

BTO 2005.037
mei 2006

Stedelijk waterbeheer en drinkwaterwinning

Verkenning van de haalbaarheid van stedelijke
drinkwaterwinningen



BTO 2005.037
mei 2006

Stedelijk waterbeheer en drinkwaterwinning

Verkenning van de haalbaarheid van stedelijke
drinkwaterwinningen

Opdrachtgever
CvO

Projectnummer
11.1500.050

© 2005 Kiwa N.V.
Alle rechten voorbehouden.
Niets uit deze uitgave 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
enig andere manier, zonder
voorafgaande schriftelijke
toestemming van de
uitgever.

Kiwa N.V.
Water Research
Groningenhaven 7
Postbus 1072
3430 BB Nieuwegein

Telefoon 030 60 69 511
Fax 030 60 61 165
Internet www.kiwa.nl



Colofon

Titel

Stedelijk waterbeheer en drinkwaterwinning,
Verkenning van de haalbaarheid van stedelijke
winningen

Projectnummer

11.1500.050

Projectmanager

Peter Hesen

Kwaliteitsborger(s)

Prof. Dr. P.J. Stuyfzand
Peter Hesen

Auteur(s)

C. Vink MSc.	<i>(red., hoofdstuk 2, 7,8,9,10)</i>
Ir. D.G. Cirkel	<i>(red., hoofdstuk 2, 7, 8)</i>
Drs. B.W. Raterman	<i>(hoofdstuk 2, 7, 8)</i>
Prof. Dr. P.J. Stuyfzand	<i>(hoofdstuk 3, 5, 8)</i>
Dr. G. A. van den Berg	<i>(hoofdstuk 3, 5)</i>
Drs. A. Doomen	<i>(hoofdstuk 2)</i>
Drs. L. M. Puyker	<i>(hoofdstuk 4)</i>
Dr. Ir. A. J. Gijsbertsen	<i>(hoofdstuk 6)</i>
Ir. J.W.N.M. Kappelhof	<i>(hoofdstuk 6)</i>
Drs. P.K. Baggelaar	<i>(hoofdstuk 9)</i>

Dit rapport is verspreid onder BTO-participanten en is openbaar.

Samenvatting

Er zijn in hoofdzaak drie ontwikkelingen die de aanleiding vormen voor het onderzoek naar stedelijke grondwaterwinning voor drinkwaterbereiding:

- verstedelijking;
- ontwikkelingen in de zuiveringstechniek;
- ontwikkelingen in stedelijke watersystemen.

Sinds 1970 is de omvang van het bebouwde gebied toegenomen van 8 naar ruim 12% van de oppervlakte van Nederland [RIVM, 2003]. Alleen al tussen 1996 en 2001 is het stedelijke gebied in Nederland met ruim 5% toegenomen [Segrave, 2004]. De toenemende verstedelijking van Nederland heeft als gevolg dat in het intrekgebied van een substantieel aantal winningen het aandeel “stedelijk landgebruik” toeneemt. De huidige zuiveringstechnologie maakt het mogelijk om ook van stedelijk grondwater uitstekend drinkwater te maken (hoofdstuk 6). Daarnaast ondervinden stedelijke watersystemen in toenemende mate de effecten van grondwateroverlast, door zowel het sluiten van hoofdzakelijk industriële grondwateronttrekkingen als perioden met extreme neerslag.

Voorliggend rapport heeft tot doel de problemen en kansen van bovengenoemde ontwikkelingen te verkennen en methoden en technieken uit te werken om de kosten, baten en risico's te analyseren.

De aanpak van het onderzoek is multidisciplinair geweest, waarbij getracht is om de samenhang tussen bedrijfseconomie, risicomanagement, chemie, zuiveringstechniek en hydrologie in het vraagstuk van stedelijke drinkwaterwinningen tot uitdrukking te laten komen.

Er bestaat momenteel geen algemeen geaccepteerde, sluitende definitie van een stedelijke grondwaterwinning. De twee belangrijkste elementen in het begrip stedelijke grondwaterwinning hebben betrekking op het landgebruik in het intrekgebied en op de mate waarin de grondwaterkwaliteit is beïnvloed door menselijke activiteiten in de stad.

Problemen en kansen

Er zijn tenminste 22 Nederlandse steden waar gedurende de laatste 10 jaar grondwateroverlast is opgetreden, maar in het merendeel van deze steden bestaan geen uitgelezen kansen voor winning van stedelijk grondwater voor drinkwaterproductie. Belangrijkste reden hiervoor is dat grondwaterstandverlagingen in steden met veel oude gebouwen en een zettinggevoelige ondergrond kunnen leiden tot aanzienlijke schade.

Naarmate grondwater op grotere diepte onttrokken wordt veranderen de effecten:

- de kans op schade door zetting neemt af;
- de grondwaterkwaliteit verbetert, want de antropogene beïnvloeding neemt af;

- de kans op brak grondwater neemt toe¹;
- de potentiële reductie van grondwateroverlast neemt af, want de lokale stijghoogtedaling neemt af;
- de kans op droogteschade voor landbouw en natuur neemt toe, want de grootte van het gebied met meetbare stijghoogtedaling neemt toe.

