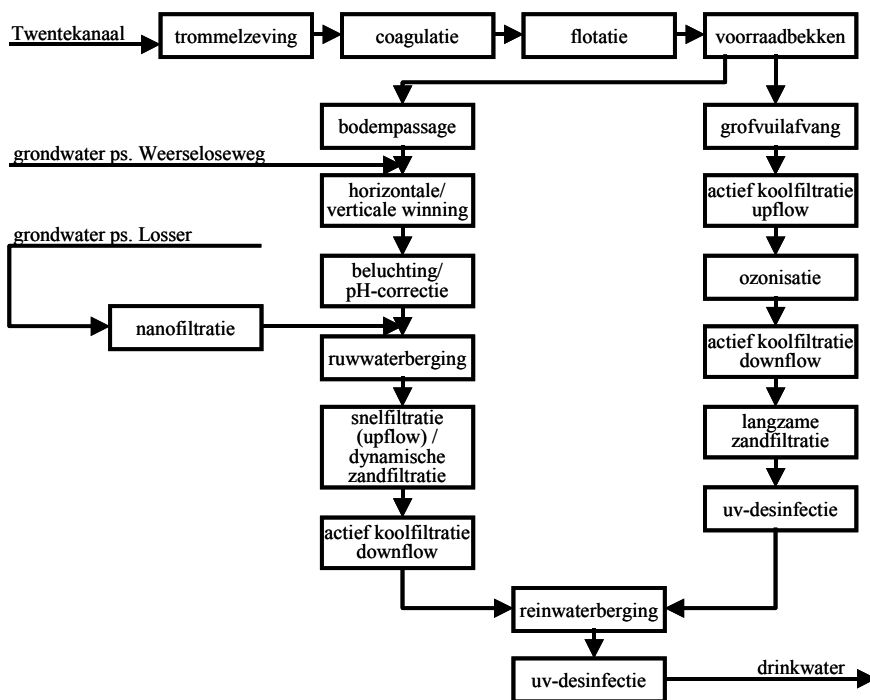


Fig. 3. Schematische weergave zuiveringsysteem pompstation Weerseloseweg.

2.2 Selectie infiltratiepand en meetraai

Voor het onderhavige project diende de onderzoekslocatie te voldoen aan een aantal criteria. Door de verschillende participanten zijn onder meer genoemd:

1. zo mogelijk aansluiten bij het onderzoeksprogramma van WMO;
2. beschikbaarheid van gegevens van boringen en sonderingen;
3. goed bereikbaar en toegankelijk;
4. korte looptijden;
5. mogelijkheid reistijden met tracer- en/of vergelijkbare veldproeven te bepalen;
6. opgepompt water zo veel mogelijk afkomstig uit de bekkens (in plaats van grondwater dat elders geïnfiltreerd is);
7. bekendheid met de historie van het pand (o.a. bodemslibverwijdering);
8. mogelijkheid tot opstellen van een goede waterbalans;
9. bekendheid van het onttrokken debiet;
10. beschikbaarheid chemische gegevens;
11. hoge concentratie aan verontreinigingen (i.v.m. kwantificeerbaarheid);
12. mogelijkheid tot drooglegging aanliggende panden;
13. positionering liefst aan einde van een pand;
14. positionering t.o.v. voorraadbekken.

Zoals reeds eerder is aangegeven, heeft de winning Weerseloseweg de aandacht van WMO en is er in het kader van het lopende onderzoeksprogramma reeds een tweetal raaien geïnstalleerd en onderzocht. Deze raaien staan loodrecht op de strengen met verticale winputten (figuur 2). In beide raaien zijn de twee 'buitenste' peilbuizen in het water geplaatst.

Ook bij de locatiekeuze van deze raaien hebben bovengenoemde criteria in meer of mindere mate een rol gespeeld. Deze bestaande raaien genieten dan ook de voorkeur. Raai 1 voldoet in alle opzichten het beste aan de bovenvermelde criteria:

- in tegenstelling tot raai 2 bevindt zich ter plaatse van raai 1 nauwelijks klei,
- de grove zandlaag heeft ter plaatse van raai 1 een hogere doorlatendheid dan bij raai 2,
- uit berekeningen is gebleken dat de pompputten ter plaatse van raai 1 vrijwel geheel worden gevoed vanuit de aanliggende bekkens (nummer 13 en 26) en

- vanwege de grote temperatuurvariatie van het bekkenwater zijn reistijden mogelijk aan de hand van (continue) temperatuurmetingen te bepalen.

Raai 1 voldoet niet aan criterium 13 en vanwege de grote omvang van de bekkens 13 en 26 minder goed aan criterium 12. Gezien de positieve scores ten aanzien van de overige criteria is raai 1 als de meest geschikte proeflocatie aangemerkt en als onderzoekslocatie geselecteerd.

2.3 Beschrijving meetraai

Tussen de oevers van de panden 13 en 26 en de winning zijn 13 sonderingen uitgevoerd. Deze dienden met name om een meer gedetailleerd beeld te verkrijgen van de lithologische opbouw van de ondergrond ter plaatse. De beschrijving en de interpretatie van de sonderingen zijn geïntegreerd met de geohydrologische modellering (paragraaf 2.4).

In de geselecteerde meetraai tussen pand 13 en de winning zijn vijf pulsboringen geplaatst in de periode oktober - november 2000. Deze resulteerden in gemiddeld 14 boorkernen per boring en de installatie van gemiddeld zeven minifilters en drie peilfilters in elk boorgat. De locatiebepaling van boring, boorkernen en filterstelling gebeurde mede na vooronderzoek op basis van: (a) een nabijgelegen oude raai waarnemingsputten (zie 2.2) en (b) de voor dit project uitgevoerde reeks van 13 sonderingen van pandoever tot winning (zie hierboven).

De meetraai is afgebeeld in figuur 4 met details inzake de bodemopbouw, waterpeil en grondwaterstand, positie van de vijf boringen en bestaande winning, alle mini- en peilfilters en de voor fase 1 van dit onderzoek diepgaand onderzochte boorkernen en watermonsters.

Tijdens het boren zijn op regelmatige afstand van 0,5 à 1 meter steekmonsters genomen. De beschrijving van de opslag, verwerking en analyse van het materiaal en de interpretatie van de analyseresultaten zijn opgenomen in paragraaf 3.1.

De pulsboringen zijn ingericht met minifilters, specifiek ten behoeve van de bemonstering van grondwater en peilfilters ten behoeve van de meting van de grondwaterstand en eventueel eveneens ten behoeve van de bemonstering van grondwater. In principe heeft het de voorkeur de bemonstering van grondwater te verrichten via de minifilters. Echter, in gevallen waarbij een groot monstervolume nodig is, kan een beroep gedaan worden op de peilfilters. Nadeel van dit laatste is wel dat de herkomst van de monsters dan minder exact bekend is. De beschrijving van de monsternamen en analyse van het grondwater en de interpretatie van de analyseresultaten vindt plaats in de hoofdstukken 3 en 4.

Aan de hand van de sonderingen en de boorbeschrijvingen is de lithologische opbouw van de ondergrond in beeld gebracht. Conform de verwachting zoals die uit de hiervoor gegeven beschrijving van de geohydrologische opbouw volgt, bevindt zich op een diepte van circa 6 tot 11,5 m-mv een grove, goed doorlatende zandlaag die wordt afgedekt door lagen minder goed doorlatend materiaal, waaronder leem.

Op 1 februari en 9 maart 2001 zijn de grondwaterstanden in de peilfilters gemeten. Uit de metingen blijkt dat de verschillen in grondwaterstanden tussen beide dagen relatief gering waren. Dit valt te verklaren uit het feit dat het hydrologisch regime ter plaatse wordt gedomineerd door het peil van de bekkens en het oppompen van grondwater en minder door de in de tijd sterk variërende input van neerslag en verdamping.

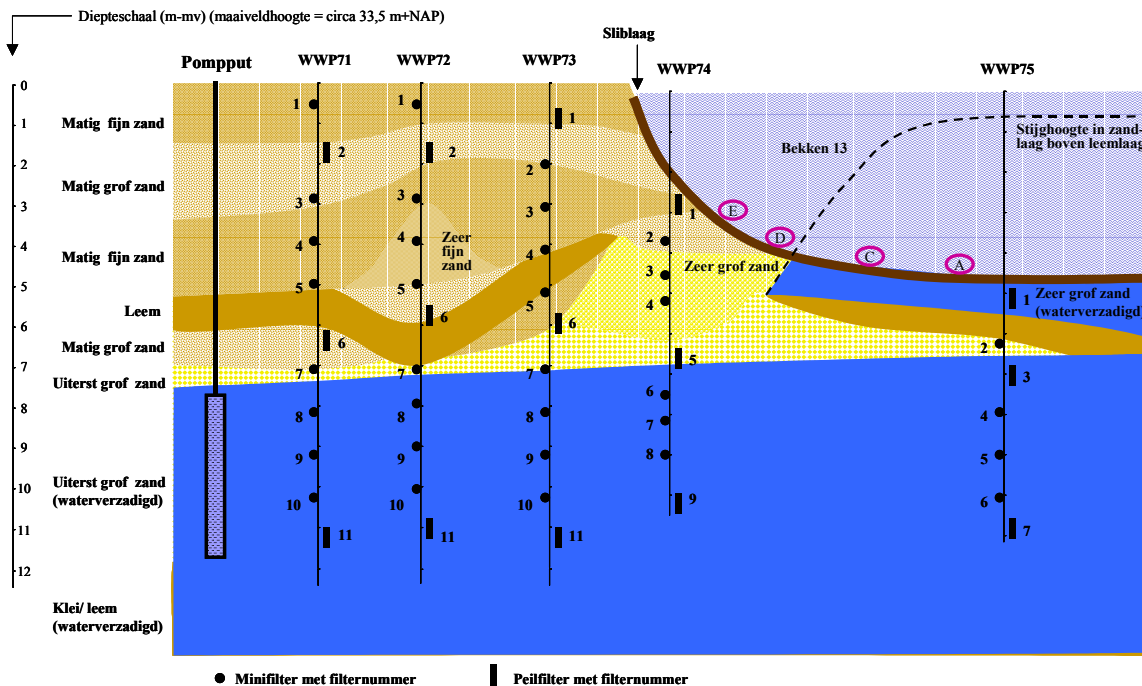


Fig. 4. Geohydrologische opbouw en inrichting van de meetraai.

De interpretatie van de grondwaterstandmetingen is eveneens weergegeven in deze figuur. De situatie is bijzonder, in die zin dat de grondwaterstand in de watervoerende laag dermate laag is dat daarboven een onverzadigde zone voorkomt.

Ook opmerkelijk is dat in boring WWP75 (SKB5) de drie filters wel water bevatten en in boring WWP74 (SKB4) het bovenste filter en soms zelfs de twee bovenste twee filters droog staan, terwijl beide boringen zich in het water bevinden. Dit lijkt echter te kunnen worden toegeschreven aan het feit dat in boring WWP75 de leemlaag wel aanwezig is en in boring WWP74 niet. Opmerkelijk is verder, dat in boring WWP75 het stijghoogteverval over de sliblaag slechts circa 0,5 meter bedraagt, terwijl het stijghoogteverval over de leemlaag bijna 6 meter bedraagt.

Een en ander leidt tot de interpretatie dat de leemlaag blijkbaar de infiltratiebeperkende factor vormt. Waarschijnlijk is deze leemlaag onder een groot deel van de vijver(s) aanwezig, dit ook vanwege het grote stijghoogteverval over deze laag. De (lage) grondwaterstand in de zandlaag waaruit onttrokken wordt is de reflectie van de weerstand van de leemlaag. Het gat in de leemlaag bij boring WWP74 kan dit blijkbaar niet compenseren. Gevoelsmatig zou ter plaatse van dit gat een 'verticale' kolom met grondwater verzadigde bodem verwacht worden, maar dat is bij nadere beschouwing theoretisch en blijkbaar ook praktisch niet mogelijk.

De nadere modellering en interpretatie van de hydrologische situatie bij de raai is verder onderwerp van paragraaf 2.4.

2.4 Hydrologie en bodemopbouw in het model

2.4.1 Doorlatendheid van de ondergrond

De doorlatendheid is (na een beknopte herinterpretatie) afgeleid van de dwarsdoorsnede gegeven in figuur 5. Een iets gewijzigde interpretatie hiervan is in het uitgangsmodel aangenomen. Er zijn vier k-waarden onderscheiden:

- toplaag: $k = 10$ m/d (groen);
- onderlaag: $k = 40$ m/d (geel);
- 'plukje' veen: $k = 0,01$ m/d (blauw);
- leem: $k = 0,0125$ m/d (paars).

Voor de effectieve porositeit is een constante waarde van 0.33 aangehouden, behorende bij zandformaties.

De opbouw van de ondergrond was alleen bekend voor de landbrug tussen bekken 13 en bekken 26. Daarbuiten is de doorlatendheid zoals die aan de beide zijden van de landbrug voorkomt geëxtrapoleerd. De lagen zijn als volledig verzadigd beschouwd (type “confined”).

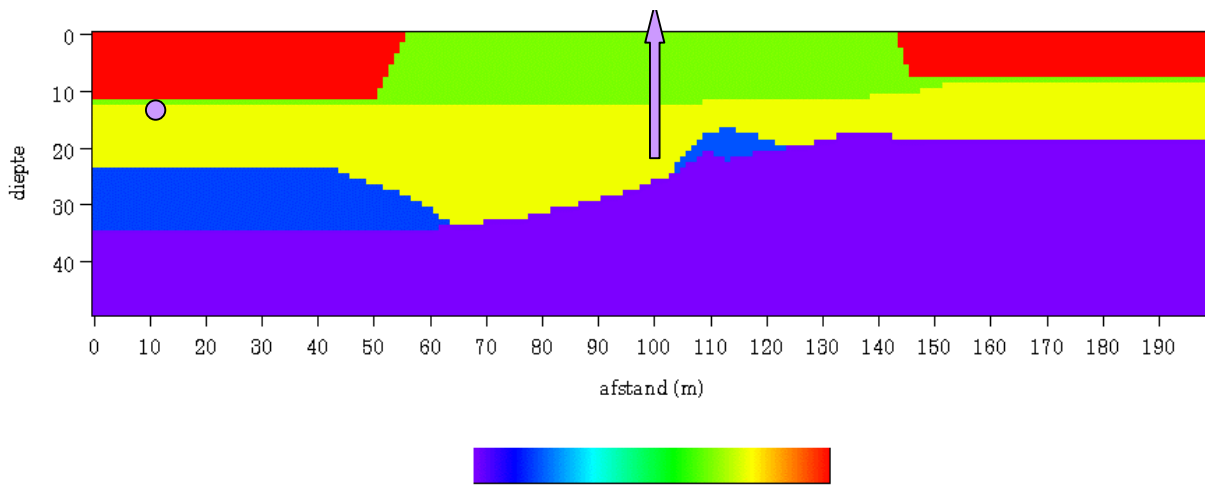


Fig. 5. Bodemopbouw en randvoorwaarden uitgangsmodel.

De bodem is in werkelijkheid zeer sterk gelaagd van opbouw, doordat deze bestaat uit fluvioperiglaciale afzettingen. Een voorbeeld van een dergelijke afzetting bij Borne is gegeven in figuur 6. Ten einde deze heterogeniteit in de raai snel en efficiënt in te kunnen schatten, zijn 13 sonderingen in de landbrug geplaatst. Met behulp van het wrijvingsgetal zijn hiermee lithoklassen aan te geven. Het resultaat hiervan is weergegeven in figuur 7. Hierin is oranje/rood een slecht doorlatende afzetting, zoals klei en veen en is blauw/groen een goed doorlatende afzetting, zoals fijn en grof zand. Duidelijk is dat tussen de bovenste en de onderste zandlaag een leemlaagje zit. Tevens loopt de basis van de onderste zandlaag veel meer horizontaal dan eerst werd aangenomen. Het ondergrondmodel is vervolgens aangepast conform deze informatie.

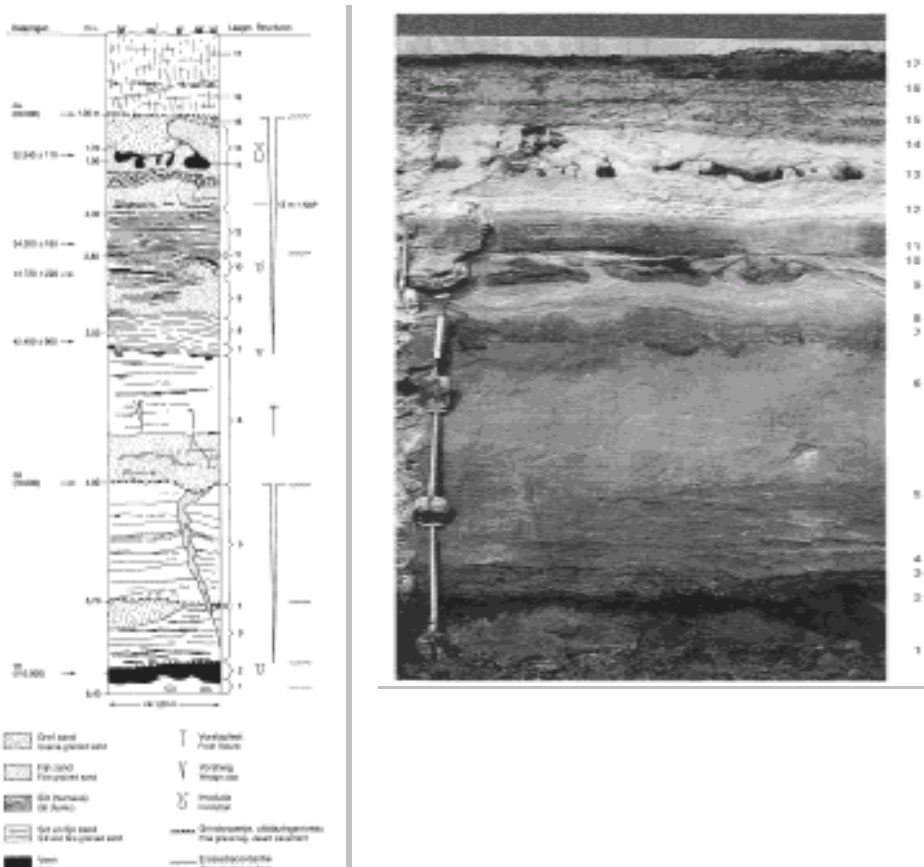


Fig. 6. Lithologie van de eenheden in de ontsluiting Borne 't Schild.

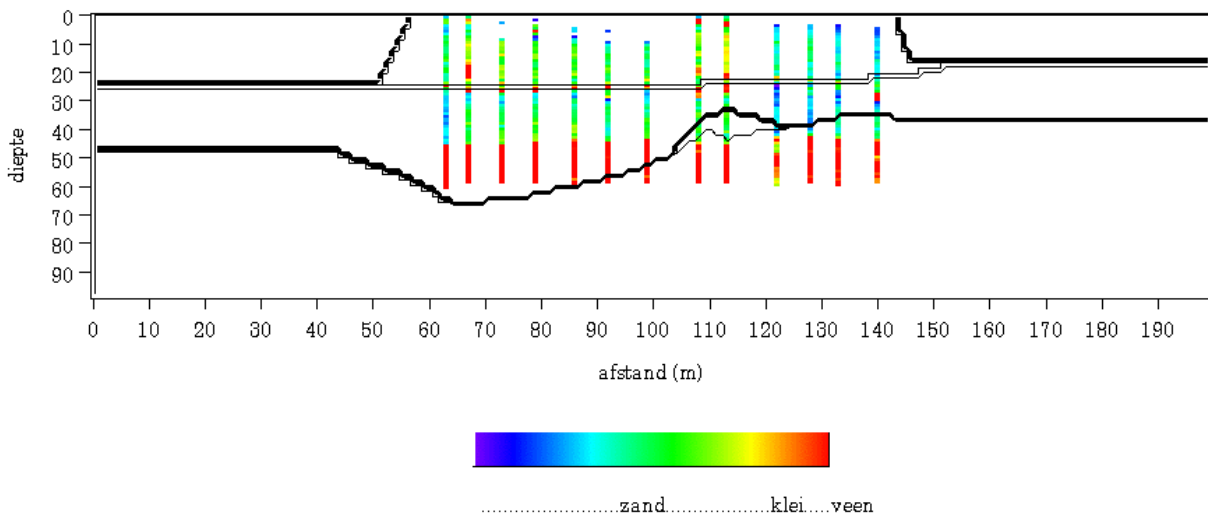


Fig. 7. Classificatie van sonderingen.