De beste kansen voor het winnen van stedelijk grondwater doen zich voor bij steden waar plannen bestaan om een aanwezige industriële winning te stoppen. Op deze locaties is geen extra zetting te verwachten, kan de winning (deels) worden overgenomen, zijn effecten van de winning al goed onderzocht en is de chemische samenstelling van het onttrokken grondwater bekend. De grondwaterkwaliteit vormt in strikt technische zin geen onoverkomelijke hindernis. Alle grondwater kan gezuiverd worden tot drinkwaterkwaliteit. Uiteraard spelen de kosten en maatschappelijke acceptatie hierbij wel een belangrijke rol.

In hoofdstuk 3 wordt onder enig voorbehoud de conclusie getrokken dat de natuurlijke variatie van de top10 van stoffen die typerend zijn voor stedelijk grondwater binnen Nederland groter is dan het effect van stedelijke beïnvloeding. Hierbij zij opgemerkt dat het gebruikte databestand lang niet alle stoffen bevat die in de literatuur genoemd worden als zijnde typisch voor stedelijk grondwater. Naarmate het grondwater onder een stad op grotere diepte wordt onttrokken neemt de antropogene beïnvloeding van de chemische samenstelling af. Onttrekking op relatief geringe diepte betekent dat eventuele grondwaterverontreinigingen in betrekkelijk korte tijd kunnen doorbreken. De risico's van grondwaterverontreiniging zijn in sterke mate afhankelijk van de beschikbare reactietijd op het moment dat een aanstaande normoverschrijding met voldoende betrouwbaarheid is vastgesteld (zie hoofdstuk 9). Bij ondiepe onttrekkingen zijn de risico's daardoor groter dan bij onttrekkingen op grotere diepte. Onttrekking op grotere diepte heeft tot gevolg dat een groter gedeelte van het intrekgebied buiten de stad komt te liggen en dat eventuele grondwaterverontreinigingen minder snel doorbreken, beter afbreken en verdunnen.

Risico-analyse en risicomangement

Drinkwaterbedrijven willen risico's op verontreiniging van de grondstof kennen, daarbij verschillende winningen onderling kunnen vergelijken en het treffen van risicoreducerende maatregelen kunnen prioriteren. Tevens willen drinkwaterbedrijven, provincies en gemeenten, liefst op perceelniveau, de potentiële invloed van functies in het intrekgebied op de kwaliteit van het onttrokken grondwater kennen.

Er is in dit BTO project een instrument ontwikkeld, RESPOND, waarmee deze risico's voor de grondstof op systematische wijze kunnen worden gekwantificeerd. De kwantificering van risico's op verontreiniging aan maaiveld sluit aan bij REFLECT, een al bestaand risicomodel van Kiwa, waarin risico's worden gekwantificeerd als functie van het landgebruik en

¹ Mogelijkheden voor drinkwaterbereiding uit brakwater worden onderzocht in een apart project.

worden uitgedrukt in risicoscores per stofgroep. In het nieuwe instrument, RESPOND, zijn een twintigtal chemische stoffen geselecteerd die van primair belang zijn voor de bereiding van drinkwater uit grondwater. Voor deze stoffen, maar ook voor microbiologische verontreinigingen², kan voor concrete winningen de risicoreducerende werking van de bodempassage worden gekwantificeerd. Deze wordt berekend met behulp van nieuw ontwikkelde software, op basis van geautomatiseerde verwerking van de beschikbare boorgegevens en een modellering van het stroombanenpatroon. Aan de hand van berekeningen met RESPOND zijn een fictieve landelijke en stedelijke winning met elkaar vergeleken. Winningen in stedelijke omgeving hebben een relatief hoge kans op verontreiniging door vluchtige aromaten, gehalogeneerde en overige koolwaterstoffen. In een landelijke omgeving is er een hogere kans op verontreiniging met bestrijdingsmiddelen, ontsmettingsmiddelen en nutriënten. De risico's van verontreiniging door zware metalen zijn niet significant verschillend tussen beide landgebruiksvarianten. Van de geselecteerde stoffen worden de concentraties MTBE, Bentazon en MCPA-MCPP het minst gereduceerd tijdens de bodempassage. De resultaten van de risico-analyse vormen een belangrijk ingrediënt voor het ontwerp van een monitoringsysteem van de ruwwaterkwaliteit. Toepassing van moderne optimalisatietechnieken en kartering van aan functies gekoppelde risico's en de 'zwaarte' van de aanwezige zuivering, bieden de mogelijkheid om een optimaal monitoringsysteem te ontwerpen. De contouren van een dergelijke methodiek zijn gepresenteerd in hoofdstuk 9 en zullen nader worden uitgewerkt in twee 'pilot studies' die in 2005 - 2006 in het kader van het project Stedelijk Waterbeheer en Waterwinning worden uitgevoerd.

Kosten Baten

In financiële zin zijn m.n. kosten van zuivering, transport, monitoring en ruimtegebruik van de winning verschillend tussen stedelijke en landelijke winningen. De zuiveringskosten domineren de verschillen op de lange termijn. De grootteorde van de te verwachten verschillen in exploitatiekosten van de zuivering bedraagt ongeveer 0,2 euro/m³ bij een productie van 10 miljoen m³/jaar. Transportkosten kunnen lager zijn, afhankelijk van de afstand van alternatieve bronnen tot de stad. Het indicatieve 'break-even point' ligt bij het genoemde debiet rond de 50 km. Een concrete vergelijking van de kosten en baten van verschillende productiescenario's kan alleen worden uitgevoerd in een locatiespecifieke context. Uiteindelijk bepaalt de lokale beschikbaarheid van productiealternatieven in hoeverre een stedelijke winning een interessante optie is.

Naast financiële, zijn er andere categorieën van kosten en baten die een belangrijke rol spelen bij de keuze van een winlocatie.

In algemene zin is een stedelijke winning in vergelijking met een landelijke grondwaterwinning interessant om de volgende redenen:

² Mede gebaseerd op resultaten van de experimenten bij Solleveld i.h.k. van het project Veilige Waterwingebieden

- kortere transportafstanden, dus minder investeringen in transportleidingen, lagere exploitatiekosten van het transportsysteem en een lager energieverbruik voor transport;
- minder droogteschade aan grondwaterafhankelijke vegetatie en landbouwgewassen;
- goede inpasbaarheid in het landschap;
- meer maatschappelijk draagvlak bij zowel landbouw als natuurorganisaties.

Wanneer een nevenfunctie kan worden vervuld in de waterbeheersing, bijvoorbeeld door grondwateroverlast te helpen voorkomen:

- meer bestuurlijk draagvlak bij waterbeherende organisatie(s);
- mogelijk reductie van de netto kosten door bijdragen van waterbeherende organisaties en door reductie of ontheffing van de grondwaterbelasting.

In algemene zin is een stedelijke winning ongunstig in vergelijking met een landelijke winning om de volgende redenen:

- grotere kans op verontreiniging van het ruwwater door puntverontreinigingen;
- grotere kans op verspreiding van verontreinigingen als gevolg van grondwateronttrekking;
- meer zuivering benodigd, waardoor in het algemeen hogere financiële en milieukosten t.g.v. een hoger gebruik van energie, chemicaliën, een hogere productie van reststoffen en een grotere complexiteit van het productieproces;
- hogere investeringen en exploitatiekosten benodigd voor pompstation en zuivering;
- minder draagvlak in de Europese Kaderrichtlijn Water, waar de bereiding van drinkwater uit grondwater met eenvoudige zuivering als eerste keuze geldt; mogelijk toch draagvlak wanneer een geleidelijke verbetering van de grondwaterkwaliteit op langere termijn aannemelijk kan worden gemaakt;
- mogelijk minder draagvlak bij consumenten omdat consumenten drinkwater verkiezen dat is bereid uit het "zuiverste" grondwater.

Stedelijke waterwinning is momenteel pas interessant als er substantiële extra financiële baten bestaan voor drinkwaterbedrijven, door bijvoorbeeld een langjarige reductie van grondwaterbelasting, of een bijdrage van belanghebbenden bij een grondwaterstandverlaging. In de komende jaren zal de invloed van de verstedelijking op de ruwwaterkwaliteit toenemen bij veel freatische winningen. Installeren van aanvullende zuiveringsinstallaties lijkt de beste oplossingsrichting te zijn, op grond van directe kostenafwegingen. De benodigde investeringen voor nieuwe winningen en transportleidingen zijn over het algemeen aanzienlijk hoger, als er al alternatieve locaties beschikbaar zijn. Uitbreiding van de capaciteit van bestaande winningen die grondwater onttrekken dat weinig zuivering behoeft is slechts in weinig gevallen een optie door restrictief vergunningenbeleid van de overheid, op grond van sociaal-economische en ecologische overwegingen. Bovendien

nemen de kosteneffectiviteit en de schaalbaarheid van de zuiveringsmethoden zoals 'reverse osmosis' en 'UV/waterstofperoxide' toe en kunnen monitoringskosten afnemen wanneer zuiveringen robuuster worden gemaakt.

Inhoud

	Samenvatting	1
	Inhoud	7
	Lijst van figuren	11
	Lijst van tabellen	13
1	Inleiding	15
1.1	Aanleiding	15
1.2	Doelen	15
1.3	Opbouw van het rapport/Leeswijzer	16
2	Problemen en Kansen	17
2.1	Inleiding	17
2.2	Definitie van een stedelijke winning	17
2.3	Stedelijk grondwater	18
2.3.1	Verstedelijking	20
2.3.2	Zuiveringstechnologie	21
2.3.3	Grondwaterbelasting	21
2.3.4	Reductie industriële grondwateronttrekkingen in stedelijk gebied	22
2.3.5	Verdroging grondwaterafhankelijke vegetatie in het landelijk gebied	22
2.3.6	Veroudering riolering en afkoppeling	22
2.3.7	Klimaatontwikkeling	23
2.3.8	Wateroverlast in stedelijke gebieden	24
3	Hydrogeochemie van stedelijke winningen	29
3.1	Samenvatting	29
3.2	Onderzoeksvragen	29
3.3	Wat zijn stedelijke winningen in Nederland?	30
3.4	Wijkt stedelijk grondwater qua samenstelling af van niet-stedelijk grondwater?	32
3.4.1	Statistische analyse samenstelling stedelijke en niet-stedelijke winningen	32
3.4.2	Geochemische afleiding stedelijke winningen	33
3.4.3	Opmerkingen bij gekozen aanpak	33
3.5	Wat zijn de stedelijke probleemstoffen dan wel?	35
3.6	Vertaling naar individuele winningen	36
4	De bedreiging van het grondwater in stedelijke gebieden door bestrijdingsmiddelen	37
4.1	Inleiding	37
4.2	De omvang van het middelengebruik	38