2.4.2 Open water

Het open water is in model gebracht door middel van de rivieroptie in Modflow (rood weergegeven in figuur 8). Voor de intreeweerstand (c.q. weerstand van de sliblaag) is in eerste instantie een waarde van 10 dagen aangehouden (later bijgesteld naar 55 dagen: zie ook paragraaf 2.4.6).

De riviercellen aan de westzijde van de landbrug (bekken 26) hebben als bodemwaarde 26,50 m+NAP en als peil de waarde 30,25 m+NAP. Aan de oostkant van de landbrug (bekken 13) zijn deze waarden resp. 30,00 en 33,25 m+NAP.

2.4.3 Randvoorwaarden

De zij- en onderkant zijn in het model opgenomen als ondoorlatende wanden. Aan cel (5,15), weergegeven door de paarse cirkel in figuur 5, is een fixed head met een waarde van 27 m+NAP toegekend. Deze waarde komt overeen met de stijghoogte ter plaatse van de strengen van de horizontale onttrekking in het westelijke bekken 26.

2.4.4 Onttrekking

De onttrekking waar het om gaat (put A14, weergegeven door de paarse pijl in figuur 5) is verdeeld over vier cellen, te weten cel (107,18) tot en met cel (107,21) (dit is de onderkant van de paarse pijl). Aan elke cel is een debiet van $-2,5 \text{ m}^3/\text{dag}$ toegekend. Deze waarde is als volgt afgeleid:

In een raai met een lengte van circa 130 meter staan 11 putten, elk met een onttrekkingsdebiet van circa $5 \text{ m}^3/\text{uur}$. Per strekkende meter komt dit neer op een debiet van $11 * 5 / 130 = \text{circa } 0,42 \text{ m}^3/\text{uur} = \text{circa } 10 \text{ m}^3/\text{dag}$ verdeeld over 4 cellen = $2,5 \text{ m}^3/\text{dag}/\text{cel}$.

2.4.5 Grondwateraanvulling

Voor de (bovenste) rij, vanaf cel (57,1) tot en met cel (144,1), is een grondwateraanvulling van 0,8 mm/d gespecificeerd, overeenkomend met de gemiddelde grondwateraanvulling voor niet verharde gedeelten.

2.4.6 Modelgebruik

Uitgaande van het 'gegeven' dat de stijghoogte rond onttrekkingsput A14 een kleine 29 m+NAP moet zijn, is initieel het model door het variëren van de intreeweerstand van de bekkens ("river conductance") gekalibreerd. Deze eerste kalibratie levert een intreeweerstand van circa 55 dagen op. Met dit 'gekalibreerde' uitgangsmodel is getracht het stromingssysteem tussen de bekkens en de onttrekking te analyseren. Doel was het vinden van representatieve stroombanen. Probleem hierbij is, dat rekening gehouden moet worden met de resterende onzekerheid van de opbouw van de ondergrond. Dit is als volgt opgelost:

- Er zijn meerdere mogelijke realisaties van de ondergrond vertaald in een model (met verschillende contrasten in doorlatendheden tussen faciës, wel/geen scheidend laagje, verschillende intreewestanden, enz.).
- Per realisatie zijn particles vanuit verschillende punten aan de zijkant en onderkant van de bekkens losgelaten en zijn de stroombanen van elke particle naar de put berekend (MODPATH).
- Voor elke cel is bijgehouden hoeveel stroombanen passeren; dit is weergegeven in figuur 8. Het aantal 'hits' kan worden gezien als de kans van het passeren van een stroombaan.
- De gemiddelde verblijftijd van de particles is weergegeven in figuur 9.

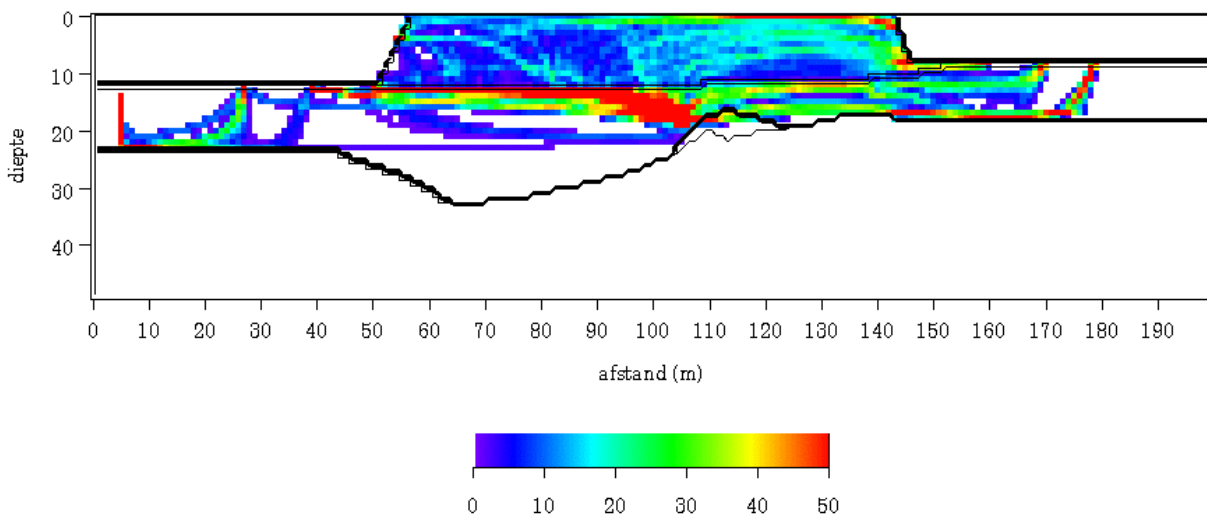


Fig. 8. Kansaanduiding van passeren stroombanen.

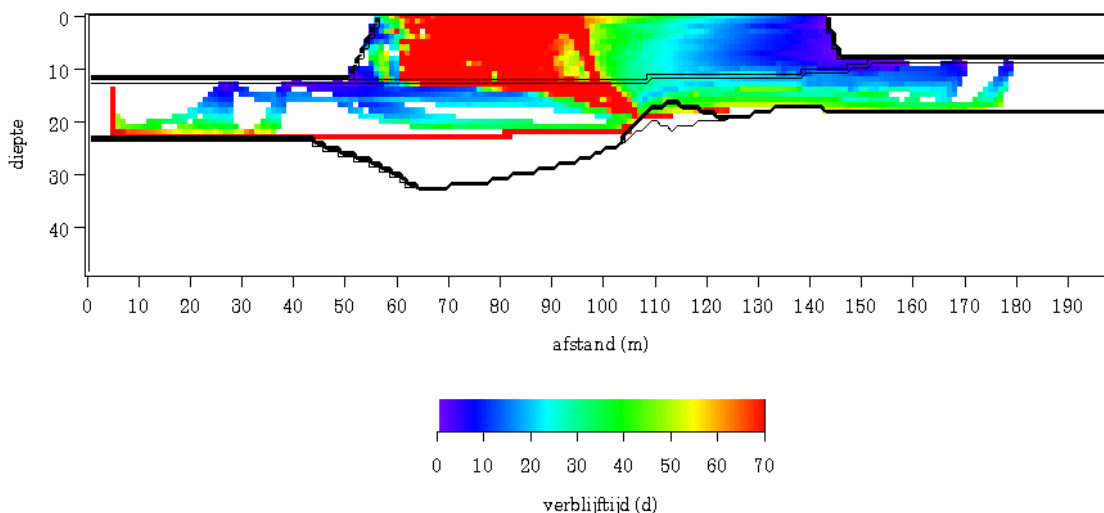


Fig. 9. Verbleeftijden bij stroombanen uit figuur 8.

In figuur 8 is te zien dat de stroombanen boven het scheidende kleilaagje divergeren. De stroombanen onder dit kleilaagje zijn duidelijker herkenbaar en lopen vrij horizontaal. De het best bij elkaar blijvende particles zijn te vinden in de meest oostelijke stroombaan onder bekken 13; deze blijft vrijwel overal rood (particles blijven bij elkaar) en loopt over de bodem van de onderste zandbaan. Tevens is van belang, dat de conservatieve reistijd (d.w.z de reistijd zonder retentie) van de stroombaan niet al te groot is, omdat bij het volgen in de tijd van een bepaalde stof anders te grote bemonsteringsintervallen (resultierend in een te lange doorlooptijd van het veldonderzoek) nodig zijn om de stof te traceren. Hiervoor blijkt de meest oostelijke stroombaan ook het best te voldoen.

In de loop van het project zijn – zoals vermeld in par. 2.3 - boringen gezet in de oostelijke helft van de raai met filters en minifilters (zie figuur 4). Hierin zijn tevens stijghoogten gemeten, waaruit bleek dat de zandlaag boven het kleilaagje droog kan staan. De freatische grondwaterstand bevindt zich dan onder het kleilaagje dat een soort stromingsbarrière vormt en waarboven een dun laagje water kan staan. Deze situatie is in het uiteindelijke stromingsmodel, door herkalibratie van de parameters, in het model gebracht. Hierbij ontstaat een duidelijk veranderde stromingssituatie, voornamelijk in de toplaag van de raai (deze is grotendeels droog en er is horizontale stroming 'over het kleilaagje heen' in de richting van de put). De stroming in de onderste laag blijft echter vergelijkbaar, zodat sampling van de meest oostelijke, diepere stroombaan gerechtvaardigd blijft. Het verdient wel aanbeveling om de grondwaterstanden in de tijd bij te houden en dit temporele gedrag in het model te brengen.

2.5 Geochemische analyse van de boorkernen

De in par. 2.3 omschreven boorkernen zijn chemisch geanalyseerd met als doel het vaststellen van:

- het globale retentievermogen van de bodem voor enkele typen verontreinigingen in het infiltratiewater;
- de algemene bodemsysteemeigenschappen, in het bijzonder het zuur- en redox-bufferend vermogen (vanwege hun invloed op het retentievermogen van de bodem voor verontreinigingen);
- de huidige mate van ophoping van verontreinigingen en
- ruimtelijke patronen in het geochemische systeem en concentratieniveau van verontreinigingen.

De in totaal 64 boorkernen uit de vijf pulsboringsen zijn genomen met het Ackerman-steekapparaat. Zij zijn in-situ luchtdicht afgesloten met paraffine en vervolgens gekoeld (4 °C) en donker opgeslagen tot behandeling volgde in het laboratorium. Daar inmiddels uit de wateranalyses was gebleken dat het bodemsysteem vrijwel geheel zuurstofhoudend was, is afgezien van de zeer bewerkelijke, anoxische monstervoorbehandeling. Op 12 april 2001 zijn aanvullend nog vier zeer ondiepe grondmonsters gestoken van de bekkenbodem (0-0,1 m), te weten de monsters A, C, D en E in figuur 4.

Uit de 68 boorkernen zijn er 18 gekozen voor chemische analyse, waarvan acht inclusief onderzoek op korrelgrootteverdeling. Van de 18 monsters waren er tien ongemengd (uit individuele kernen) en acht gemengd (mengmonsters van twee tot drie individuele boorkernen).

Acht (meng)monsters zijn uitvoerig geanalyseerd en tien monsters in beperkte mate. In tabel 1 zijn beide analysepakketten gespecificeerd. Een uitgebreid pakket bestond uit de parameters nrs. 1 t/m 10; een beperkt pakket uit de parameters nrs. 1 en 5.

Tabel 1. Overzicht van de in dit onderzoek toegepaste analysepakketten met enkele specificaties, waaronder de motivatie.

BULKEIGENSCHAPPEN	
1	thermogravimetrie: 105 °C (droogrest, nodig om alle meetresultaten te betrekken op droge stof gehalte), 450 of 550 °C (gloeirest, maat voor totaal organische stof, o.a. nodig voor toetsing aan normen), 1000 °C (brandrest: maat voor totaal carbonaten).
2	korrelgrootteverdeling: via zeven afscheiding van fractie ≥ 2 mm (= totaal grind) en via laserbuigingsmethode de fractie < 2 mm nader kwantificeren, met name lutum = $< 2 \mu\text{m}$, slib = $< 16 \mu\text{m}$, silt = $2-64 \mu\text{m}$, gemiddelde korrelgrootte. Lutum nodig voor o.a. toetsing aan normen, schatting CEC en correctie gloeirest. Grindfractie nodig om alle analyseresultaten te betrekken op het totale monster (meestal wordt nl. alleen de fractie < 2 mm chemisch onderzocht).
3	pH-H ₂ O en EC-H ₂ O: detectie op monsternametrauma.
4	C,N,S via pyrolyse en gasdetectie: totaal gehalten aan koolstof (indien tevoren ontkalkt, dan organische koolstof welke o.a. nodig is voor berekening van sorptie van organische microverontreinigingen), stikstof en zwavel.
5	de totaalgehalten via XRF van 30 elementen: Na, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Al, Ti, Si, P, S (%-niveau) en As, Ba, Cr, Cu, Ga, La, Nb, Nd, Ni, Pb, Rb, Sc, Sn, Sr, Th, U, V, Y, Zn, Zr (ppm-niveau). Nuttig bij toetsing aan bodemnormen, Al nuttig als relatieve maat voor hoeveelheid kleimineralen, Ca nuttig als indicator van maximale kalkgehalte (na vermenigvuldigen met 2,5), S nuttig als schatter van maximale gehalte aan ijzersulfiden.
6	de totaalgehalten in een zuurextract (b.v. koningswater) bij hoge temperatuur en druk, met analyse via ICP-MS: ca. 55 elementen ongeveer als pakket 5 plus Li, Be, B, Sc, Co, Cu, As, Se, Mo, Ag, Hg, Cd, Sn, Sb, Cs, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu, Hf, Ta, Pt, Au, Tl en Bi. Gehalte is meestal lager dan met pakket 5 vanwege kleinere bijdrage van silicaatmineralen (tenzij HF toegevoegd is). Nut als vermeld onder 5, doch tevens resultaten voor enkele belangrijke zware metalen als Ag, Cd, Co en Hg (XRF niet mogelijk) waarvoor bodemnormen bestaan.
7	de totaalgehalten aan diverse organische microverontreinigingen: VOX (Vluchtige Organohalogenen), BTEX (o.a. Benzeen, Tolueen, Ethylbenzeen en Xyleen), Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK), Polychloorbifenylen (PCB), OrganoChloorPesticiden (OCP), olie, chloorfenolen, chloorbenzenen en Extraheerbare Organohalogenen (EOX).
SPECIFIEKE EIGENSCHAPPEN	
8	kalk via calciumextractie met HCl: ppm-niveau (nauwkeuriger dan 1000 °C residu en Ca-extractie via XRF of ICP-MS, als beneden 0,1-1%).
9	CEC via berekening uit lutum- en organisch stofgehalte. Van belang voor retardatie of uitspoeling van positief geladen ionen zoals zware metalen.
10	(Hydr)oxiden van Fe, Mn en Al, via extractie met ascorbinezuur of hydroxylamine.

2.6 Kolomproeven met de boorkernen

Doel van de kolomproeven was om vast te stellen hoe het bodemsysteem reageert op een relatief kortdurende stootbelasting van een mix aan bestrijdingsmiddelen (waarvan enkele te boek staan als xeno-oestrogenen). Anders gezegd, onderzocht is het retentievermogen van 0,4 m bodem onder incidenteel voorkomende piekbelastingen.

In twee runs zijn de boorkernen (figuur 4) gedurende één week met infiltratiewater uit de praktijk doorspoeld (0,2 L/h), in de geautomatiseerde minikolomopstelling van Kiwa. Aan het in een tank aangevoerde infiltratiewater (uit bekken 13) is een cocktail van tien bestrijdingsmiddelen toegevoegd, elk in een concentratie van 0,7-1,1 µg/l. Het betrof: atrazin, bentazon, diuron, DNOC (= 4,6-dinitro-o-cresol), isoproturon, MCPA (= (4-chloor-2-methylfenoxy)azijnzuur), MCPP (= mecoprop), metamitron, metribuzin, pentachloorfenol en pirimicarb.

De inwendige kolomdiameter was 9 cm, de kolomhoogte bedroeg ca. 0,4 m voor kolommen 1, 2, 4 en 6 (1^e run) en 0,8 m voor kolommen 3 en 5 (2^e run). Aan de dosering van de bestrijdingsmiddelencocktail ging een periode van ca. 5 uur vooraf, gedurende welke het infiltratiewater uit de tank de kolom voorspoelde, totdat een stabiel EGV bereikt werd. Tijdens het doseringsexperiment werden EGV, pH, O₂ en NO₃ periodiek gemeten in het effluent. De bestrijdingsmiddelen zijn automatisch bemonsterd en in-line met HPLC geanalyseerd. Na de proef met de cocktail volgde een tracerproef met NaCl voor de nauwkeurige vaststelling van het doorbraakverloop van water. Tevens werd daarmee aangetoond dat er geen sprake was van kortsluitstroming in de kolom.

Algemene informatie over de minikolomopstelling van Kiwa is te vinden in [4].

2.7 Analyse van water uit de waarnemingsputten

Doel van het hydrochemische onderzoek, verricht aan watermonsters uit de waarnemingsputten in de meetraai, was het vaststellen van:

- het momentane concentratieniveau van verontreinigingen in het infiltratiewater in het bodempassagesysteem;
- de algemene grondwatersysteemeigenschappen, in het bijzonder die welke aanwijzingen geven inzake relevante bodemprocessen, zoals de afbraak van organische stof, pyrietvorming of -oxidatie en oplossing van kalk of aluminiumsilicaten (ter verklaring en voorspelling van het retentievermogen van de bodem);
- ruimtelijke patronen in het hydrochemische systeem en concentratieniveau van verontreinigingen.

In december 2000 - januari 2001 zijn alle waterleverende minifilters (in totaal 16 stuks) uit de meetraai voor de eerste keer bemonsterd en op macroparameters geanalyseerd.

Op basis van de geconstateerde aërobie van het grondwatersysteem is besloten geen meting aan H₂ en CH₄-gas uit te voeren en is de keuze gemaakt voor tien meetpunten tijdens de uitvoerige hydrochemische scan op 10-11 april 2001.

Anorganische bestanddelen en somparameters

Het anorganische deel van het analysepakket (incl. somparameters) is geanalyseerd met de ICP-MS-techniek waarbij simultaan het grootste deel der macroparameters en 65 spore-elementen gemeten worden. Dit deel bestond derhalve uit: de gebruikelijke veldmetingen (temperatuur, EGV, pH, O₂), macroparameters (waaronder alle macro-ionen, Fe, Mn, PO₄, DOC, UV-extinctie) en 65 spore-elementen (waaronder de gebruikelijke zware metalen, lichte metalen, lanthaniden en enkele actiniden). Deelmonsters bestemd voor analyse middels ICP-MS werden in het veld over 0,45 µm gefiltreerd, in PE-flessen afgevuld en in het laboratorium aangezuurd tot pH 1,5-2. EGV, pH en HCO₃ werden op de dag van monsternamen bij aankomst in het laboratorium onmiddellijk geanalyseerd.

Organische MicroVerontreinigingen (OMIVE)

De keuze van het organische deel van het analysepakket werd ingegeven door de groepering van specifieke OMIVE in simultaananalyses en meerdere inventarisaties in het (nabije) verleden, te weten:

- het zogenaamde Balansonderzoek van Kiwa met, voor Weerseloseweg, meetresultaten uit 1994-1995 en een synthese van diverse kwaliteitsonderzoeken in de periode 1952-1996 [5];

- een evaluatie van de voorzuivering te Elsbeekweg en de infiltratie Weerseloseweg tijdens de jaren 1995-1996 [6];
- een rapport over het waterkwaliteitsverloop van het ingenomen water aan de Elsbeekweg, het water in het voorraadbekken (na voorzuivering) en het gemengde ruwe water na bodempassage aan de Weerseloseweg;
- een tweetal analyses van het water in bekken 13 en 26, ten behoeve van het onderhavige onderzoek, op diverse OMIVE op resp. 14-8-2000 en 4-9-2000;
- een Kiwa-onderzoek naar oestrogene stoffen in oppervlaktewater, waaronder het Twentekanaal, in 1999 en 2000 [7];
- een Kiwa-inventarisatie voor de Nederlandse situatie van de productie, het gebruik en voorkomen en de risico's van stoffen met xeno-oestrogene werking vanuit het oogpunt van drinkwaterbereiding [8].

Gekozen is voor de volgende groepen van OMIVE:

- de meer algemene: VOX, BTEX, PAK, PCB en OCP, waaronder de diverse HCHs;
- de meer bijzondere: fenylureumherbiciden (o.a. diuron), vluchtige OMIVE via gasstrip-GC-MS, chloor-, nitro- en lage alkylfenolen, triazines (o.a. atrazin en simazin) en hogere alkylfenolen.

Van deze stoffen vertonen de navolgende een potentieel xeno-oestrogene werking: atrazin, 2,4-D, 2,4-dichloorfenol, dichloormethaan, o-endosulfan, γ -HCH (lindaan), β -HCH, HCB, 4-nitrotolueen, 4-nonylfenol, parathion, pentachloorfenol, pentylfenol.

De monsters voor OMIVE werden in glazen flessen afgevuld en luchtdicht afgesloten en zowel donker als gekoeld vervoerd naar het laboratorium en daar maximaal één week opgeslagen vóór analyse.

Microbiologie

Als de microbiologische parameters zijn geselecteerd: thermotolerante *E. coli* en *Clostridium perfringens*. Voor de keuze van deze parameters waren van belang de directe relatie met het infiltratiewater en de indicatieve waarde van *Clostridium* (dat dankzij sporenvorming lang kan overleven) voor het gedrag van andere pathogene micro-organismen zoals *Giardia* en *Cryptosporidium*.

Gestreefd werd naar bemonstering van grote volumina (100 L), omdat dat de aantoonbaarheidsgrens en nauwkeurigheid van de analyse zeer ten goede komt. Voor het oppervlaktewater was dit niet nodig, maar voor het grondwater werd dit noodzakelijk geacht. Het lukte echter niet om met de minifilters het gewenste volume binnen haalbare tijd op te pompen. Besloten werd te volstaan met 1-10 L.

De gesteriliseerde glazen flessen werden in het veld met een septum afgesloten, koel en donker vervoerd naar het Kiwa-laboratorium en aldaar onmiddellijk gefiltreerd over een 1 μ m membraanfilter. Aansluitend werd onmiddellijk een kweek ingezet en tenslotte het resultaat geteld.

RESULTATEN CHEMISCHE BEPALINGEN

3.1 Chemische samenstelling bodem

De meetresultaten voor de boorkernen zijn in beknopte vorm gepresenteerd in tabel 2. In deze tabel zijn de OMIVE-cijfers weggelaten, omdat deze beneden de aantoonbaarheidsgrens lagen.

De 18 monsters zijn onderverdeeld in drie groepen:

- ondiep, (water)verzadigd: in de fijnzandige of lemige, waterverzadigde bovenlaag (zoals direct onder de bekkenbodem en in de leemlaag bij boring WWP75 (SKB5);
- ondiep, (water)onverzadigd: in de fijnzandige of lemige, wateronverzadigde bovenlaag (zoals langs het oevertalud bij boring WWP74 (SKB4); en
- diep: in het waterverzadigde deel van het grofzandige pakket waaraan onttrokken wordt.

Uit tabel 2 volgt als algemeen kenmerk voor de drie groepen: weinig reactief sediment, vrijwel kalkloos en arm aan organische stof (OS), lage kationuitwisselcapaciteit (CEC), pH-neutraal en zonder FeS(2).

Het verloop van enkele bodemkenmerken tegen de diepte staat in figuur 10. Hieruit en uit tabel 2 volgt dat de leemlaag (tussen 27 en 28 m+NAP) de hoogste gehalten aan reactieve bodembestanddelen (zoals OS, lutum en kalk) en AMIVE (zoals As, Cd, Pb) kent. De laagste gehalten vinden we in de "racelaag" (de diepe groep). De bovenlaag met bodemslib in bekken 13 vertoont verrassend lage gehalten, lager dan de leemlaag. De verklaring hiervoor is dat bodemslib in 1994/95 grondig verwijderd is en het infiltratiewater sedertdien een zeer goede kwaliteit heeft.

Het algehele verontreinigingsniveau van de grondmonsters is bijzonder laag te noemen. In vrijwel alle monsters liggen de meetwaarden beneden de streefwaarden (natuurlijke achtergrond) volgens [9]; interventiewaarden en tussenwaarden (halverwege streef- en interventiewaarde) zijn nergens overschreden.

Tabel 2. Beknopt overzicht van de geochemische analyseresultaten. Alle geanalyseerde OMIVE waren < aantoonbaarheidsgrens.

MONSTERCODE	DIEPTE	Groep	Lutum	Gfnd	Gloei- verlies	C-org	Kalk	CEC	S-totaal	Al-ox	Fe-ox	Mn-ox	Al	As	Ba	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	V	Zn
	m+NAP	Type ¹	% d.s.	% d.s.	% d.s.	% d.s.	% d.s.	meq/ kgds	mg/kgds	mg/kgds	mg/kgds	mg/kgds	% ds	mg/kgds	mg/kgds	mg/kgds	mg/kgds	mg/kgds	% ds	% ds	mg/kgds	mg/kgds	mg/kgds	mg/kgds
A	28.4	OV	0.52	0	0.3	0.05	0.129	5.59	-0.1	265	235	47.7	1.61	2.17	250	1.12	27.7	0.7	0.235	0.0099	4.1	7.6	11.6	3.9
CDE	28.4	OV	0.63	0	0.4	0.09	0.127	7.56	-0.1	284	297	67.7	1.55	1.79	245	1.24	21.4	2.1	0.231	0.0122	4.6	6.9	11.8	4.4
75-0.4 (KOLOM1)	28.1	OV		0.5	0.199		0.15						1.68	2.10	309	1.01	36.2	71.7	0.264	0.0080	4.0	19.6	13.6	10.7
75-1.2 (KOLOM2)	27.3	OV		1	0.495		0.3						5.41	2.82	825	2.73	88.5	58.0	0.789	0.0054	9.7	35.0	43.9	43.8
74-0.8 (KOLOM4)	30.2	OO	0.49	0	0.2	0.00	0.114	4.40	-0.1	176	99	8.0	0.47	0.95	133	0.61	7.3	7.4	0.010	0.0007	0.3	6.4	6.5	0.0
73-3.5 (KOLOM6)	30.1	OO	0.74	0	0.2	0.03	0.127	5.46	-0.1	369	176	-3	1.70	1.51	256	0.69	26.3	2.5	0.271	0.0043	3.6	7.9	12.5	5.2
74-1.8 (a)	29.2	OO		0	0.2		0.139						1.81	1.35	278		29.5	51.6	0.226	0.0049	2.7	11.4	13.8	6.9
74-2.2 (b)	28.8	OO		0	0.2		0.149						1.86	1.62	284		28.9	15.7	0.227	0.0051	3.5	8.0	12.4	6.3
74-2.6 (c)	28.4	OO		0	0.2		0.163						1.88	1.56	278		33.5	5.4	0.294	0.0061	3.3	16.2	13.6	7.1
74-3.0 (d)	28.0	OO		0	0.2		0.166						1.92	1.70	278		33.2	22.5	0.298	0.0063	3.9	9.5	14.7	9.9
74-3.4 (e)	27.6	OO		0	0.2		0.132						1.64	0.78	255		25.9	19.8	0.224	0.0050	3.9	10.5	10.9	9.5
74-3.8 (f)	27.2	OO		0	0.1		0.091						1.35	0.56	246		24.3	62.5	0.139	0.0033	2.7	9.7	10.0	4.9
74-4.2 (g)	26.8	D		0	0.2		0.114						1.41	0.96	240		20.8	9.7	0.168	0.0042	2.5	9.0	8.1	6.8
74-5.0 (h)	26.0	D		25	0.15		0.028						0.64	0.84	133		11.2	5.2	0.041	0.0010	2.3	19.4	6.1	6.6
74-5.4 (i)	25.6	D		25	0.225		0.019						0.60	0.95	126		8.1	8.3	0.030	0.0005	2.2	6.8	4.7	7.3
71-9.0 (KOLOM5)	24.2	D	0.33	0.5	0.199	0.04	0.036	3.67	-0.1	72	88	-3	0.76	0.97	164	0.91	9.3	2.0	0.041	0.0015	2.1	5.6	7.0	0.0
75-4.4 (KOLOM3)	24.1	D	0.00	0	0.2	0.00	0.026		-0.1	29	62	-3	1.50	1.24	251	0.40	21.8	22.3	0.185	0.0054	3.5	8.7	9.1	5.0
74-7.4 (j)	23.6	D		1	0.099		0.009						0.49	0.59	132		12.1	3.1	0.001	0.0004	0.6	13.9	3.1	6.4
MEAN Type OO	28.7	OO	0.62	0.00	0.19	0.02	0.14	4.93	-0.1	273	137	2.5	1.58	1.25	251	0.65	26.1	23.4	0.211	0.0044	3.0	10.0	11.8	6.2
MEAN Type OV	28.1	OV	0.58	0.38	0.35	0.07	0.18	6.57	-0.1	275	266	57.7	2.56	2.22	407	1.52	43.5	33.1	0.380	0.0089	5.6	17.3	20.2	15.7
MEAN Type D	25.0	D	0.17	8.58	0.18	0.02	0.04	3.67	-0.1	50	75	-3.0	0.90	0.92	174	0.65	13.9	8.4	0.078	0.0022	2.2	10.6	6.3	5.4

¹ OV = ondiep, verzadigd; OO = ondiep, onverzadigd; D = diep, verzadigd

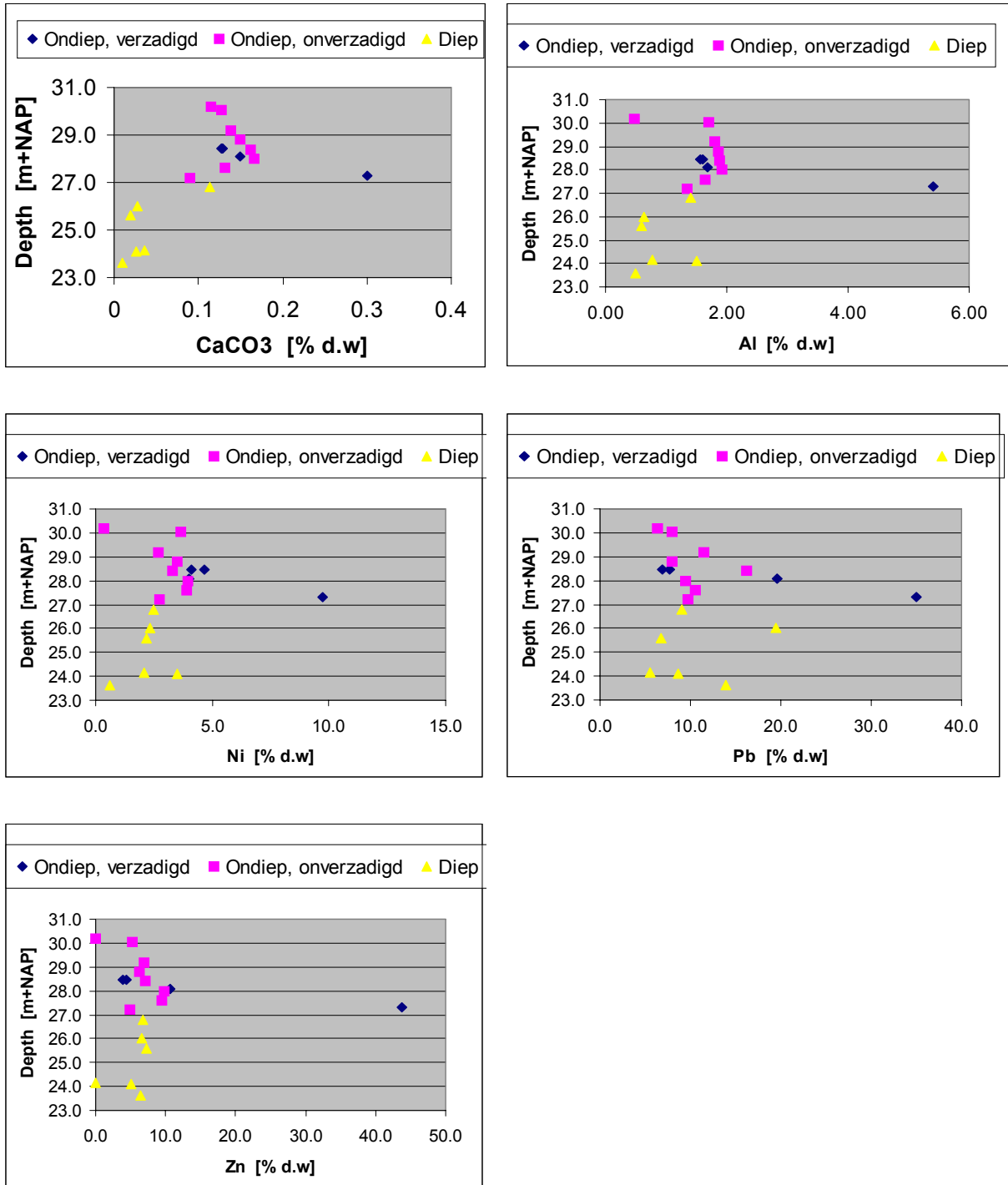


Fig. 10. Chemische samenstelling van de doelaquifer van de Weerseloseweg als functie van de diepte (maaiveld op ca. 33,5 m+NAP).

3.2 Hydrochemie

De meetresultaten zijn in beknopte vorm gepresenteerd in tabel 3 (grotendeels de anorganische analyses) en in tabel 4 (de OMIVE). In tabel 3 zijn de bijzondere spore-elementen weggelaten (zoals de lichte metalen, lanthaniden en actiniden) en in tabel 4 zijn die OMIVE weggelaten, waarvan de meetresultaten op alle meetpunten (zonder uitzondering) beneden de aantoonbaarheidsgrens lagen.

Het min-teken (zoals bij $-0,05$) houdt bij de WMO-analyses in, dat de OMIVE component niet kon worden aangetoond met een aantoonbaarheidsgrens van $2 \cdot \text{ABS}(-0,05) = 0,1$. Bij de Kiwa-analyses daarentegen kon de OMIVE dan wel aangetoond worden, doch beneden de aantoonbaarheidsgrens (eigenlijk rapportagegrens) van $2 \cdot \text{ABS}(-0,05) = 0,1$. Een waarde = 0 bij de Kiwa-analyses betekent dat de OMIVE component niet aangetoond kon worden.

De watermonsters zijn onderverdeeld in twee groepen:

- die langs een relatief ondiepe stroombaan (verticale grondwaterverplaatsing < 4 m): alle behalve onderstaand genoemde twee monsters; en
- die langs een relatief diepe stroombaan (verticale grondwaterverplaatsing $> 5,5$ m): de monsters uit de diepste stijgbuis van boring WWP71 (SKB1) en boring WWP73 (SKB3).

Uit tabel 3 volgt als algemeen kenmerk voor de twee groepen bodempassaat: (sub)oxisch (d.w.z. duidelijk nitraat- en licht zuurstofhoudend), licht kalkagressief water afkomstig uit het Twentekanaal (geen bijmenging met gebiedseigen grondwater), met (zeer) lage gehalten aan AMIVE en OMIVE en zodanig van samenstelling, dat er chemisch geen drinkwaternormen overschreden worden. Uitgangspunt bij laatstgenoemde vaststelling is dat een eenvoudige nazuivering, bestaande uit beluchting en snelfiltratie, het aanwezige Fe, Mn en NH_4 verwijdert en O_2 toevoegt tot de gewenste niveaus. Microbiologisch voldoet het water waarschijnlijk niet aan de normen voor thermotolerante *Escherichia coli* en *Cryptosporidium* (zie ook paragraaf 4.3). Een nadesinfectie blijft derhalve geboden, indien het onderzochte bodempassagesegment representatief is voor de hele winning.

Tabel 3. Beknopt overzicht van de grotendeels anorganische analyseresultaten voor de hydrochemische opname van 10-11 april 2001.

		WMO	SKB 4	SKB 5	SKB 5	SKB 3	SKB 3	SKB 2	SKB 1	SKB 1	WINPUT	DRINK- WATER- NORM
		opper- vlakte	filter 2	filter 1	filter 2	minifilter 9	filter 3	minifilter 9	minifilter 9	filter 3		
Diepte	m-MV	0	6.3-6.8	4.9-5.4	6.8-7.3	8.5-8.8	11.0-11.5	8.4-8.7	8.4-8.7	10.9-11.4	6-10	
Datum bemonstering		11/4/2001	11/4/2001	11/4/2001	11/4/2001	10/4/2001	10/4/2001	10/4/2001	10/4/2001	10/4/2001	10/4/2001	
Vert. afstand	m	0.0	3.0	0.3	2.3	3.9	6.0	3.7	3.8	5.8	3.2	
Horiz. afstand tot oever	m	0.0	-2.5	-22.0	-22.0	4.5	4.5	12.0	20.0	20.0	25.0	
Geschatte lengte bodempassage	m	0.0	6.0	0.3	2.5	15.0	40.0	22.0	30.0	55.0	35.0	
KIWA-LAB												
EGV (20oC)	uS/cm	444	460	454	454	536	468	481	454	480	447	1250
pH-lab		7.5	7.1	7	7	6.7	7.1	6.8	6.8	6.6	6.6	7-9.5
pH-veld			7.8	7.6	7.9	7.5	7.3	7.4	6.8	7	6.8	
TEMP	°C		7.6	7.2	6.5	6.9	7.8	8	7.3	8.7	6.9	25
O2-veld	mg/l	10	8	8.9	6.8	2.2	1.8	3.8	4.7	1.5	2.5	>2
TOC	mg/l	6.6	5.4	9	6.1	4.7	5	4	5.5	5.1	6.3	
UV-Ext	E/m	16	14	17	17	11	13	9.5	13	13	12	
Cl	mg/l	44	53	47	49	43	51	50	51	49	53	150
SO4	mg/l	56	60	55	59	72	55	59	55	65	61	150
HCO3	mg/l	75	80	80	75	140	95	110	70	100	60	>60
NO3-N	mg/l	5.2	4.8	4.5	5.1	2.3	4.5	4.1	3.6	1.9	3.6	11.3
Na	mg/l	34.9	34.3	36.1	34.1	34.9	39.5	30.4	40.2	41.2	36.2	150
K	mg/l	9.0	6.3	9.3	8.7	7.7	9.8	7.4	6.7	9.6	7.1	
Ca	mg/l	48.6	51.3	52.8	47.3	55.0	66.3	60.0	44.7	49.3	41.0	
Mg	mg/l	7.5	6.4	7.5	7.5	8.4	10.0	9.4	6.8	8.1	6.3	
Fe	mg/l	0.055	0.004	0.020	0.008	0.014	0.034	0.008	0.007	0.165	0.012	0.2
Mn	mg/l	0.0527	0.0002	0.0035	0.0003	0.0005	0.0074	0.0008	0.0002	0.0622	0.0212	0.05
NH4-N	mg/l	0.12	0.05	0.15	0.05	0.06	0.06	0.04	0.05	0.12	0.06	0.16
Si	mg/l	4.17	4.36	4.69	4.53	1.21	1.91	1.62	1.25	2.67	1.65	
KIWA-LAB: ICP-MS												
Al	µg/l	90.8	3.0	15.0	10.0	2.6	11.1	1.5	2.9	4.5	83.9	200
As	µg/l	0.7	1.0	0.9	0.6	0.8	0.6	0.7	1.3	0.8	0.8	10
B	µg/l	74	97	83	73	117	75	52	55	57	65	500
Ba	µg/l	45	31	48	48	33	38	33	28	90	42	
Be	µg/l	0.017	0.048	0.017	0.032	0.041	0.047	0.008	0.016	0.049	0.32	
Cd	µg/l	0.024	0.007	0.002	0	0.013	0.02	0.014	0.017	0.162	0.217	5
Co	µg/l	0.5	0.2	0.3	0.2	0.2	0.4	1.1	0.4	2.7	4.4	
Cu	µg/l	2.8	3.3	3.4	2.6	3.6	3.8	3.5	3.4	4.0	3.7	2
Hg	µg/l	0.001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Mo	µg/l	0.9	0.8	0.9	0.7	1.1	1.3	0.9	1.4	1.2	1.2	
Ni	µg/l	4.7	2.6	4.7	4.1	3.3	2.9	5.4	4.1	12.2	10.5	20
Pb	µg/l	0.19	0.08	0.29	0.06	0.07	0.27	0.11	0.05	0.06	1.39	10
Sb	µg/l	0.38	0.50	0.38	0.36	0.43	0.39	0.41	0.55	0.46	0.71	5
Se	µg/l	0.9	0.9	0.5	1.0	1.6	1.0	1.6	1.8	1.3	1.6	10
Sn	µg/l	0.121	0	0.046	0.006	0.04	0	0	0	0.077	0	
V	µg/l	0.8	1.2	1.3	0.7	1.2	2.6	1.1	2.6	1.1	1.0	
Zn	µg/l	3.8	1.7	4.0	5.3	2.2	3.0	5.2	2.7	5.5	18.5	

Tabel 4. Beknopt overzicht van de organische analyseresultaten voor de hydrochemische opname van 10-11 april 2001.