4.3	Selectie van prioritaire middelen voor uitspoeling naar het grondwater	39
4.3.1	Herbiciden	40
4.3.2	Insecticiden	41
4.3.3	Fungiciden	41
4.4	Conclusies	42
5	Chemische definiëring van zes kenmerkende typen stedelijk grondwater	43
5.1	Samenvatting	43
5.2	Inleiding	44
5.3	Uitvoering studie	44
5.4	Keuze van watertypen stedelijk grondwater	45
6	Zuivering van stedelijk grondwater	47
6.1	Inleiding	47
6.2	Zuiveringsschema's voor verschillende waterkwaliteiten	47
6.2.1	Waterkwaliteit 1: aerob grondwater, beïnvloed door industriële afvalwaterlozingen	48
6.2.2	Waterkwaliteit 2: aerob grondwater beïnvloed door industriële activiteit	49
6.2.3	Waterkwaliteit 3: aerob grondwater beïnvloed door industriële afvalwaterlozingen en toepassing bestrijdingsmiddelen	50
6.2.4	Waterkwaliteit 4: aerob grondwater beïnvloed door industriële afvalwaterlozingen en onderhevig aan verzuring	51
6.2.5	Waterkwaliteit 5: infiltrerend oppervlaktewater in stedelijk gebied	52
6.2.6	Waterkwaliteit 6: grondwater beïnvloed door lekkende riolering, industriële activiteit en wegeenzout	53
6.2.7	Brak grondwater zonder antropogene verontreinigingen	54
6.3	Zuiveringskosten	55
6.4	Zuiveren en monitoren	57
6.5	Conclusies	59
7	Risico – analyse en management	61
7.1	Inleiding	61
7.2	Risico's	61
7.2.1	Appels en peren	62
7.2.2	Onzekerheid van de effectprognose	62
7.2.3	Onzekerheid van het effect van risicoreducerende maatregelen	62
7.2.4	De wet van de grote aantallen: onzekerheid van kansen bij kleine aantallen	63
7.2.5	Samengestelde kansen	64
7.2.6	Kwantificering van risico's	64
7.3	Gewenste eigenschappen van een methodiek voor risico-analyse van de grondstof	65
8	Respond, een nieuwe tool voor risico-analyse	67
8.1	Inleiding	67
8.2	Voorgeschiedenis	67
8.3	Risico-analyse met Respond	68
8.3.1	Methodiek voor risico-analyse	68

8.3.2	Vaststellen van de risico's van landgebruiksfuncties in het intrekgebied voor de winning	70
8.3.3	Vaststellen risicoreducerende effecten bodempassage	72
8.3.4	Vaststellen van het risico van waterwinning voor functies in de omgeving	74
8.4	Risico's van microbiologische verontreiniging van ruwwater	75
8.4.1	Kwetsbaarheid van de bodem voor microbiologische verontreinigingen	75
8.5	Risicobeoordeling van riolering in stedelijke gebieden	79
8.5.1	Inleiding	79
8.5.2	Oorzaken van lekkende riolering	79
8.5.3	Samenstelling van rioolwater	80
8.5.4	Migratie van verontreinigingen uit rioolstelsels	81
8.5.5	Stappen voor risicobepaling riolering	81
8.6	Risicobeoordeling zakking en paalrot	83
8.6.1	Zakking	83
8.6.2	Paalrot	84
8.6.3	Stappen voor risicobepaling zakking en paalrot	85
8.7	Synthetische case study	86
8.7.1	Inleiding	86
8.7.2	Landgebruik	86
8.7.3	Indeling in perioden	88
8.7.4	Ruwwaterprognoses	91
8.7.5	Conclusies	95
8.8	Microbiologische risico's riolering in stedelijk gebied	96
9	Monitoring grondwaterkwaliteit in stedelijk gebied	99
9.1	Inleiding	99
9.2	Monitoren in de vorm van een meetsysteem	99
9.3	Stap 1: Informatieanalyse	100
9.3.1	Toelichting op het kwantificeren van het afbreekrisico	102
9.3.2	Doelfunctie voor optimalisatie van het meetsysteem	103
9.3.3	Methoden om het meetsysteem te optimaliseren	105
9.3.4	Stoftransportmodel met statistische simulatie	105
9.3.5	Semi-kwantitatieve aanpak	106
9.4	Stap 2: Voorstudie	107
9.4.1	Grondwaterstroming en ligging intrekgebied	108
9.4.2	Belasting grondwater	108
9.4.3	Grondwaterkwaliteit	109
9.4.4	Reactiviteit van de ondergrond	109
9.5	Stap 3: Ontwerp van het meetnet	109
9.5.1	Afleiden samenstelling analysepakket	109
9.5.2	Afleiden meest geschikte meetlocaties	109
9.5.3	Afleiden meest geschikte meetfrequentie(s)	110
9.6	Stap 4: Vastleggen procedures	110
9.7	Stap 5: Exploiteren meetsysteem	110
9.8	Stap 6: Optimaliseren meetsysteem	111
10	Kosten en baten van stedelijke waterwinning	113