		WMO	SKB 4	SKB 5	SKB 5	SKB 3	SKB 3	SKB 2	SKB 1	SKB 1	WINPUT	DRINK- WATER- NORM
		oppervlak- te	filter 2	filter 1	filter 2	minifilter 9	filter 3	minifilter 9	minifilter 9	filter 3		
Diepte	m-MV	0	6.3-6.8	4.9-5.4	6.8-7.3	8.5-8.8	11.0-11.5	8.4-8.7	8.4-8.7	10.9-11.4	6-10	
Geschatte lengte bodem- passage	m	0.0	6.0	0.3	2.5	15.0	40.0	22.0	30.0	55.0	35.0	
WMO-LAB:												
1,1-dichloorethaan	µg/l	-0.05	-0.05	-0.05	-0.05	-0.05	-0.05	-0.05	-0.05	-0.05	-0.05	
Benzeen	µg/l	-0.005	-0.005	-0.005	-0.005	-0.005	0.02	0.02	-0.005	0.01	0.02	1
1,2-dimethylbenzeen (ortho-xyleen)	µg/l	-0.005	0.01	-0.005	0.03	0.1	0.09	0.17	0.06	0.1	0.12	
1,3+1,4-xyleen (m/p- xyleen)	µg/l	-0.005	0.05	-0.005	0.1	0.23	0.27	0.45	0.13	0.27	0.34	
ethylbenzeen	µg/l	-0.005	0.02	-0.005	0.04	0.07	0.09	0.17	0.05	0.1	0.13	
methylbenzeen = toluen	µg/l	-0.005	0.12	-0.005	0.11	0.21	0.3	0.57	0.09	0.28	0.5	
1,3,5-trimethylbenzeen	µg/l	-0.005	-0.005	-0.005	-0.005	0.01	-0.005	0.02	0.01	-0.005	0.01	
1,2,3-trimethylbenzeen	µg/l	-0.005	-0.005	-0.005	-0.005	0.02	-0.005	0.02	0.02	-0.005	0.01	
1,2,4-trimethylbenzeen	µg/l	-0.005	0.03	-0.005	0.02	0.1	0.05	0.12	0.11	0.06	0.07	
3-ethylmethylbenzeen	µg/l	-0.005	0.02	-0.005	0.01	0.05	0.04	0.07	0.05	0.03	0.05	
4-ethylmethylbenzeen	µg/l	-0.005	0.01	-0.005	-0.005	0.02	0.03	0.02	0.02	0.01	0.02	
cyclohexaan	µg/l	-0.005	-0.005	-0.005	-0.005	-0.005	-0.005	-0.005	-0.005	-0.005	0.05	
1,3-dichloorbenzeen	µg/l	-0.005	0.01	-0.005	0.03	0.03	0.06	0.07	-0.005	0.04	0.06	
chloorbenzeen	µg/l	-0.005	-0.005	-0.005	-0.005	-0.005	-0.005	-0.005	-0.005	-0.005	-0.005	
trichlooretheen	µg/l	-0.025	-0.025	-0.025	-0.025	-0.025	-0.025	-0.025	-0.025	-0.025	-0.025	
chloroform	µg/l	-0.025	-0.025	-0.025	-0.025	-0.025	-0.025	-0.025	-0.025	-0.025	-0.025	
dibroommethaan	µg/l	-0.025	-0.025	-0.025	-0.025	-0.025	-0.025	-0.025	-0.025	-0.025	-0.025	
broomdichloormethaan	µg/l	-0.025	-0.025	-0.025	-0.025	-0.025	-0.025	-0.025	-0.025	-0.025	-0.025	
KIWA-LAB:												
dichloormethaan	µg/l	0	0	0	0	-0.01		-0.01	-0.01		12	
1,1-dichloorethaan	µg/l	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01		0	0		0	
benzeen	µg/l	-0.01	0.4	0.1	0.2	-0.01		-0.01	-0.01		0.08	
1,2-dimethylbenzeen (ortho-xyleen)	µg/l	0	0.2	0.03	0.2	0.07		0.05	0.09		0.1	
1,3+1,4-xyleen (m/p- xyleen)	µg/l	0	0.6	0.08	0.5	0.2		0.1	0.2		0.4	
ethylbenzeen	µg/l	0	0.2	0.04	0.2	0.06		0.04	0.06		0.1	
methylbenzeen = toluen	µg/l	0.05	1	0.3	1	0.15		0.1	0.17		0.6	
1,2,4-trimethylbenzeen	µg/l	0	0.05	0	0.04	-0.01		0	0.06		0.03	
cyclohexaan	µg/l	0	0	0	0	0		0	0		0.05	
1,3-dichloorbenzeen	µg/l	0	0	0	0	0		0	0		0.05	
chloorbenzeen	µg/l	0	0	0	0	0		0	0		0.01	
trichlooretheen	µg/l	0	0	0	0	0		0	0		0.02	10
chloroform	µg/l	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01		-0.01	-0.01		0.2	
dibroommethaan	µg/l	0	0	0	0	0		0	0		0.05	
broomdichloormethaan	µg/l	0.03	0.03	0	0.03	0		0	0		0	
2,4-dichloorfenol	µg/l	0	0.01	0.01	0.02	0.02		0.01	0.01		0.02	0.1
desmetryn	µg/l	0.1	-0.035	-0.035	-0.035	-0.035		-0.035	-0.035		-0.035	0.1
simazin	µg/l	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01		-0.01	0.06		-0.01	0.1
prometryn	µg/l	-0.02	-0.02	-0.02	-0.02	-0.02		-0.02	0.12		-0.02	0.1
metoxuron	µg/l	-0.015	0.04	-0.015	-0.015	-0.015	0	-0.015	-0.015	0	-0.015	0.1
<i>Escherichia coli</i>	KVE/l	2.3	1.5	-1.25	-0.2	-0.08		-0.05			0.32	0 / 0.1 L
<i>Clostridium perfringens</i>	KVE/l	14	13	15	6.2	5		-0.7	2.1		5.5	0 / 0.1 L

3.3 Effluent minikolommen

De meetresultaten zijn in uitgewerkte vorm gepresenteerd in figuur 11 t/m figuur 13. De uitwerking behelste een aanpassing van zowel de gemeten concentraties als de tijdas. De gemeten concentraties in de uitloop van de kolommen zijn uitgedrukt als percentage van de concentratie in de kolomtoevoer. De totale tijdsduur van de doorspoeling van de kolom met de cocktail aan bestrijdingsmiddelen is gedeeld door de tijd nodig voor het eenmaal doorspoelen van het totale poriënvolume van de kolom. Het resulterende quotiënt wordt genoemd ADP (= Aantal Doorspoelingen van het Poriënvolume) of kortweg PV (= Porie Volumes).

De tijd nodig voor 1 PV is berekend (uitgaande van 35% porievolume) en bepaald middels de NaCl-tracerproef volgend op de cocktailproef. De overeenkomst was in alle gevallen zeer goed, de tijd voor 1 PV was voor de 0,4 m lange kolommen (1e run) 3-4 uur, voor de 0,8 m lange kolommen (2e run) het dubbele. De eerste run van de cocktailproef duurde ruim vijf dagen, leidend tot 32-41 PVs, de tweede run duurde ruim negen dagen, leidend tot 27-29 PVs.

Tijdens de cocktailproef zijn in- en effluent tevens gemonitord op pH, EGV, O₂- en NO₃-concentratie. De meetresultaten staan in tabel 5. Hieruit volgt dat de cocktailproeven onder aërobe condities (penoxisch) verliepen (ook in de kolommen). Er werd maar heel weinig zuurstof verbruikt (1-2 mg/l) in de korte kolommen (eerste run, fijnzandige tot leemhoudende bovengronden) en nog minder (0,1-1,1 mg/l) in de lange kolommen (tweede run, grofzandige ondergronden). Nitraat werd niet verbruikt. De pH nam in alle kolommen iets af en het EGV iets toe, in de korte kolommen (eerste run) meer dan in de lange (tweede run). Dit correspondeert met de grotere reactiviteit van de fijnzandige bovengrond in vergelijking met grofzandige ondergrond.

Tabel 5. Meetresultaten van de omgevingsvariabelen (temperatuur, EGV, pH, zuurstof en nitraat) tijdens de cocktailproeven.

	Temperatuur °C	pH	EGV 20 °C µS/cm	O ₂ mg/l	NO ₃ -N mg/l
Toevoer 1e run	15-17	8.22	478	9.4-10.4	4.8-5.0
kolom 1 SKB.5-0/0.8	12	7.3-7.9	515	7.8-7.9	5.0
kolom 2 SKB.5-1/1.6	12	7.2-7.8	516	7.7-7.9	5.0
kolom 4 SKB.4-0/1.6	12	7.3-7.9	514	7.4-8.1	4.9-5.1
kolom 6 SKB.3-3/4	12	7.0-7.8	495	8.2-8.6	5.0-5.1
Toevoer 2e run	17-20	8.1-8.2	552-588	7.1-8.3	4.9-5.0
kolom 3 SKB.5-3/5.6	12	7.7-8.0	562-584	6.8-7.3	4.9-5.0
kolom 5 SKB.1-8/10	12	7.5-8.1	562-582	7.0-7.2	4.7-5.0

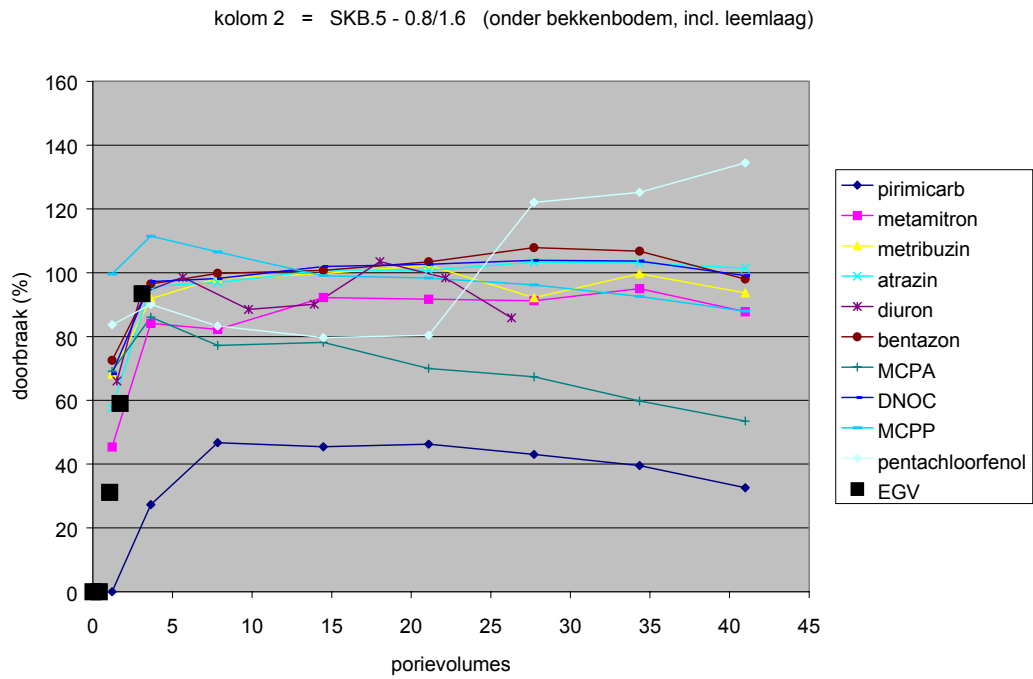
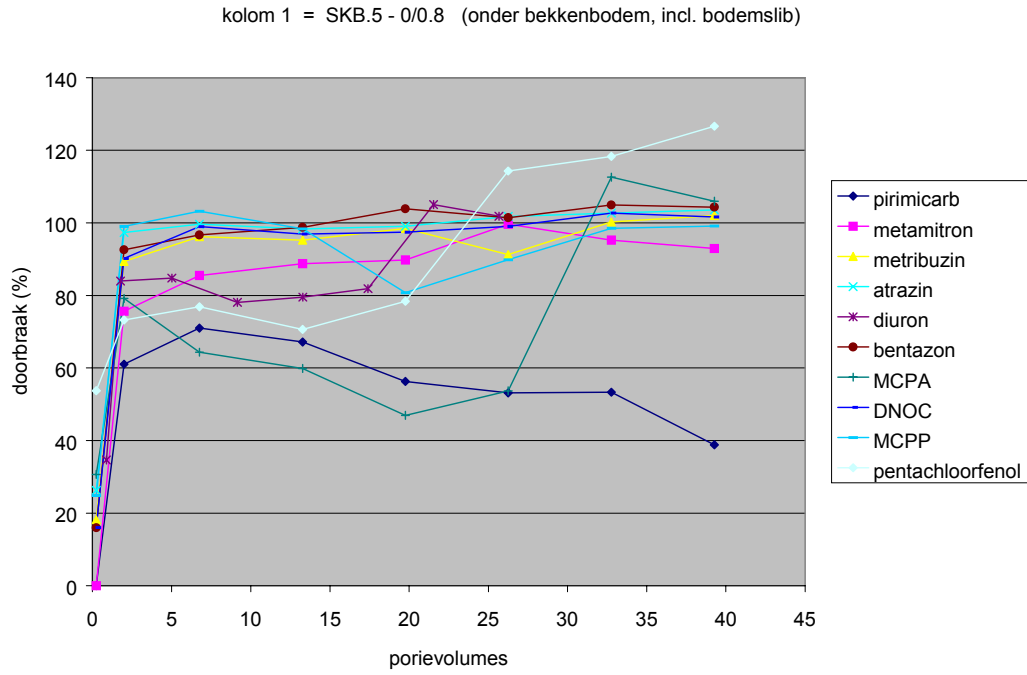


Fig. 11. Kwaliteitsverloop van het effluent van de kolommen 1 en 2 (eerste run).

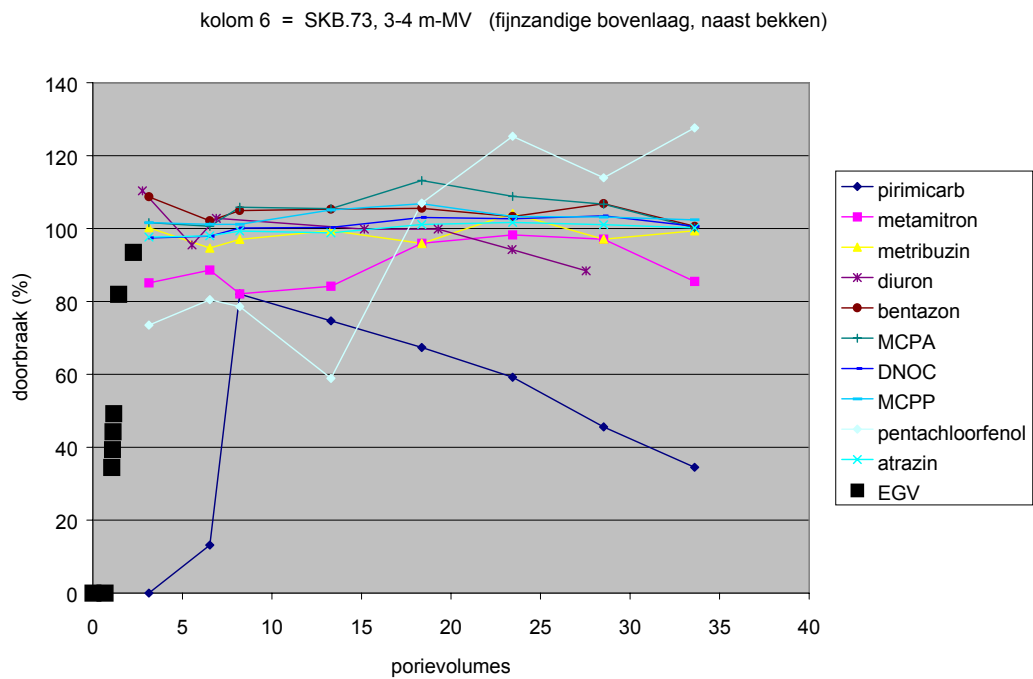
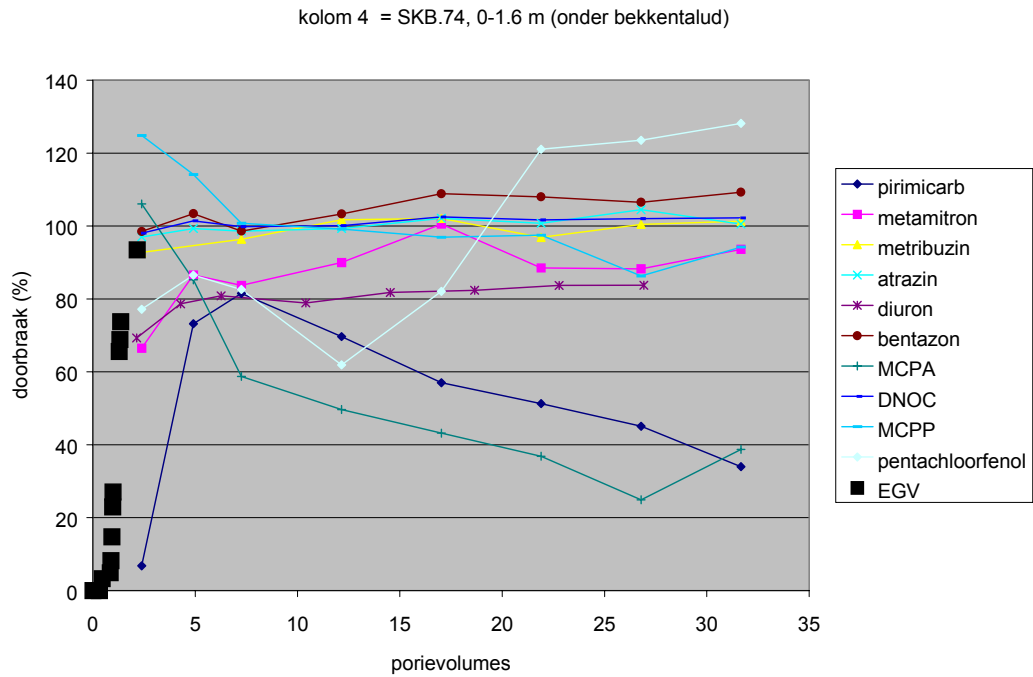
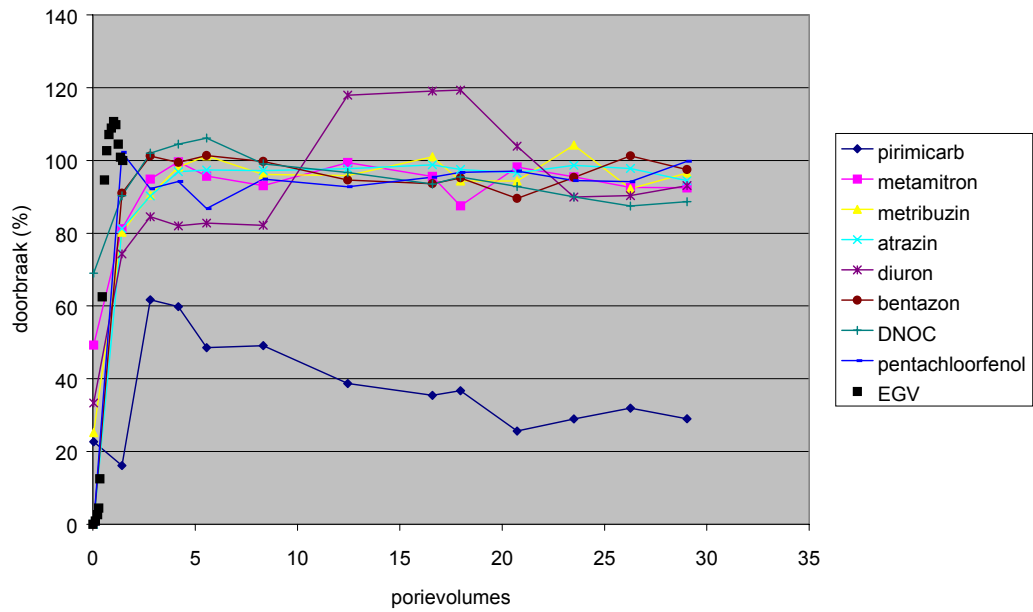


Fig. 12. Kwaliteitsverloop van het effluent van de kolommen 4 en 6 (eerste run).

kolom 3 = SKB.75, 3,2-5,6 m onder bekken (grofzandige doelaquifer)



kolom 5 = SKB.71, 8-10 m-MV (grofzandige doelaquifer, winningnabij)

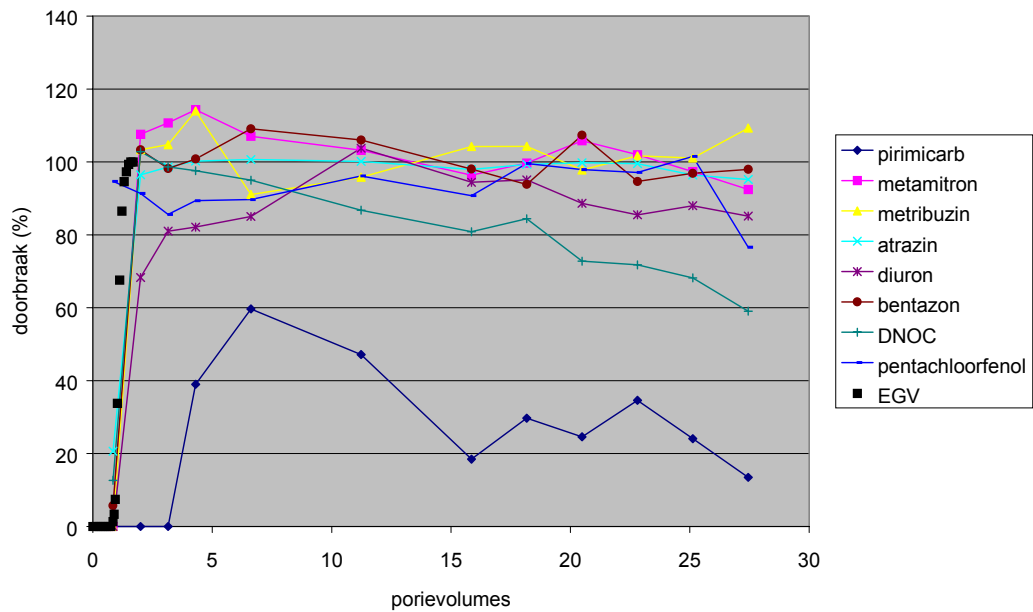


Fig. 13. Kwaliteitsverloop van het effluent van de kolommen 3 en 5 (tweede run).