10.1	Samenvatting	113
10.2	Criteria van drinkwaterbedrijven	114
10.3	Kosten van zuivering	119
10.3.1	Uitgangspunten kostenberekeningen	119
10.3.2	Opbouw exploitatiekosten	119
11	Literatuur	123
I	Zuiveringsstappen	129
II	Diffuse belastingscores van de 4 microbiologische stofgroepen voor landgebruikfuncties	133
III	Stofgroepen, functies en prioritare stoffen volgens de Respond methodiek	135
IV	Indicatieve kwaliteitsscenario's voor de chemische samenstelling van stedelijke grondwatertypen	137
V	Indicatieve kwaliteitsscenario's voor stedelijke grondwatertypen	138
VI	Modelbeschrijving van chemische processen tijdens de bodempassage in Respond	139

Lijst van figuren

Figuur 1 Stedelijke gebieden met een aaneengesloten oppervlakte van meer dan 10 km ²	18
Figuur 2 Verstedelijking van Nederland [bron: Natuurbalans 2003, RIVM] ..	20
Figuur 3 Anaërobe nanofiltratie op pompstation Engelse werk	21
Figuur 4 Een groot deel van de Nederlandse riolering is verouderd [Stichting RIONED, 2002]	23
Figuur 5 Wereldgemiddelde temperatuurprojecties voor de 21 ^e eeuw volgens het IPCC. De gekleurde lijnen tonen het temperatuurverloop en de spreiding (verticale balken) voor 6 scenario's. Het grijze gebied toont de spreiding van alle temperatuurprojecties [KNMI, 2003].....	23
Figuur 6 Wateroverlast in Den Haag [bron: www.haagsekoepel.nl]	24
Figuur 7 Voorbeeld van de indeling van grondwaterbeschermingsgebieden	30
Figuur 8 Karakterisering van de grondwaterbeschermingsgebieden op basis van landgebruik	31
Figuur 9 Sporen van gebruik van bestrijdingsmiddelen bebouwd gebied	37
Figuur 10 Investeringskosten bij drie verschillende productiedebieten en verschillende zuiveringsschema's	56
Figuur 11 Exploitatiekosten bij drie verschillende productiedebieten en verschillende zuiveringsschema's	56
Figuur 12 Verschil in exploitatiekosten tussen een zuivering gebouwd volgens het scenario MAX en het scenario GEM per watertype; bij drie verschillende productiedebieten.	57
Figuur 13 Multi-barrier benadering	68
Figuur 14 Stroomschema van de wijze waarop risico's van landgebruiksfuncties voor de drinkwatervoorziening in kaart zijn gebracht	71
Figuur 15 Voorbeeld van het historisch verloop van belasting aan maaiveld: belasting van enige bestrijdingsmiddelen in de tijd.	72
Figuur 16 Schema bepaling ruwwater risico's	73
Figuur 17 Schema bepaling risicoreducerend effect van zuivering	74
Figuur 18 Schema bepaling risico's voor functies in de omgeving	74
Figuur 25 Historisch landgebruik bij de stedelijke variant van de case study	87
Figuur 26 Huidig landgebruik bij de stedelijke variant van de case study	87
Figuur 27 Huidig en historisch landgebruik bij de landelijke variant van de case study	88
Figuur 28 Responscurve van de zowel de landelijke als de stedelijke variant	89
Figuur 29 Locaties voor de winning, variant 1 met een slecht doorlatende deklaag en variant 2 met een grof zandige bovengrond	90
Figuur 30 Responscurve van het deel dat betrekking heeft op het jongste water. Verschillen in kortste reistijden tussen beide winlocaties hebben consequenties voor de kwetsbaarheid t.a.v. microbiologische verontreiniging	90
Figuur 31 Berekende risicoscores in het ruwwater per stofgroep (conservatief berekend, stedelijke variant)	91

Figuur 32 Berekende risicoscores in het ruwwater per stofgroep (conservatief berekend, landelijke variant).....	92
Figuur 33 Verschillen tussen de ruwwaterprognose van de landelijke min de stedelijke variant (conservatief berekend).	92
Figuur 34 Ruwwaterprognose van de prioritaire stoffen, landelijke variant, conservatief berekend.	93
Figuur 35 Ruwwaterprognose van de prioritaire stoffen, stedelijke variant, conservatief berekend	94
Figuur 36 Ruwwaterprognose van de prioritaire stoffen, landelijke variant, met afbraak en sorptie.....	94
Figuur 37 Ruwwaterprognose van de prioritaire stoffen, stedelijke variant, met afbraak en sorptie.....	94
Figuur 38 Functiegerelateerde risicoscore voor virussen.....	97
Figuur 39 Leeftijd riolering en zettingsgevoeligheid ondergrond.....	97
Figuur 40 Belastingsscore riolering voor virussen, gecorrigeerd voor de kans op lekkage.....	98
Figuur 41 Indeling van de factoren die van invloed zijn op het afbreekrisico door een te slechte ruwwaterkwaliteit.....	101
Figuur 42 Fictief voorbeeld van het verband tussen de reactietijd die resteert vóórdat een stof een kritische grens gaat passeren en de kosten van maatregelen om de drinkwatervoorziening veilig te stellen.....	101
Figuur 43 Drie mogelijke ontwikkelingen van de concentratie van een bepaalde stof in het ruwwater. De reactietijd die het waterbedrijf heeft (voor deze stof) is de tijd vanaf het beschikbaar komen van de voorspellingen tot het overschrijden van de kritieke concentratie.....	102
Figuur 44 De kansverdeling van de reactietijd gegeven alle onzekerheden,bepaalt het afbreekrisico van een grondwaterwinning	103

Lijst van tabellen

Tabel 1 Steden met grondwateroverlast, ingedeeld volgens geomorfologische kenmerken.	25
Tabel 2 Overzicht van de meest verstedelijkte onttrekkingsgebieden	31
Tabel 3 Overzicht van de 10 meest indicatieve stedelijke parameters op basis van het percentage gemiddeld verschil tussen stedelijke en niet-stedelijke winningen.....	32
Tabel 4 Overzicht van bestrijdingsmiddelengebruik door de overheid in 2001 in kg werkzame stof [CBS, 2004]	39
Tabel 5 Gebruik van herbiciden in Nederland	40
Tabel 6 Stoffen die bij waterkwaliteit 1 in de bron boven de norm of richtwaarde aanwezig zijn en geschikte zuiveringstechnieken.	48
Tabel 7 Stoffen die bij waterkwaliteit 2 in de bron boven de norm of richtwaarde aanwezig zijn en geschikte zuiveringstechnieken.	49
Tabel 8 Stoffen die bij waterkwaliteit 3 in de bron boven de norm of richtwaarde aanwezig zijn en geschikte zuiveringstechnieken.	50
Tabel 9 Stoffen die bij waterkwaliteit 4 in de bron boven de norm of richtwaarde aanwezig zijn en geschikte zuiveringstechnieken.	51
Tabel 10 Stoffen die bij waterkwaliteit 5 in de bron boven de norm of richtwaarde aanwezig zijn en geschikte zuiveringstechnieken.	52
Tabel 11 Stoffen die bij waterkwaliteit 6 in de bron boven de norm of richtwaarde aanwezig zijn en geschikte zuiveringstechnieken.	53
Tabel 12 Zuiveringsschema's om verschillende bronnen te zuiveren (a: GEM, b: MAX).	55
Tabel 13 Stofgroepenindeling Respond/Reflect.....	71
Tabel 14 Weegfactoren voor de verschillen stofgroepen.....	75
Tabel 15 Kwetsbaarheidsscores voor verblijftijdklassen.....	76
Tabel 16 Kwetsbaarheidsscores voor pH-klassen	76
Tabel 17 Kwetsbaarheidsscores voor zuurstofklassen	77
Tabel 18 Kwetsbaarheidsscores voor nitraatklassen	77
Tabel 19 Kwetsbaarheidsscores voor lengteklassen van de onverzadigde zone	78
Tabel 20 Weegfactoren voor de bodemeigenschappen	78
Tabel 21 Leeftijd van de riolering in Nederland [Stichting RIONED, 2002]....	79
Tabel 22 Gebruikte materialen [Stichting RIONED, 2002]	80
Tabel 23 Globale inschatting kans op lekkage van rioolbuizen	80
Tabel 24 Samendrukkingsconstante C per grondsoort.....	83
Tabel 25 Lithologische beschrijving van de ondergrond in de synthetische case study	86
Tabel 26 Waarderingen van criteria volgens de CRIME-DAV systematiek [Kiwa 1997]	114
Tabel 27 Verkennende vergelijking van een gemiddelde stedelijke winlocaties met een gemiddelde landelijke winlocaties	115
Tabel 28 Stofgroepenindeling van verontreinigende stoffen ontleend aan Reflect	135
Tabel 29 Indeling van landgebruiksfuncties ontleend aan Reflect	135

Tabel 30 Lijst van prioritaire stoffen die zijn geselecteerd om met RESPOND de risico's voor verontreiniging van de grondstof te analyseren..... 136

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Steeds meer waterwingebieden komen binnen de invloedssfeer van stedelijk gebied waardoor hun beschermbaarheid afneemt. Daarnaast krijgen steden steeds vaker te maken met grondwateroverlast. Deze twee ontwikkelingen bieden kansen voor nieuwe concepten van waterwinning: de grondwateroverlast in steden kan worden opgelost door het overtollige water te gebruiken als grondstof voor drinkwater. Andere ontwikkelingen die nadere analyse van de haalbaarheid van stedelijke waterwinningen rechtvaardigen betreffen waterbeheer, de zuiveringstechnologie en klimaatprognoses vormen aanleiding voor een zijn ontwikkelingen.

1.2 Doelen

Voorliggend rapport behelst een studie naar zowel kansen als problemen voor stedelijke waterwinningen in Nederland.