HOOFDSTUK 4

RETENTIEAFSTANDEN

Dit hoofdstuk gaat achtereenvolgens in op de aanwezigheid van anorganische componenten (par. 4.1), organische microverontreinigingen (par. 4.2) en pathogene micro-organismen (par. 4.3). Alleen in de laatst genoemde paragraaf is een beschouwing opgenomen over de retentieafstanden, aangezien dat in de beide andere paragrafen niet opportuun bleek.

4.1 Anorganische componenten

Inleiding

Relevante anorganische verontreinigingen zijn nitraat, arseen en enkele spore-elementen waaronder zware metalen, omdat hun concentratieniveau in het infiltratiewater een potentiële bedreiging vormt of vormde voor hetzij het terug te winnen drinkwater, hetzij het bodemcompartiment (dat multifunctioneel dient te blijven).

Door overbemesting en andere oorzaken is er de laatste jaren sprake van een verhoogd nitraatgehalte in het grondwater. Hierdoor wordt de norm van 50 mg/l overschreden. De omzetting van nitraat (en stikstof in het algemeen) in de bodem komt grotendeels voor rekening van micro-organismen. Denitrificerende bacteriën zijn in principe aërobe bacteriën, die in aanwezigheid van nitraat en bij afwezigheid van zuurstof overschakelen op het gebruik van nitraat als de elektronenacceptor. Daarbij wordt N_2 gevormd via NO_2^- , NO en N_2O . Daarnaast kan nitraat via assimilatorische nitraatreductie worden omgezet naar ammonium, dat vervolgens als stikstofbron door de bacteriën kan worden gebruikt [10]. Dit laatste proces is in het veld echter niet aantoonbaar.

Als er voldoende organische stof aanwezig is, wordt nitraat door micro-organismen omgezet volgens onderstaande vergelijking:



Voor de omzetting van 1 gram nitraat is 0,67 g TOC nodig (uitgedrukt als CH_2O). Wanneer onvoldoende TOC aanwezig is, bestaat het gevaar van nitrietophoping. Voor de vorming van nitriet is slechts 0,24 g TOC nodig.

De *in-situ* gemeten denitrificatiesnelheden variëren aanzienlijk. Er zijn erg lage snelheden gevonden van 0,6-151 $\mu\text{mol } N_2O$ (0,2-48 $\mu\text{g N}$) geproduceerd $l^{-1} \text{ dag}^{-1}$ [11]. Echter, met ethanol gestimuleerde omzetting leidde tot hogere *in-situ* snelheden van 28,5 mg N $l^{-1} \text{ dag}^{-1}$ [12], terwijl door andere onderzoekers in een andere aquifer een ongestimuleerde omzettingssnelheid van 2,8-3,3 mg N $l^{-1} \text{ dag}^{-1}$ werd gemeten [13]. In een watervoerend pakket dat verontreinigd was met minerale olie werden *in-situ* maximale denitrificatiesnelheden gemeten van 0,09-0,42 h^{-1} (overeenkomend met halfwaardetijden van 1,7 tot 7,7 uur) [14].

De aanwezigheid van voldoende TOC is dus (zoals verwacht) een vereiste voor een voldoende hoge omzettingssnelheid. De goede oplosbaarheid van nitraat zal het probleem van hoge nitraatgehalten in het grondwater vergroten, aangezien er gemakkelijk uitspoeling kan optreden bij voldoende hoge stroomsnelheden van het grondwater.

Meetresultaten

Het verloop van enkele waterkwaliteitskenmerken tegen de geschatte afgelegde afstand in de ondergrond langs de meetraai staat in tabel 3 en figuur 14 (nitraat en arseen) en figuur 15 (cadmium en nikkel). De afstand 0 staat hierin voor de kwaliteit in het infiltratiebekken 13.

Het verloop van enkele zware metalen in de grondmonsters als functie van de diepte (figuur 10) biedt tevens inzicht in het retentievermogen van de bodem. Daarnaast verschaffen de kolomproeven nog informatie over het zuurstof- en nitraatverbruik tijdens zeer korte bodempassage (0,4-0,8 m in 4-8 uur).

Verloop van de waterkwaliteit met de afstand

In de interpretatie van het waterkwaliteitsverloop met de afstand is er de complicatie dat de kwaliteit van het infiltratiewater in het bekken varieert in de tijd (figuur 16) en dat met toenemende afstand in de bodem het water doorgaans ouder wordt, zodat veranderingen met de afstand ook (!) kunnen samenhangen met een andere waterkwaliteit in het bekken dan tijdens de momentane opname. Uit de plots van de waterkwaliteit in het voorraadbekken volgt echter, dat alle meetpunten de typisch lage chloride-concentraties (ca. 50 mg Cl/l) en hoge nitraat-concentratie (2-5 mg N/l) vertonen van het winterwater. Vooral de chlorideconcentraties onthullen, dat de ouderdom van het bemonsterde bodempassaat minder moet zijn dan één tot drie maanden.

Een andere complicatie is, dat heterogeniteiten in bodemsamenstelling voor lokale uitbijters in het waterkwaliteitsverloop met de afstand kunnen zorgen, omdat de waarnemingsputten niet exact dezelfde stroombaan zullen aantappen. De belangrijkste uitbijter is het meetpunt "winput" op 35 m afstand. Op zich is dat niet verwonderlijk, omdat hier vele stroombanen gemengd worden en de hoge stroomsnelheden rond de put kunnen leiden tot mobilisatie van zeer fijne kleideeltjes die het 0,45 µm filter van de bemonsteringsapparatuur passeren en oplossen in het zuur dat aan de flessen wordt toegevoegd. Dit heeft vooral gevolgen voor Al en spore-elementen (zoals Cd, Ni, lanthaniden en actiniden).

Verloop van de bodemkwaliteit met de diepte

Veranderingen in de bodemgehalten aan zware metalen met de diepte kunnen wijzen op (a) verschillen in accumulatie vanuit of uitloging door het infiltratiewater, of (b) natuurlijke variaties in bodemsamenstelling. De natuurlijke variaties worden in de onderhavige situatie vooral gedictieerd door verschillen in lutumgehalte (kleigehalte) of andere aluminiumsilicaten (waaronder glimmers, veldspaten e.d.). Als de metaalgehalten een positief lineair verband etaleren met het aluminiumgehalte, dat grotendeels de hoeveelheid kleimineralen (en andere aluminiumsilicaten) reflecteert, dan is de kans groot dat de verschillen in metaalniveau (met de diepte) het gevolg zijn van natuurlijke variaties.

In figuur 17 is genoemd verband getoond voor As, Ba, Ni, Pb en Zn. Voor Ba, Ni en Zn geldt, dat de verschillen vooral gedictieerd worden door natuurlijke verschillen in kleigehalte. Voor As en Cd spelen verschillen in accumulatie vanuit infiltratiewater wellicht een dominante rol. Het verkregen beeld lijkt in grote lijnen verdisconteerbaar.

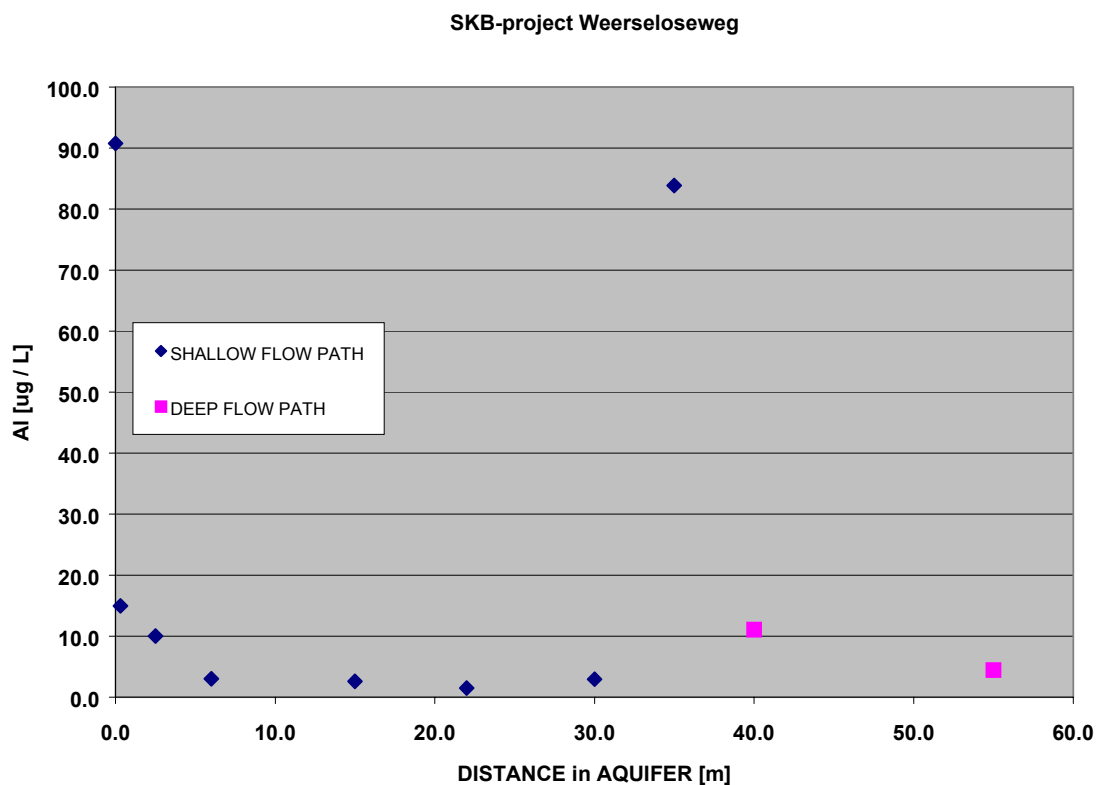
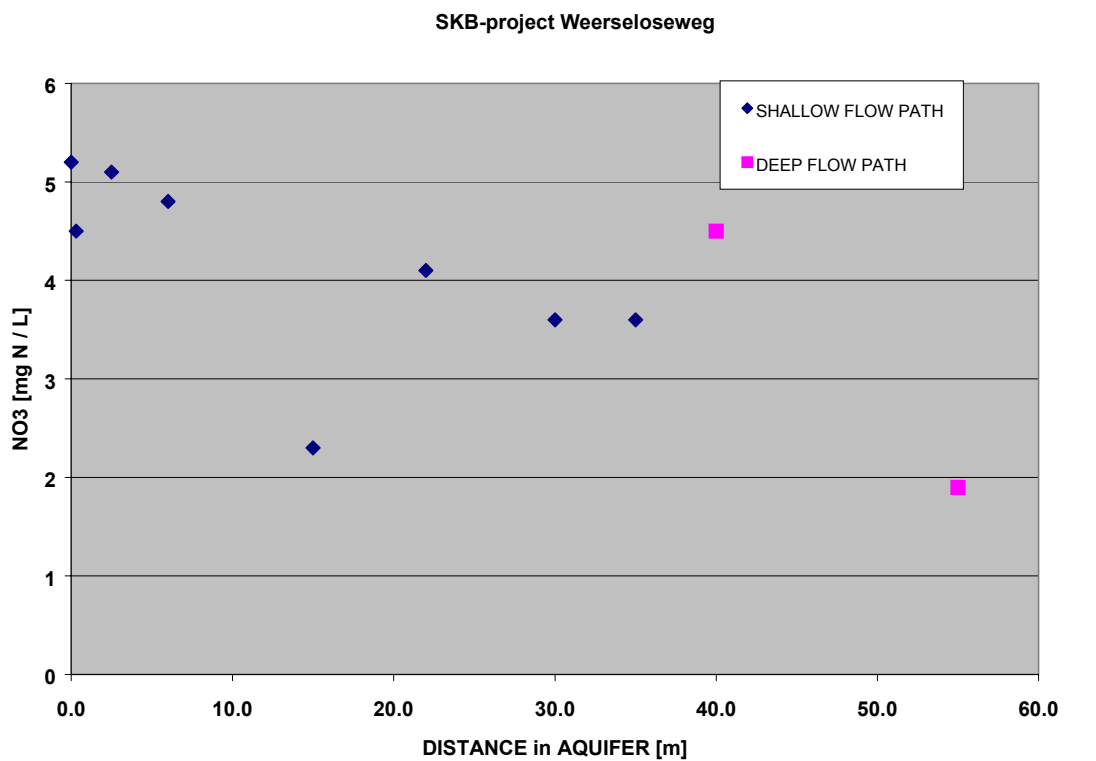
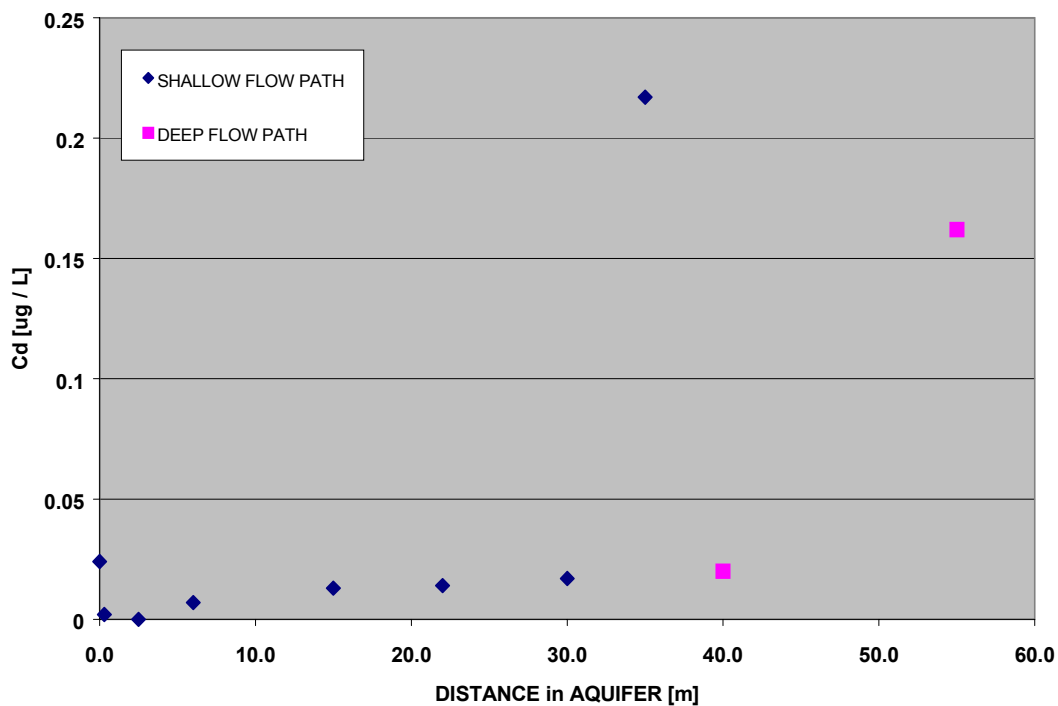


Fig. 14. Plot van de nitraat- en aluminiumconcentraties tegen de door het water afgelegde afstand ondergronds.

SKB-project Weerseloseweg



SKB-project Weerseloseweg

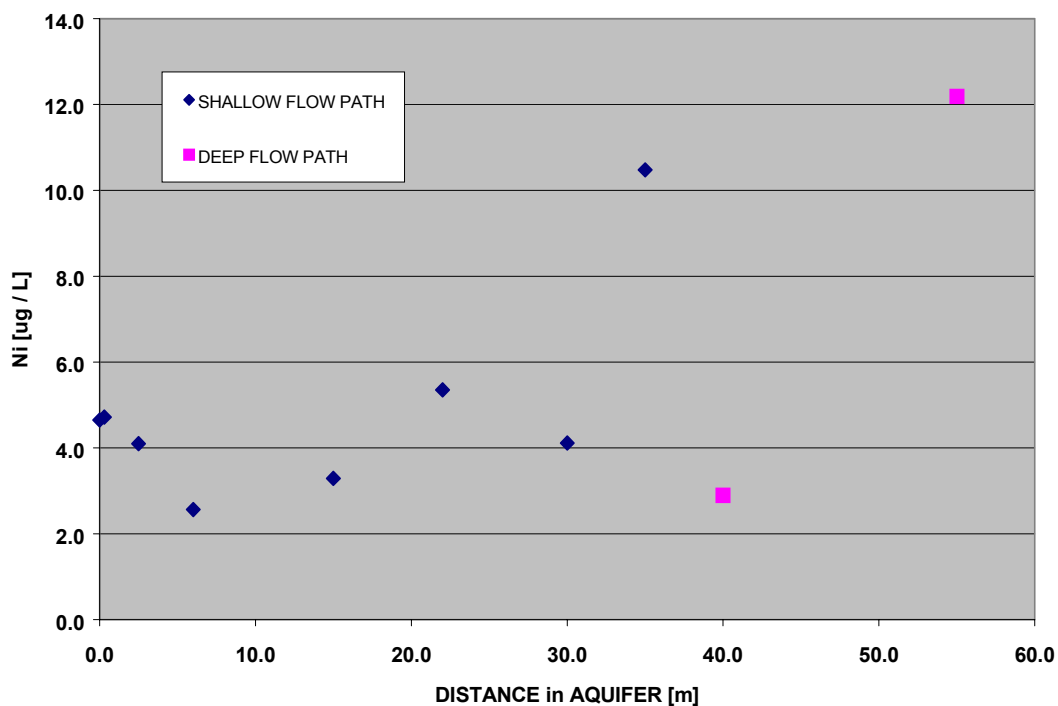


Fig. 15. Plot van de cadmium- en nikkelconcentraties tegen de door het water afgelegde afstand ondergronds.

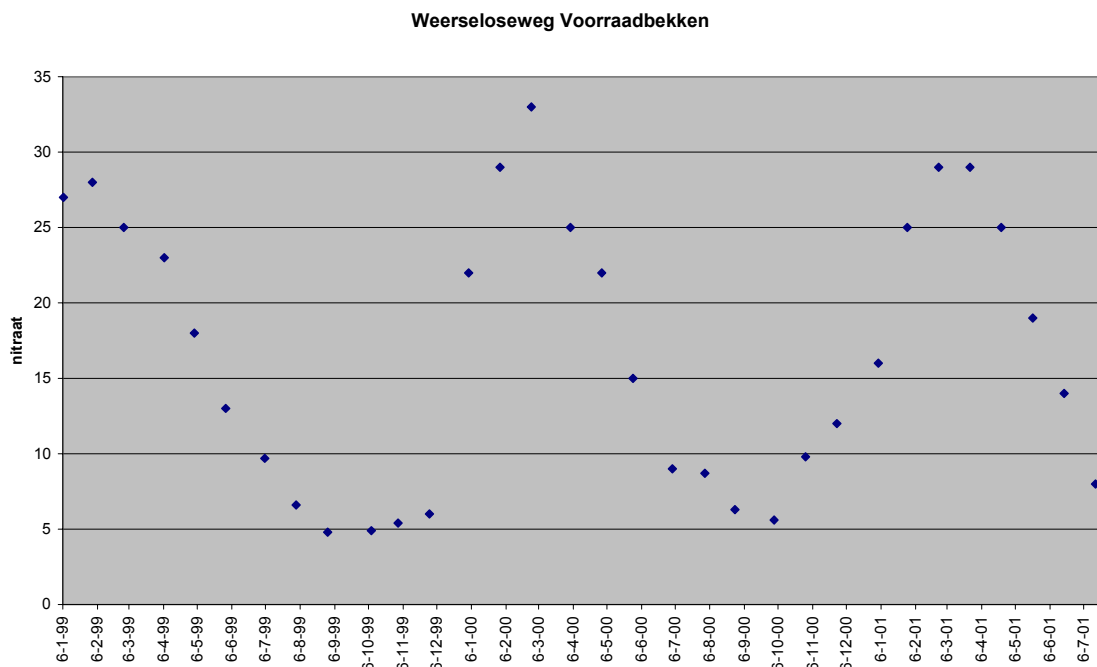
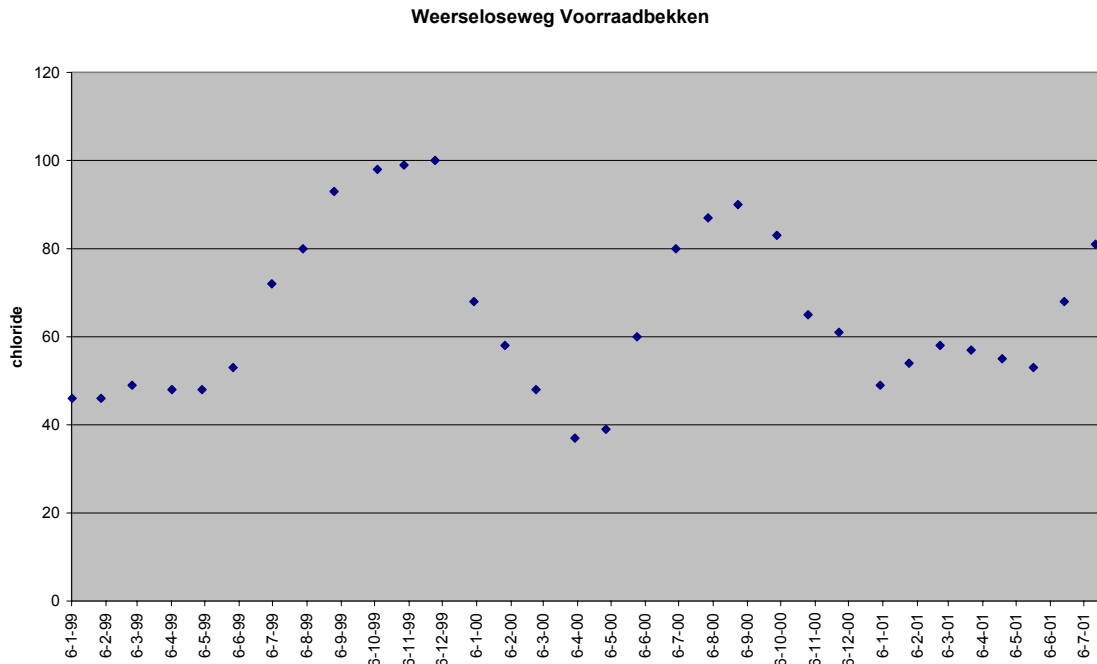


Fig. 16. Seizoensafhankelijkheid chloride- en nitraatconcentratie (mg/l) in het voorraadbekken.

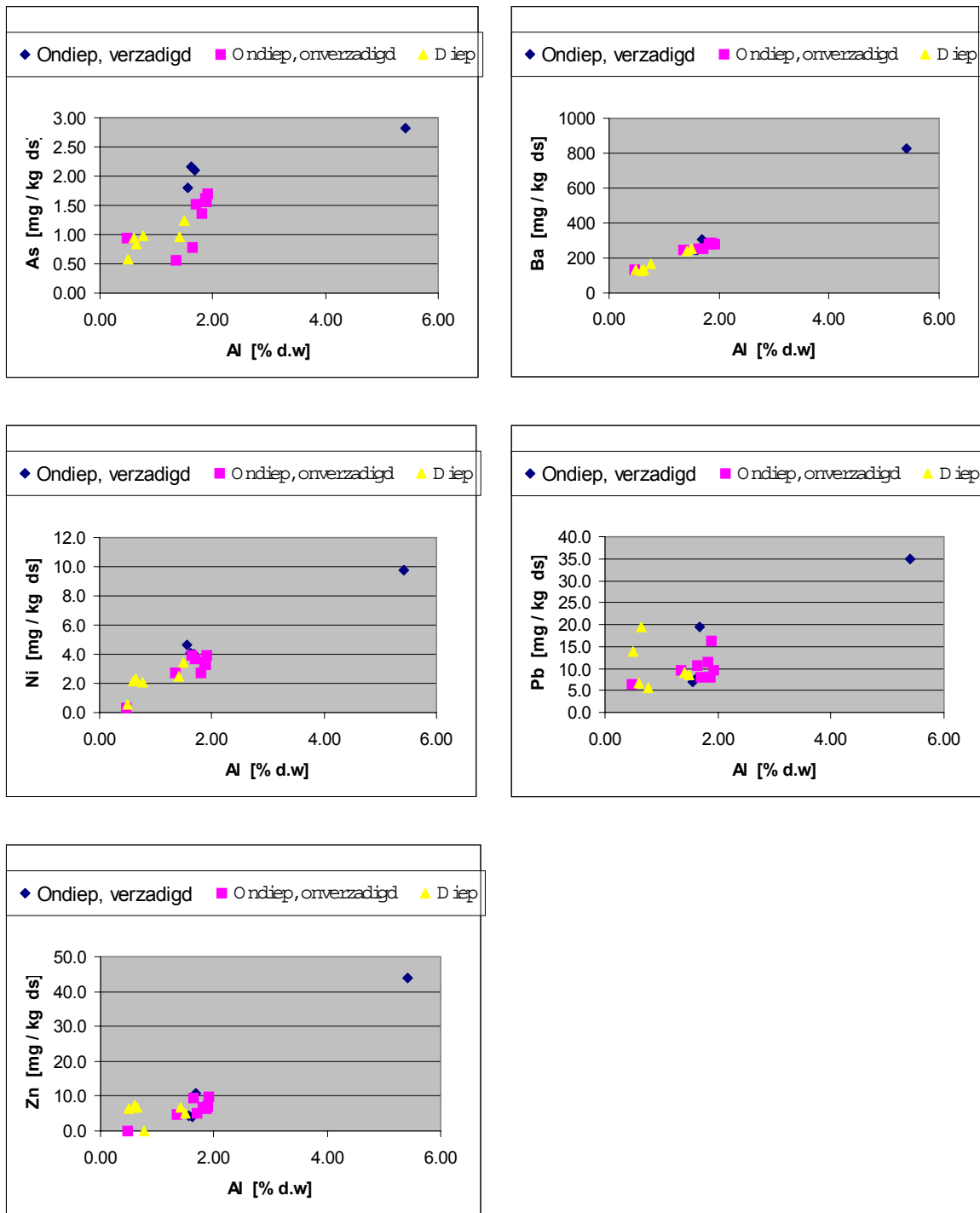


Fig. 17. Plot van de concentratie van arseen en enkele zware metalen tegen de aluminiumconcentratie als maat voor het kleigehalte.

Conclusies

Het gepresenteerde materiaal (incl. tabel 3) leidt tot de volgende conclusies:

- In de doelaquifer treedt enige denitrificatie op (figuur 14), waarschijnlijk alleen door organische stof (pyriet is afwezig). Om de retentieafstand te kunnen bepalen moeten de eerder genoemde complicaties nader onderzocht worden. Uit genoemde figuur zou namelijk te snel een gemiddelde denitrificatie van ca 2,6 mg N/l per 50 m bodempassage afgeleid kunnen worden, uitmondend in een retentieafstand voor nitraat van ca. 100 m. Deze simplificatie is waarschijnlijk niet terecht, want een dergelijke denitrificatiesnelheid voor een 'arme' bodem als de Weerseloseweg die ter plaatse al 42 jaar doorspoeld wordt met aëroob water, lijkt te hoog. Te meer daar er uit de kolomproeven volgt dat 0,4-0,8 m bodempassage in 4-8 uur geen meetbare denitrificatie oplevert (terwijl er wel enig zuurstofverbruik is).
- De spore-elementen (met tussen haakjes hun dominante kale ionvorm in water) Al (Al^{3+}), Cd (Cd^{2+}), Co (Co^{2+}), Hg ($Hg(2)^{2+}$) en Sn ($Sn^{2+/4+}$) worden duidelijk tijdens de eerste decimeters bodempassage voor een belangrijk deel weggevangen. Dit gebeurt zeer waarschijnlijk door filtratie van gesuspendeerde deeltjes (afkomstig uit het Twentekanaal, de coagulatie in de voorzuivering en processen in de bekkens). Filtratie is een vrijwel permanent optredend verwijderingsmechanisme (in tegenstelling tot sorptie). Wanneer de bodem verstopt is, wordt de bovenlaag eenvoudigweg geschoond.
- Nikkel (Ni^{2+}) en lood (Pb^{2+}) kennen een geringe verwijdering door filtratie tijdens de eerste decimeters bodempassage en voor navolgende elementen levert filtratie geen meetbare bijdrage: Ba (Ba^{2+}), Be (Be^{2+}), Cu (Cu^{2+}), Zn (Zn^{2+}), As (AsO_4^{3-}), Mo (MoO_4^{2-}), Sb ($Sb(OH)_6$), Se (SeO_4^{2-}), V (VO_4^{3-}) en B ($B(OH)_3$).
- Sorptieprocessen zijn in principe werkzaam op alle geladen ionen (het ongeladen borium dus uitgezonderd), maar leveren in de huidige situatie geen retentie op, doch eerder het tegendeel: remobilisatie van in het verleden (tijdens een hogere vuillast via het infiltratiewater [5]) geadsorbeerde elementen. Dit geldt in het bijzonder voor Be, Cd, Co, Cu, Mo, Ni, Sb en Se.
- In de nabijheid van de winning lijken zeer fijne (colloïdale?) deeltjes gemobiliseerd te worden, fijner dan de gebruikte filtratieapparatuur (0,45 μm) tegenhoudt. Dit betreft vooral Al (de beste indicator) en daarnaast Be, Cd, Co, Ni, Pb en Zn.

4.2 Organische (micro)verontreinigingen

Inleiding

In de literatuur zijn niet veel gegevens gevonden met betrekking tot de *in-situ* afbraak van de in dit project beschouwde organische microverontreinigingen. De gevonden omzettingssnelheden zijn weergegeven in tabel 6. In het algemeen kan voor de gewasbeschermingsmiddelen gesteld worden dat met uitzondering van enkele middelen, anaërobe omstandigheden niet per definitie ongunstig zijn voor de omzetting van de verbindingen. Voor de aromatische organische (niet pesticide) microverontreinigingen geldt juist, dat ze weinig tot niet biologisch afbreekbaar zijn onder die omstandigheden. De aanwezigheid van geschikte micro-organismen, de biologische beschikbaarheid van de om te zetten verbinding, de hoeveelheid (al dan niet opgeloste) organische stof, het kleigehalte (bodemtextuur), beschikbaarheid van elektronenacceptoren en milieuomstandigheden zoals temperatuur, pH en redoxcondities, hebben een grote invloed op het al dan niet verlopen van de afbraak.

Tabel 6. Halfwaardetijden (dagen) van enkele OMIVE onder verschillende redoxcondities (voornamelijk afkomstig uit [15], aangevuld met gegevens uit [16, 17 t/m 21]. Vetgedrukte getallen hebben betrekking op in-situ omzettingssnelheden van puntbronnen.

	Aëroob	Denitrificerend	Sulfaatreducerend	Methanogeen
Glyfosaat	3 ^a /6.9-80/<60			
α-HCH	80-135		7-40	
β-HCH	2920/60-124		30-94	
Mecoprop	7-28/7-10/2-50		28-183/∞ ^b	
Diuron	94 ^c /90-180 ^a /240/330 ^d		20-30	
Bromacil	>180/>365 ^c			
Simazine	40-140			
Atrazine	28-56 ^b /40-140/6-113		105->200 ^a /∞ ^b	
Acenaphteen	12-102		49-408	∞ ^e
Benzeen	1.4 ^f /5-16/<28 ^e		112-730	
Ethylbenzeen	3-10		176-228/ 230 ^e	
Xyleen	6.9 ^f /7-28		28-365	
Chloorbenzeen	68-150		272-600	

^a Referentie [22]; ^b Referentie [11]; ^c Referentie [26]; ^d Referentie [25]; ^e Referentie [23]; ^f Referentie [24]

Meetresultaten

De huidige concentratieniveaus van OMIVE in het infiltratiewater (voor zover deze zijn aangetoond langs de meetraai, of zijn beschouwd in de kolomproeven) zijn zo laag, dat zij geen bedreiging vormen voor het terug te winnen drinkwater, noch het bodemcompartiment (dat multifunctioneel dient te blijven).

In de grondmonsters zijn geen OMIVE aangetoond. Doorbraakgegevens van tien in een cocktail gedoseerde bestrijdingsmiddelen zijn weergegeven voor de zes kolommen gevuld met materiaal uit de doelaquifer in figuur 11 t/m figuur 13.

Het verloop van alle aangetoonde OMIVE langs de meetraai is in tabel 4 gerubriceerd. Zoals eerder aangegeven, houdt het min-teken (zoals bij -0,05) bij de WMO-analyses in, dat de component niet kon worden aangetoond met een aantoonbaarheidsgrens van $2 \cdot \text{ABS}(-0,05) = 0,1$. Deze getallen zijn grafisch (figuur 18) als zijnde 0,05 geplot. Het verloop van de twee meest relevante waterkwaliteitskenmerken tegen de geschatte afgelegde afstand in de ondergrond langs de meetraai staat in figuur 18 (de som der BTEX-verbindingen en 1,3-dichloorbenzeen). De afstand 0 staat hierin voor de kwaliteit in het infiltratiebekken 13.

Additionele complicaties en specifieke problemen

Naast de in par. 4.1 genoemde complicaties in de interpretatie van het waterkwaliteitsverloop met de afstand stuitte we nog op de volgende analyseproblemen:

- Analyses betreffende diverse vluchtige OMIVE zijn door zowel WMO als Kiwa uitgevoerd als onderdeel van hun specifieke simultaananalysemethode. De resultaten laten gedeeltelijk duidelijke verschillen zien, vooral ten aanzien van BTEX en aanverwante verbindingen (tabel 4). Onvolkomenheden in monsterconservering kunnen de verschillen wellicht verklaren.
- De waarnemingsputten zijn ca. vier maanden vóór de meetcampagne opgeleverd, hetgeen voor PVC (stijgbuizen en filters) mogelijk een te korte adaptatietijd is. Vooral de lijmverbindingen vormen een risicovol onderdeel, omdat zij diverse vluchtige OMIVE afgeven, waaronder BTEX-verbindingen. De PE-slangen (gebruikt als stijgleiding voor de minifilters) zijn veel inerte en kennen geen lijmverbindingen, behalve die met het PVC-minifilter. Daarom zou men meer afgifte verwachten door de gewone filters (+PVC-stijgleiding) dan door de minifil-

ters (+PE-stijgleiding). De WMO-cijfers laten echter absoluut geen significante verschillen zien.

- Het winterwater dat langs de meetraai bemonsterd is, is bijzonder arm aan OMIVE (nu en in het algemeen vanwege seizoenseffecten). De gemeten concentraties zijn daardoor teleurstellend (maar gedeeltelijk voorspelbaar) gering en waarschijnlijk geringer dan wanneer de opname in of vlak na de zomer had plaatsgevonden.
- De aantoonbaarheidsgrens voor de specifieke probleemstoffen van Weerseloseweg in het verleden, de HCH-verbindingen waaronder lindaan, is recentelijk bij WMO verhoogd van 0,01 naar 0,05 µg/l. De verwachte niveaus liggen rond 0,03 µg/l, zodat we geen zicht hebben gekregen op het gedrag tijdens bodempassage (alle analyses < 0,05 µg/l).

De WMO-analyseresultaten van BTEX worden geprefereerd boven die van Kiwa, omdat de door WMO gebruikte techniek specifiekere en kwantitatiever is en er op meer meetpunten is gemeten.

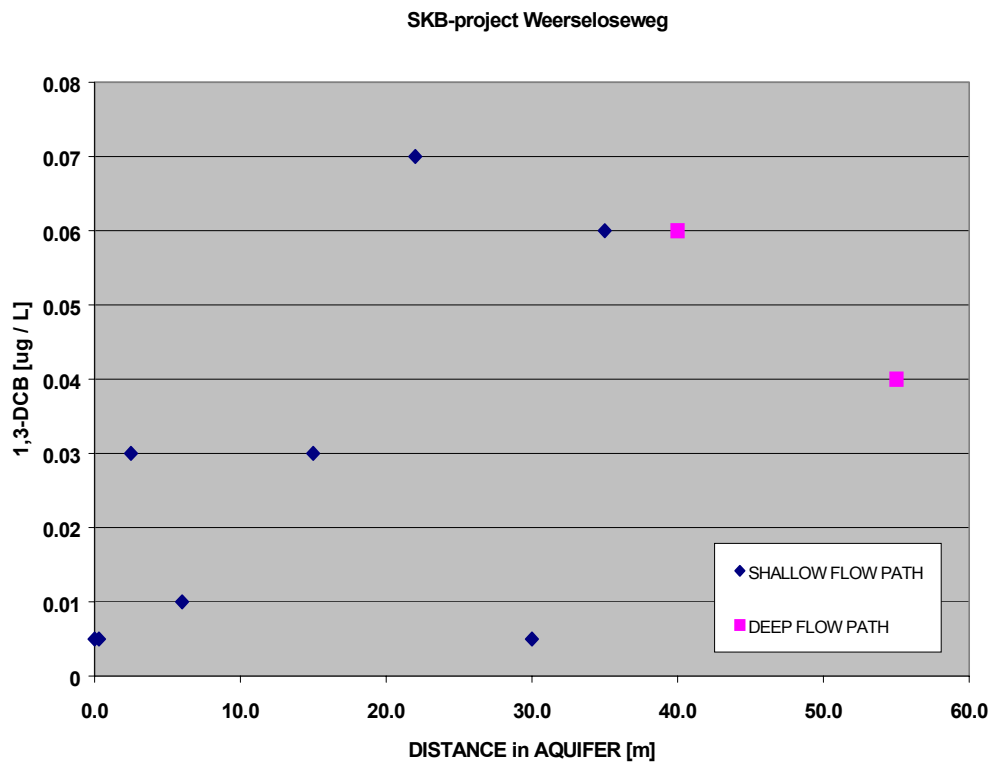
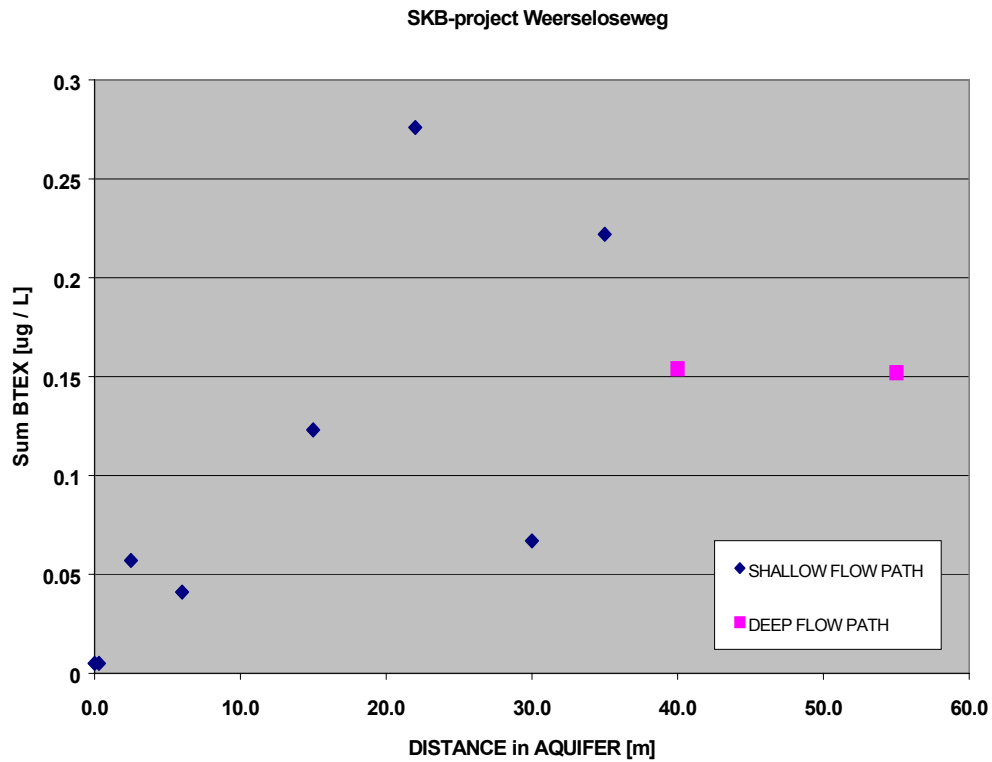


Fig. 18. Plot van de concentraties som-BTEX (Benzeen + Tolueen + Ethylbenzeen + Xyleen) en 1,3-dichloorbenzeen tegen de door het water afgelegde afstand ondergronds.