De beoogde functies van de onderhavige studie zijn in de onderstaande opsomming weergegeven:

- Verkenningsfunctie, waarbij voor Nederland wordt onderzocht of er mogelijkheden bestaan voor stedelijke waterwinning en wat de belangrijkste criteria voor kansen en beperkingen zijn.
- Inventarisatiefunctie, die kan helpen bij het identificeren van locaties voor veelbelovende pilotstudy's in Nederland. Een tweetal van deze locaties zal in de volgende fase van het project (2005-2006) worden uitgewerkt.
- Handboekfunctie waar bij uitvoering van de pilotstudy's en bij andere verkennende studies van gebruik gemaakt kan worden. De onderhavige studie is beperkt tot integratie en ontwikkeling van kennis, methoden en technieken met betrekking tot Risicomanagement, Monitoring en Zuivering. Bij de uitwerking van deze onderwerpen is de focus gericht op een stedelijke context. Niettemin zijn onderdelen van dit rapport ook relevant voor drinkwater bereiding uit grondwater in een niet specifiek stedelijke omgeving. Dit geldt vooral voor het onderdeel risico management (RESPOND).
- "Tool"functie in de vorm van een verwijzing naar bestaande en nieuwe technieken/methoden die ook in de vorm van software beschikbaar zijn en die geschikt zijn om ingezet te worden op onderdelen van verkennende studies.

De **doelgroep** van dit rapport bestaat uit:

- onderzoekers en technici bij waterbedrijven, organisaties die waterbeherende taken hebben, onderzoeksinstituten en adviesbureaus
- strategische planners bij waterbedrijven en organisaties die (ook) waterbeherende taken hebben en die op hoofdlijnen de problemen en kansen van stedelijke waterwinning willen kennen.

1.3 Opbouw van het rapport/Leeswijzer

Het rapport 'Stedelijk water en drinkwaterwinning' bestaat uit tien hoofdstukken. In de eerste twee wordt de stedelijke winning gedefinieerd en worden problemen, kansen en trends in beeld gebracht.

De hydrochemische karakterisering van stedelijk grondwater is beschreven in de hoofdstukken 3, 4 en 5. Hoe dergelijk grondwater gezuiverd kan worden wordt in hoofdstuk 6 behandeld.

In hoofdstuk 7 en 8 wordt ingegaan op risico-analyse en management en wordt de voor dit doel ontwikkelde tool (RESPOND) nader toegelicht. De grondwatermonitoring in stedelijke gebieden wordt in hoofdstuk 9 behandeld. In hoofdstuk 10 komen tenslotte de kosten en baten van een drinkwaterwinning in stedelijk gebied aan de orde.

2 Problemen en Kansen

2.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt beschreven wat de eigenschappen van stedelijke winningen zijn, en welke maatschappelijke ontwikkelingen en systeemeigenschappen bepalend zijn voor de problemen en kansen van stedelijke grondwaterwinning voor drinkwaterbereiding.

2.2 Definitie van een stedelijke winning

Het begrip stedelijke winning is niet erg nauw omschreven. Stedelijke winningen bevinden zich in de nabijheid van stedelijk gebied, maar niet voor iedereen is deze eigenschap voldoende om van een stedelijke winning te spreken. Sommigen wensen pas van een stedelijke winning te spreken wanneer het grondwater dat wordt onttrokken substantieel beïnvloed is door het stedelijke grondgebruik, terwijl anderen een winning als stedelijk karakteriseren wanneer het merendeel van het intrekgebied in stedelijk gebied is gelegen. In dit rapport is gekozen voor een ruime interpretatie van het begrip stedelijke winning op grond van twee overwegingen:

- 1) de voorliggende studie is oriënterend van aard en de auteurs willen voorkomen dat eventueel interessante kansen niet beschouwd worden door een premature inperking van het onderwerp van studie;
- 2) analyse van de chemische samenstelling van het ruwwater dat onttrokken wordt door winningen in de omgeving van stedelijk gebied heeft uitgewezen dat het niet eenvoudig is op basis van de chemische samenstelling uit te maken of winningen al dan niet stedelijk zijn. (zie hoofdstuk 5 en [Segrave, 2004]).

Stedelijke winningen worden in dit rapport beschouwd als winningen die in de directe omgeving van stedelijke bebouwing zijn gelegen.



Figuur 1 Stedelijke gebieden met een aaneengesloten oppervlakte van meer dan 10 km²

2.3 Stedelijk grondwater

De totale oppervlakte stedelijk bebouwd gebied in Nederland is ca. 2200 km². De voorraad grondwater onder steden bedraagt ongeveer 40 miljard m³ als wordt uitgegaan van een diepte van 75 m en een gemiddelde effectieve porositeit van 25%. Nederland heeft 69 stedelijke gebieden met een oppervlakte van meer dan 10 km² (Figuur 1). Deze 69 grotere steden beslaan gezamenlijk een oppervlak van 1550 km².

De grondwateraanvulling in stedelijk gebied is over het algemeen geringer dan in landelijk gebied als gevolg van het grote aandeel verhard oppervlak. Gemiddeld bedraagt de jaarlijkse grondwateraanvulling in stedelijke gebieden ongeveer 150- 200 mm/jaar, maar verschillen in grondwateraanvulling tussen steden en delen van steden kunnen groot zijn. Factoren die veel invloed hebben op de grondwateraanvulling zijn de hoeveelheid onverhard terrein, de bodemgesteldheid, de mate waarin de hemelwaterafvoer is afgekoppeld van de riolering en de diepte van de grondwaterstand. In sommige steden wordt het grondwater vanuit lekkende rioleringsbuizen verontreinigd met rioolwater, terwijl in steden met een hoge grondwaterstand lekke riolering kan fungeren als drainage.