Conclusies

Het gepresenteerde materiaal (incl. tabel 4) leidt tot de volgende conclusies:

- Uit de kolomproeven volgt dat de tien onderzochte bestrijdingsmiddelen weinig retardatie (retardatiefactor 1-7; 1 = geen retardatie, 7 = 7 maal trager dan water) vertonen tijdens de korte aërobe bodempassage. Alleen pirimicarb en MCPA etaleren afbraak, met resp. 60 – 80% (alle kolommen) en 0 – 60% (in enkele kolommen). De retardatiefactoren zijn ongeveer conform de verwachtingen op basis van de octanol/water-verdelingscoëfficiënt van de stoffen en het organisch-koolstofgehalte van de bodem.
- De meest prominent aanwezige OMIVE langs de meetraai zijn de BTEX-verbindingen (som 0,05 – 1 µg/l), met toluen en xyleen als de belangrijkste contribuenten. Zij zijn echter alleen in het bodempassaat aangetoond, in het oppervlaktewater in het bekken sporadisch of niet. Dat verhoogt de kans op artefacten zoals lijmverbindingen die deze stoffen afgeven. Richting winning lijken de concentraties toe te nemen (figuur 18), wat verband kan houden met het inputsignaal. Vorming in de ondergrond door afbraak van andere OMIVE is onwaarschijnlijk, omdat er nauwelijks andere OMIVE in het water gevonden zijn en in de bodem al helemaal geen OMIVE.
- Voor 1,3-dichloorbenzeen (0,01 - 0,06 µg/l) geldt een concentratietoename richting winning. Dit kan getuigen van omzetting van nog geadsorbeerde hoger gechlorde benzenen uit het meer vervuilde verleden van de infiltratie (zie [15]).
- 2,4-Dichloorfenol is overal in lage concentraties gemeten (0,01 - 0,02 µg/l). Dit getuigt van persistentie op dit niveau.
- Broomdimethaan is alleen tijdens de eerste 6 m aantoonbaar (ca. 0,03 µg/l), daarna niet meer. Het kan om een piekje in de aanvoer gaan, maar het kan ook getuigen van afbraak tussen 6 en 15 m bodempassage.
- Dichloormethaan is alleen in de winput aangetroffen, door zowel Kiwa (12 µg/l) als WMO (6 µg/l). Alleen in die put zijn tevens aangetroffen: dibroommethaan (0,05 µg/l), chloroform (0,2 µg/l), trichlooretheen (0,02 µg/l), chloorbenzeen (0,01 µg/l) en cyclohexaan (0,05 µg/l).
- Incidenteel zijn duidelijk de navolgende bestrijdingsmiddelen aangetroffen: metoxuron (0,04 µg/l op 6 m), prometryn (0,12 µg/l, op 30 m), simazin (0,06 µg/l, op 30 m) en desmetryn (0,10 µg/l, in het bekken). De geïsoleerde voorkomens in bodempassaat wijzen mogelijk op kortstondige pieken in de aanvoer die tijdens bodempassage geen retardatie ondervinden (daar zij anders zouden uitsmeren en op meer meetpunten aantoonbaar zouden moeten zijn). Dit stemt overeen met de kolomexperimenten (vooral wat simazin betreft, dat zich doorgaans ongeveer als atrazin gedraagt).
- 1,1-Dichloorethaan is tot en met 15 meter bodempassage aantoonbaar (weliswaar < 0,01 µg/l), daar voorbij niet meer.

Samenvattend dienen we te stellen dat het onderzoek betrekkelijk weinig licht geworpen heeft op retentieafstanden voor OMIVE. De meeste onderzochte OMIVE bleven namelijk onder de aantoonbaarheidsgrens. Voor de bestrijdingsmiddelen pirimicarb en MCPA kunnen we stellen dat minder dan 1 m al voldoende is voor een belangrijke afbraak van pieken van ca. 1 µg/l, mits het systeem enkele dagen gegund is om in te werken. Vele bestrijdingsmiddelen lijken de bodempassage gemakkelijk te overleven: volgens de kolomexperimenten atrazin, bentazon, diuron, DNOC, MCPP, metamitron, metribuzin en pentachloorfenol en volgens de veldmetingen metoxuron, prometryn en simazin.

Al deze middelen hebben gemeen dat zij, m.u.v. pentachloorfenol, een (zeer) lage octanol/water-verdelingscoëfficiënt hebben, dus nogal hydrofiel en daardoor mobiel zijn. Daarnaast biedt de bodem weinig sorptiecapaciteit, omdat de gehalten aan organische koolstof zeer laag zijn.

Microbiologische afbraak vereist voor een aantal middelen de aanwezigheid van gespecialiseerde micro-organismen. Deze zullen slechts aanwezig zijn na langdurige blootstelling aan hogere concentraties van de milieuvreemde verbinding. Doordat de organische microverontreinigingen

slechts in lage concentraties voorkomen blijft initiatie van de groei van geschikte micro-organismen achterwege, waardoor een geschikte microbiële populatie niet wordt ontwikkeld. Daarnaast kan de aanwezigheid van hoge concentraties nitraat en/of sulfaat leiden tot ongunstige redoxomstandigheden of (belangrijker) een gebrek aan organische stof, die in bijna alle gevallen nodig zal zijn als koolstof- en/of energiebron.

4.3 Pathogene micro-organismen

Inleiding

Pathogene micro-organismen komen vanwege antropogene invloeden en natuurlijke processen voor in oppervlaktewater. Het voorkomen en de concentratieniveaus zijn veelal seizoensafhankelijk. Het effect van deze pathogenen op de kwaliteit van oppervlaktewatersystemen is reeds een onderwerp van veel onderzoek geweest. Research aangaande oppervlaktewater concentreert zich de laatste tijd vooral op efficiënte en innovatieve meet- en monitoringstechnieken, bijvoorbeeld door gebruik te maken van moleculaire detectietechnieken [22].

De beïnvloeding van grondwaterkwaliteit door biologische entiteiten (prionen, virussen, bacteriën, protozoën) en door interactie tussen grondwater en oppervlaktewater is minder een onderwerp van systematisch onderzoek geweest. In de context van het groeiende maatschappelijk en politieke bewustzijn [23] is dit type onderzoek actueel en belangrijk. Daarnaast is het van belang voor de praktijk van de drink- en proceswaterbereiding. Enerzijds is er een trend om meer gebruik te maken van oeverbedinfiltratie bij de productie van water (om bedrijfseconomische redenen en vanwege beleid, gericht op het tegengaan van verdroging van de ondergrond), anderzijds vereist de maatschappelijke bewustwording een steeds verder toenemende zorgvuldigheid bij de preventie van gezondheidseffecten als gevolg van biologische verontreiniging van drink- en proceswater.

Seizoensfluctuatie van microbiële pathogenen in het oppervlaktewater

De seizoensafhankelijke fluctuatie van de concentratie van pathogene micro-organismen wordt voor de modellocatie "Weerseloseweg" gemonitord. Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen het innamepunt Elsbeekweg, het voorraadbekken, het infiltratiepand betrokken in dit onderzoek en het bodempakket tussen infiltratiepand en winput waarin de meetraai is geplaatst (figuur 2 en figuur 4). Het innamepunt Elsbeekweg is beperkt opgenomen en het voorraadbekken is volledig opgenomen in het maandelijkse standaard monitoringprogramma van WMO. Het infiltratiepand en de filters in het bodempakket zijn in dit project in de periode 10/11 april 2001 eenmalig bemonsterd en geanalyseerd.

Resultaten van de microbiologische monitoring over de periode 1999 - 2001 voor het innamepunt Elsbeekweg en voorraadbekken Weerseloseweg zijn samengevat in tabel 7 en 8, voor drie pathogene micro-organismen, namelijk thermotolerante coli-bacteriën, faecale streptococci en sulfiet reducerende clostridia. Opvallend is de seizoensafhankelijkheid van piekconcentraties, vooral duidelijk waargenomen in het voorraadbekken. De pieken liggen daar voor coli's in de periode oktober - maart, voor streptococci in de periode januari - maart en voor clostridia in de periode juli - oktober. Bovendien zijn de piek- en achtergrondconcentraties van het voorraadbekken beduidend lager dan die van het ingenomen water. Dat is logisch, vanwege de tussen innamepunt en voorraadbekken geplaatste waterzuivering (figuur 3).

Inzicht in de seizoensafhankelijke fluctuaties van pathogeenc concentraties in het infiltratiepand is op dit moment niet voorhanden. Te verwachten is, dat een zelfde type fluctuatie, wellicht met enige vertraging ten gevolge van de transportafstand van voorraadbekken naar infiltratiepand, zich ook in het infiltratiepand voordoet.

Uit de chemie van het water (zie par. 3.2) blijkt dat in het infiltratiepand waarschijnlijk winterwater van het voorraadbekken aanwezig is, de periode waar in het voorraadbekken relatief hoge concentraties aan coli's en faecale streptococci worden waargenomen. De in het infiltratiepand

waargenomen pathogeenconcentraties zijn echter relatief laag en komen overeen met waarden die een factor 2 tot 10 kleiner zijn dan de achtergrondconcentraties van *E. coli* en *Clostridium* in het voorraadbekken (tabel 4 en tabel 8). Dit zou **kunnen** betekenen dat de pathogeenconcentraties in het infiltratiepand structureel lager zijn dan in het voorraadbekken en dat ook de pieken in pathogeenconcentraties lager zijn dan in het voorraadbekken. Mogelijk treedt tijdens het transport van voorraadbekken naar infiltratiepand een autonome gedeeltelijke zuivering van het water op. Dit dient echter nader geverifieerd te worden.

Tabel 7. Overzicht van resultaten van de microbiologische monitoring over de periode 1999 - 2001 voor innamepunt Elsbeekweg.

jaar	<i>E. coli</i>			faecale streptococcen			sulf.red. <i>Clostridium</i>		
	99	00	01	99	00	01	99	00	01
Maand									
1	-	piek	-	piek	piek	piek	piek	Piek	-
2	-	piek	-	piek	piek	piek	piek	Piek	-
3	-	piek	-				piek	Piek	-
4								Piek	-
5			-		piek				-
6			-		piek	-			-
7			-			-			-
8			-			-			-
9		-	-			-			-
10		-	-			-	piek	-	-
11	piek	-	-	piek		-	piek	-	-
12	piek	-	-	piek		-	piek	-	-
Grootteorde van de concentraties pathogenen (aantal/l)									
Piek	300			500			500		
Achtergrond	30			50			200		

Tabel 8. Overzicht van de resultaten van de microbiologische monitoring over de periode 1999 - 2001 voor voorraadbekken Weerseloseweg.

jaar	<i>E. coli</i>			faecale streptococcen			sulf.red. <i>Clostridium</i>		
	99	00	01	99	00	01	99	00	01
Maand									
1	piek	piek	piek	piek	piek	piek			
2	piek	piek	piek	piek	piek	piek			
3	piek	piek		piek					
4									
5									
6			-			-			-
7			-			-	piek		-
8			-			-	piek	piek	-
9			-			-	piek	piek	-
10			-			-		piek	-
11	piek	piek	-			-			-
12	piek	piek	-	piek		-			-
Grootteorde concentraties pathogenen (aantal/l)									
Piek	200			30			90		
Achtergrond	20			3			30		

Meetgegevens

Onderzocht zijn, alleen langs de meetraai, de voor de mens ziekteverwekkende thermotolerante *Escherichia coli* en de sporenvormende *Clostridium perfringens*. De huidige concentratieniveaus ervan in het infiltratiewater zijn dankzij de goede voorzuivering relatief laag, maar niettemin hoog genoeg voor duidelijke detectie in 10 liter monsters. Pathogene micro-organismen vormen een duidelijke bedreiging voor het terug te winnen drinkwater, met name wanneer een desinfectiestap in de nazuivering ontbreekt of afgebouwd dient te worden.

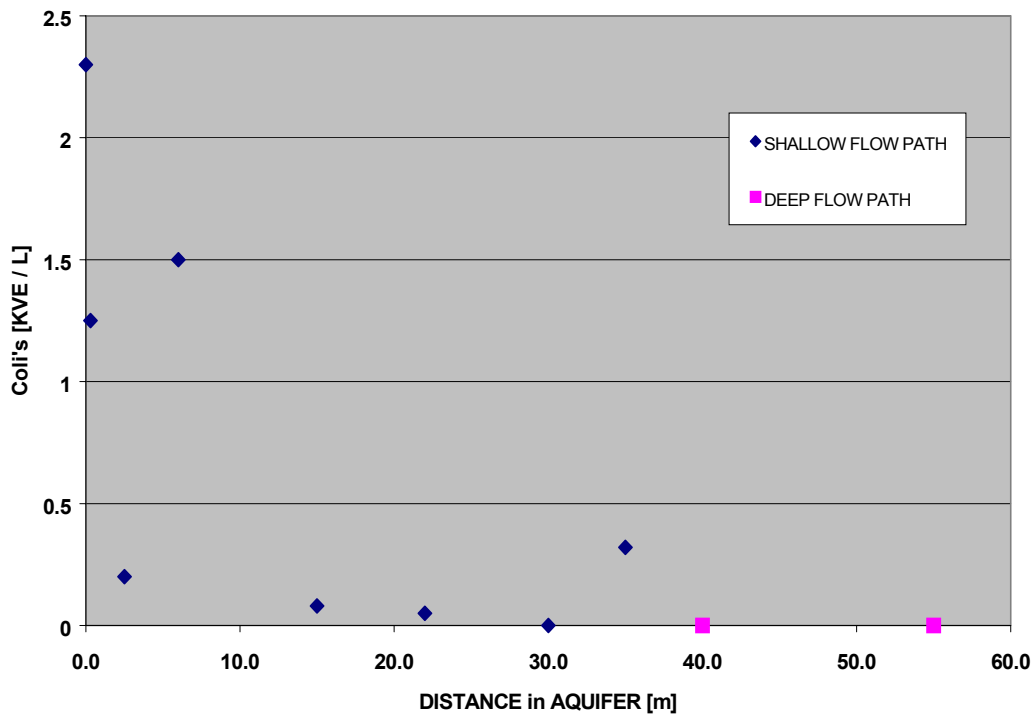
Het aantal kolonievormende eenheden van thermotolerante *E. coli* en *Clostridium perfringens* langs de meetraai is in tabel 4 gerubriceerd. Het min-teken (zoals bij $-0,05$) houdt in, dat er geen kolonies konden worden aangetoond met een aantoonbaarheidsgrens van $2 \cdot \text{ABS}(-0,05) = 0,1$ (opgave door het lab: $< 0,1$). Deze getallen zijn grafisch als zijnde de helft van de aantoonbaarheidsgrens (in dit voorbeeld $0,05$) geplot (figuur 19).

Het verloop van de beide parameters tegen de geschatte afgelegde afstand in de ondergrond langs de meetraai staat eveneens in deze figuur. De afstand 0 staat hierin voor de kwaliteit in infiltratiebekken 13.

Additionele complicatie

Naast de in hoofdstuk 3 genoemde algemene complicaties in de interpretatie van het waterkwaliteitsverloop met de afstand stuiten we nog op het probleem dat de verschillen in watervolume ($0,1-9,8$ l) forse verschillen in aantoonbaarheidsgrens introduceren (van < 10 tot $< 0,1$ KVE/l).

SKB-project Weerseloseweg



SKB-project Weerseloseweg

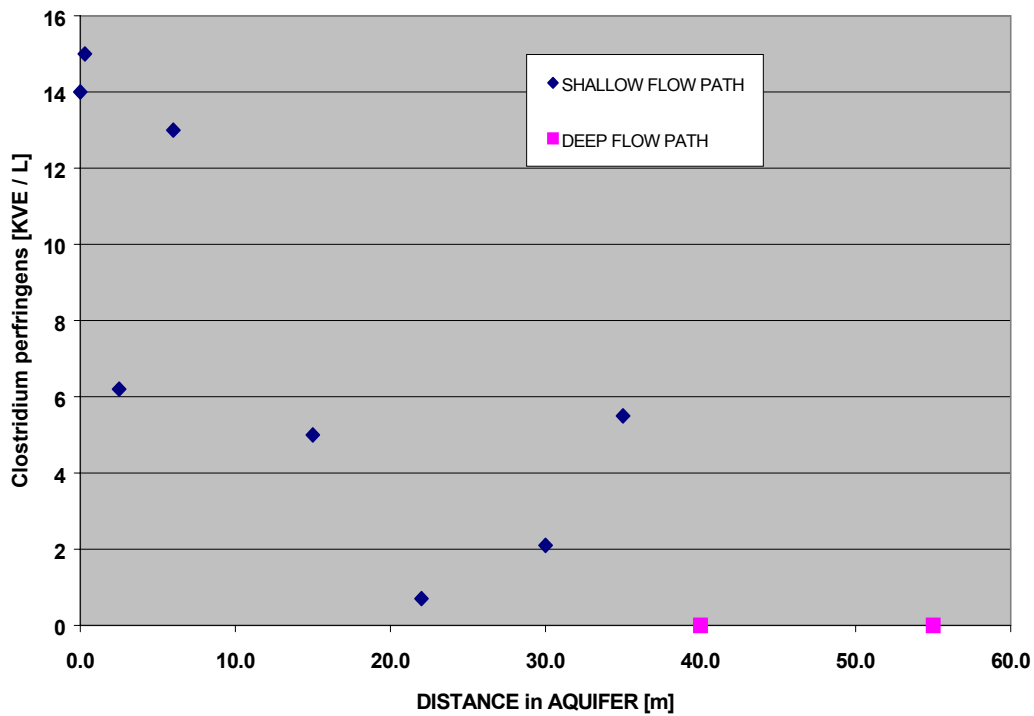


Fig. 19. Plot van de concentraties thermotolerante *E. coli* en *Clostridium perfringens* tegen de door het water afgelegde afstand ondergronds.

Berekening retentieafstanden

Voor de berekening van de retentieafstanden uit de monitoringsgegevens, verkregen uit het bodempassage traject is gebruik gemaakt van de diep-bed filtratie theorie (zie [24] en [25]). Volgens deze theorie worden colloïdale deeltjes (dus ook micro-organismen) tijdens transport in een poreus medium weggefilterd volgens een 1^e orde afhankelijkheid met de filterlengte, zie volgende vergelijkingen:

$$C = C_0 \exp (-\lambda L) \quad (\text{vergelijking 1})$$

$$\ln (C/C_0) = -\lambda L \quad (\text{vergelijking 2})$$

Waarin:

- C = concentratie aan deeltjes in de vloeistoffase op een bepaalde diepte in het filter
- C₀ = concentratie aan deeltjes in het influent
- λ = filtratiecoëfficiënt (m⁻¹)
- L = de filterdiepte, afstand afgelegd tijdens bodempassage (m)

De filtratiecoëfficiënt is gerelateerd aan een hydrodynamische factor die de beweging van de deeltjes vanuit de waterfase naar de vaste fase (zandkorrels) onder de heersende hydrologische condities beschrijft en een hechtingsfactor die bepaald wordt door colloïdale interacties tussen de bacterie en het vaste fase-oppervlak (zie [25]). Uit de filtratiecoëfficiënt λ kan weer gemakkelijk een retentieafstand worden verkregen in de vorm van de filterafstand nodig om de bacterieconcentratie in de vloeistoffase te reduceren met een factor 2 (L_{1/2}) of een factor 10 (L_{1/10}).

In dit stadium van het onderzoek wordt volstaan met het vaststellen van de retentieafstanden aan de hand van de bacterieconcentraties die eenmalig zijn gemeten in het infiltratiepand en het bodempassagetraject. Dit is uitgevoerd voor *E. coli* en voor sulfiet reducerende *Clostridium* (*Clostridium perfringens*). Een verdere analyse van de gegevens door uitsplitsen van de filtratiecoëfficiënt λ in hydrodynamische factoren en hechtingsfactoren is mogelijk een zinvol onderdeel van een vervolgfase. Bij de hier gegeven interpretatie van de gegevens is uitgegaan van de aanname dat de bacterieconcentratie in het infiltratiebekken, gedurende een periode gelijk aan de hydraulische verblijftijd (één tot drie maanden), constant is geweest.

In figuur 20 staan de natuurlijke logaritme en de 10-logaritme waarden van C/C₀ weergegeven als functie van de bodempassageafstand (zie ook tabel 4), waarna door lineaire regressie middels vergelijking 2 de filtratiecoëfficiënt is bepaald. Hieruit zijn vervolgens weer de waarden van L_{1/2} en L_{1/10} berekend. Voor *E. coli* zijn maar een beperkt aantal bruikbare gegevens beschikbaar (vanwege concentraties lager dan de detectielimieten). Voor de clostridia zijn er meer gegevens, maar is er een relatief hoge spreiding in de getallen, resulterend in een geringe correlatiecoëfficiënt. Rekening houdend met bovengenoemde onzekerheden is het moeilijk conclusies te trekken. Hoogstens is het een eerste aanwijzing dat de gemeten bacterieconcentraties consistent zijn met het filtratiemodel zoals weergegeven in vergelijking 1 en 2. De verkregen retentiegegevens staan in tabel 9.

Tabel 9. Retentiegegevens pathogene micro-organismen Modellocatie Weerseloseweg.

	λ (m ⁻¹)	L _{1/2} (m)	L _{1/10} (m)
E. coli	0,06	12	40
sulf. red. Clostridium	0,04	15	50

Conclusies

Het gepresenteerde materiaal (incl. tabel 4) leidt tot de volgende conclusies:

- Coli's zijn alleen in grote volumina (1-10 l) aantoonbaar;
- Clostridia zijn beter aantoonbaar (volumina ook < 1 l);
- De afname van beide bacteriesoorten tijdens 20-50 m bodempassage is duidelijk waarneembaar, maar wellicht onvoldoende om drinkwaterkwaliteit te halen (één in plaats van drie log-eenheden).

Een potentieel probleem vormen oöcysten van protozoa als *Giardia* en *Cryptosporidium* (drie log-eenheden verwijdering gewenst) en virussen (vier log-eenheden verwijdering gewenst). Deze zijn niet in dit onderzoek betrokken, maar zouden onderwerp van vervolgstudies kunnen zijn.

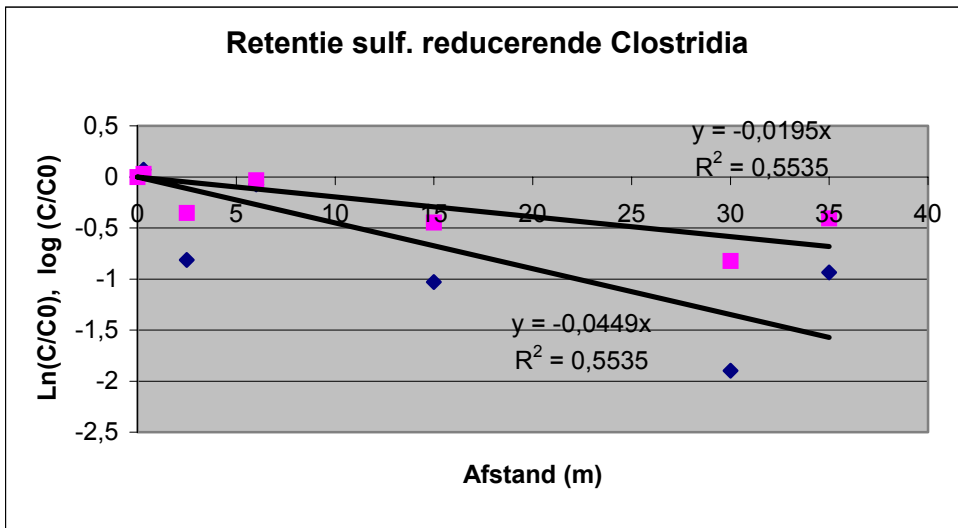
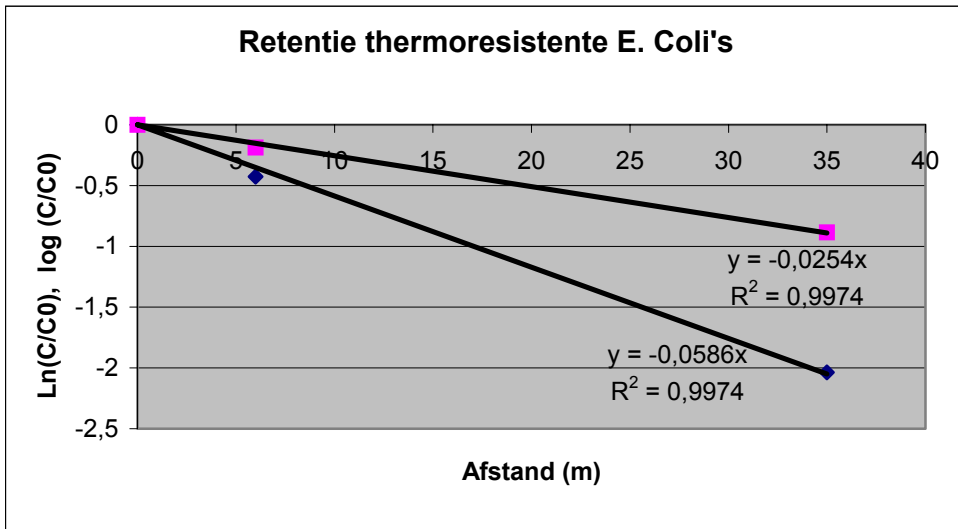


Fig. 20. Genormaliseerde concentraties van thermotolerante E. coli en sulf. red. Clostridium als functie van de bodempassage afstand.

AANBEVELINGEN VOOR INVULLING VAN FASE 2

Een aantal maatschappelijke ontwikkelingen geeft aanleiding om in structurele zin biologische verontreiniging van bodem en watersystemen in onderzoekprogramma's op te nemen. De recente gevallen van besmettingen met *Legionella*, MKZ, varkenspest en BSE, maken duidelijk dat pathogene (micro)biologische verontreinigingen grote gevolgen voor economie en gezondheid kunnen hebben. Ook de maatschappelijke reactie op recente meningococcon infecties en dreigingen met miltvuurbesmettingen geven een toenemend bewustzijn aan van publiek en politiek aangaande biologische verontreiniging. Het thema biologische verontreiniging van de leefomgeving wordt in het Nationaal Milieubeleid Plan 4, het milieuthema van de 21ste eeuw genoemd [26].

Het hier gepresenteerde onderzoek betreft de eerste stap in het gebruik van het modelveldsysteem "Weerseloseweg" om systematisch retentieafstanden van microbiologische verontreinigingen bij infiltratie van oppervlaktewater in een grondwatersysteem te onderzoeken. Uit het gehele in fase 1 van dit project uitgevoerde onderzoek naar retentieafstanden van (an)organische microverontreinigingen en pathogene micro-organismen, is deze laatste groep naar het inzicht van het uitvoerend consortium de belangrijkste voor belanghebbende partijen, d.w.z. waterbedrijven en bij bodem- en waterkwaliteitsbeheer betrokken bestuurders. In de gepresenteerde resultaten wordt een eerste indruk verkregen van de mobiliteit en retentie van twee pathogene in oppervlaktewater voorkomende bacteriestammen, namelijk thermotolerante *Escherichia coli* en sulfiet reducerende *Clostridium*.

Uit de verkregen gegevens (zie tabel 9) wordt geconcludeerd dat bij bacterieconcentraties, gemeten in het voorraadbekken, een reductie in de concentratie van drie log-eenheden noodzakelijk is voor het halen van de drinkwaternorm. Indien deze concentraties doordringen tot in de infiltratiebekkens geven de berekende retentieafstanden aan, dat een filterlengte van 100 tot 200 meter nodig is om die reductie te bewerkstelligen. Deze uitspraken dienen vanwege de onzekerheid ten gevolge van onder meer de seizoensfluctuaties in de samenstelling van het infiltratiewater nader te worden onderbouwd.

Aanbevolen wordt de aangelegde infrastructuur op de modellocatie Weerseloseweg in een vervolgfase in te zetten voor een systematisch onderzoek naar de seizoensafhankelijke pathoconcentraties in oppervlaktewater (het infiltratiebekken), de daaraan gekoppelde intrede van pathogenen in het bodempassagetraject en de effecten van deze seizoensafhankelijke pathoconcentraties op de biologische kwaliteit van het grondwater. De seizoensafhankelijke variatie van chloride, nitraat (zie figuur 16) en geleidbaarheid kunnen daarbij gebruikt worden als door de natuur aangeboden tracers, waardoor het transport van de micro-organismen hydraulisch kan worden gekalibreerd en diepgaander geïnterpreteerd.

De zo verkregen gegevens zullen in algemene zin een idee geven hoe diep microbiologische verontreinigingen vanuit oppervlaktewater het grondwater kunnen binnentreden. Dit zijn gegevens die van belang zijn voor de bedrijfsvoering van een waterwinning en voor beheerders van water- en grondwaterkwaliteit.

De hierboven beschreven metingen kunnen worden uitgevoerd langs de reeds ingerichte meetraai, met grotere volumina water en een uitgebreider analysepakket voor pathogene micro-organismen. Dit kan inhouden dat het accent komt te liggen op peilbuizen in plaats van minifilters, omdat uit deze laatste moeilijk grote volumina water te halen zijn. Voorts wordt onderzoek voorgesteld naar de rol van het voorraadbekken en bekken 13 in eventuele concentratieverande-

ringen van pathogene micro-organismen. Tevens kunnen diverse onderdelen van het bodempassagesysteem worden bemonsterd op deze organismen, ter extrapolatie van de gegevens van de meetraai naar het hele infiltratiesysteem Weerseloseweg.

Voor het onderzoek naar de reistijden van het water in de bodem langs de meetraai met behulp van seizoensfluctuaties van natuurlijke tracers (chloride, elektrisch geleidingsvermogen, nitraat) wordt voorgesteld genoemde parameters gedurende één of twee jaar periodiek (bijv. wekelijks) te meten in het infiltratiepand en in het bodempassaat. De tijdverschuiving levert dan de modale reistijd naar het betreffende waarnemingsfilter op. Deze reistijd is van belang in verband met de interpretatie en modellering van de microbiologische gegevens, waarin o.a. retardatie en de tijd nodig voor afsterving een rol spelen.

Naast de hierboven aangegeven metingen in het veld is een flankerend onderzoek in het laboratorium van belang. Ook daarbij geldt dat de meeste aandacht moet uitgaan naar microbiologische aspecten, omdat deze als het meest interessant en cruciaal naar voren zijn gekomen. In dit laboratoriumonderzoek kunnen onder gecontroleerde omstandigheden experimenten worden uitgevoerd waarbij pathogenen worden gedoseerd aan kolommen met bodemmateriaal die worden doorstroomd met infiltratiewater uit het infiltratiepand.

Vanwege de geconstateerde, vooraf niet verwachte aërobie van het bodempassagesysteem in de onderzochte meetraai doet zich de vraag voor hoe representatief deze locatie is voor hele Weerselosewegstelsystemen en voor andere locaties in Nederland waar infiltratie van oppervlaktewater plaatsvindt met het oogmerk drinkwater te produceren. Onderdeel van fase 2 kan een bureaustudie zijn naar deze representativiteit, waarbij voor drie situaties een inventarisatie wordt gemaakt van informatie over infiltratieprojecten in Nederland en informatie bij drinkwaterbedrijven. Deze situaties zijn:

1. Kunstmatige infiltratie van (voorgezuiverd) oppervlaktewater (KIO). Het betreft hier vooral locaties voor duinwaterinfiltratie;
2. Oeverinfiltratie (OEI). Kenmerkend hiervoor is dat de bodem af en toe wordt "schoon" gespoeld door een hoogwatergolf;
3. Langzame zandfiltratie (LZF) bij drinkwaterbedrijven. Dit is te beschouwen als een uiterste geval met zeer korte verblijftijd, echter waarschijnlijk ook zeer lage ingangconcentraties, omdat dit veelal de laatste stap in een zuiveringsketen betreft of bij ketelexperimenten.

Hierbij wordt gezocht naar gegevens betreffende:

- Redoxcondities in de bodem/het filter;
- Verblijftijd (minimale, maximale, gemiddelde);
- Transportafstand van het water door de bodem/het filter;
- (Verontreinigende) stoffen die aanwezig zijn in het geïnfilterde water;
- Het retentievermogen (de reinigingscapaciteit) voor deze stoffen.

LITERATUUR

- [1] Ngo, X.T., 1998, Optimalisatie infiltratie- en onttrekkingsstelsel Weerseloseweg, rapportagefase 1 en 2, WMO.
- [2] Ngo, X.T., 1999, Optimalisatie infiltratie- en onttrekkingsstelsel Weerseloseweg, rapportagefase 3, 4, 5 en 6, WMO.
- [3] Van Baalen & Koopers, 2001, Pompstation Weerseloseweg blijft peiler voor Twente, H2O, no. 17, pp. 25-27.
- [4] Stuyfzand, P.J. & J.A. Meima (eds), 2000, Handleiding voor geochemisch onderzoek, specifiek voor watervoerende pakketten. Kiwa-rapport (i.s.m. NITG-TNO) KOA 00.021, 83p.
- [5] Stuyfzand, P.J. & F. Lüers, 2000, Balans van milieugevaarlijke stoffen in natuurterreinen met en zonder kunstmatige infiltratie. Kiwa-Meded. 126, 241p.
- [6] Beerendonk, E.F., J.C. Kruithof, W.A.M. Heijnen & P.J. Stuyfzand, 1997, Evaluatie van zuiveringsstations Elsbeekweg en Weerseloseweg; beschrijving waterkwaliteit. Kiwa-rapport KOA 97.186, 48p.
- [7] Puyker, L.M., T.H.M. Noij (in preparation), Oestrogene stoffen en effecten daarvan in oppervlaktewater, Kiwa-rapport.
- [8] Denneman, W.D., N. Heeg, A.J. Palsma, H.M.J. Janssen, 1998, Xeno-oestrogenen en drinkwater(bronnen), Kiwa-rapport in opdracht van RIWA.
- [9] LBB, 1998, Leidraad Bodembescherming. Afl.24, Ministerie van VROM.
- [10] Lengeler, J.W., G. Drews, and H.G. Schlegel, 1999, Biology of the prokaryotes. Blackwell Science, Stuttgart, New York.
- [11] Smith, R.L., S.P. Garabedian, and M.H. Brooks, 1996, Comparison of denitrification activity measurements in groundwater using cores and natural-gradient tracer tests, Environmental Science & Technology, 30(12):3448-3456.
- [12] Bates, H.K., and R.F. Spalding, 1998, Aquifer denitrification as interpreted from in situ microcosm experiments, Journal of Environmental Quality, 27(1):174-182.
- [13] Colberg, P.J.S., and L.Y. Young, 1995, Anaerobic degradation of non-halogenated homocyclic aromatic compounds coupled with nitrate, iron, or sulfate reduction, p. 307-330, Microbial transformation and degradation of toxic organic chemicals. Wiley Liss, Inc.
- [14] Schroth, M.H., J.D. Istok, G.T. Conner, M.R. Hyman, R. Haggerty, and K.T. O'Reilly, 1998, Spatial variability in in situ aerobic respiration and denitrification rates in a petroleum-contaminated aquifer, Ground Water, 36(6):924-937.
- [15] Stuyfzand, P.J. & F. Lüers., 1996, Gedrag van milieugevaarlijke stoffen bij oeverinfiltratie en kunstmatige infiltratie; effecten van bodempassage gemeten langs stroombanen. Kiwa-Meded. 125, 272p.

- [16] Rugge, K., P.L. Bjerg, H. Mosbaek, and T.H. Christensen, 1999, Fate of MCPP and Atrazine in an anaerobic landfill leachate plume (Grindsted, Denmark), *Wat. Res.* 33(10):2455-2458.
- [17] The pesticide manual. Incorporating the Agrochemicals Handbook, 1994, 10th ed. Bath Press, Bath.
- [18] Agteren, M. H. van, S. Keuning, and D.B. Janssen, 1998, Handbook on biodegradation and biological treatment of hazardous organic compounds, vol. 2. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- [19] Bjerg, P.L., A. Brun, P.H. Nielsen, and T.H. Christensen, 1996, Application of a model accounting for kinetic sorption and degradation to in situ microcosm observations on the fate of aromatic hydrocarbons in an aerobic aquifer, *Water Resources Research*, 32(6):1831-1841.
- [20] Howard, P.H., 1991, Handbook of Environmental Fate and exposure data for organic chemicals, Lewis Publishers, Chelsea, Michigan.
- [21] Rijn, J.P. van, N.M. van Straalen, and J. Willems, 1995, Handboek bestrijdingsmiddelen, gebruik en milieu-effecten, VU Uitgeverij, Amsterdam.
- [22] Toze, S., 1999, PCR and the Detection of Microbial Pathogens in Water and Wastewater, *Wat. Res.* 33, 3545 – 3556.
- [23] Anonymus, 1996, Waterborne pathogens kill 10 M – 20 M people / year, *World Water Environ. Engin.*, June 1996, 6.
- [24] Awasaki, 1937, Some notes on sand filtration, *J. Amer. Water Works Assoc.*, 29, 1591 – 1602.
- [25] Rijnaarts, H.H.M., 1994, Interactions between Bacteria and Solid Surfaces in Relation to Bacterial Transport in Porous Media, Ph. D. Thesis Wageningen University, ISBN 90-5485-252-6.
- [26] NMP 4, 2001, Nationaal Milieubeleidsplan 4, Een wereld en een wil: Werken aan duurzaamheid, Min. VROM, CDC VROM 010293/h/06-01 14545/176.

BEGRIPPEN EN AFKORTINGEN

AMIVE	Anorganische microverontreinigingen
AOX	Adsorbeerbare organische halogeenverbindingen
BTEX	Benzeen, Tolueen, Ethylbenzeen, Xylenen
CEC	Kationen uitwisselingscapaciteit
EGV (=EC)	Elektrisch geleidingsvermogen (Electrical Conductivity)
EOX	Extraheerbare organische halogeenverbindingen
HCB	Hexachloorbenzeen
HCH	Hexachloorcyclohexaan
OCP	Organochloorpesticiden
OMIVE	Organische microverontreinigingen
OS	Organische stof
PAK	Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen
PV (=ADP)	Porie Volumes (Aantal Doorspoelingen van het Poriënvolume)
VOX	Vluchtige organische halogeenverbindingen
XRF	Röntgen fluorescentiespectrometrie
WMO	Waterleiding Maatschappij Overijssel