25 - 40% van de neerslag in stedelijke gebieden wordt afgevoerd via de riolering, 20 - 30 % is grondwateraanvulling en de resterende hoeveelheid verdampt of stroomt af naar het oppervlaktewater. In sommige nieuwe of recent gerenoveerde wijken is het hemelwater afgekoppeld van het rioleringsysteem en wordt direct op het oppervlaktewater geloosd of geïnfiltreerd door middel van wadi's of grindkoffers.

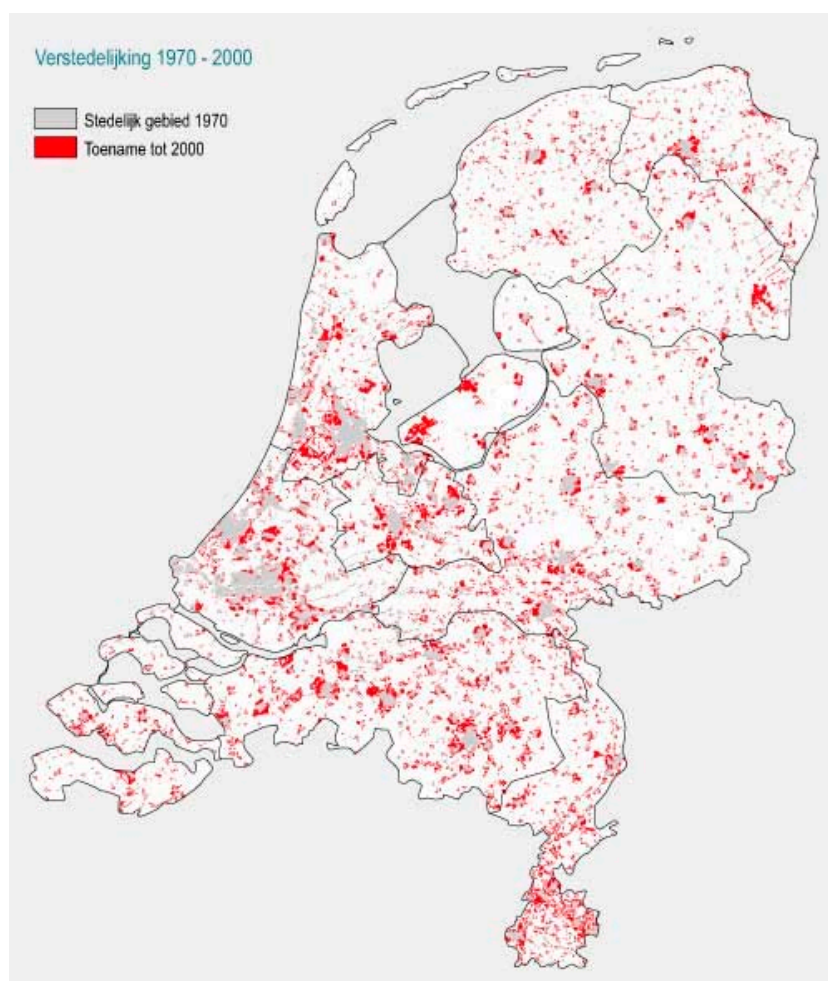
De grootteorde van de bevolkingsdichtheid in stedelijk gebied bedraagt 2500 - 4000 inwoners / km². Bij een gemiddelde drinkwaterproductie van 200 liter per persoon per dag zou een grondwateraanvulling van 200 - 250 mm/j benodigd zijn om stedelingen van drinkwater te voorzien met stedelijk grondwater als grondstof en een sluitende waterbalans. In de meeste stedelijke gebieden is de grondwateraanvulling minder dan 200 mm/j. De gemiddelde grondwateraanvulling in stedelijk gebied is dus een weinig minder dan het drinkwatergebruik van de stedelijke bevolking, beide gerekend per oppervlakte-eenheid.

Trends

In deze paragraaf zijn ontwikkelingen vermeld die van invloed kunnen zijn op de economische en technische haalbaarheid van stedelijke waterwinningen.

2.3.1 Verstedelijking

De verstedelijking van Nederland is de afgelopen eeuw met rasse schreden voortgesnel. Figuur 2 is de toename van stedelijk gebied over de periode 1970-2000 weergegeven. Bij een groot aantal winningen neemt het aandeel stedelijk gebied in het intrekgebied toe als gevolg van de urbanisatie.



Figuur 2 Verstedelijking van Nederland [bron: Natuurbalans 2003, RIVM]

Vooraf voor de freatische winningen wordt verstedelijking gezien als een bedreiging van de beschermbaarheid. In bepaalde gevallen is om deze reden besloten tot het sluiten van een aantal freatische winningen zoals bijvoorbeeld pompstation Klinkenberg te Ede. De ruwwaterkwaliteit van niet-freatische winningen wordt beschermd door één of meerdere slecht doorlatende lagen, zodat veranderingen van het landgebruik een veel geringere en meer vertraagde invloed kunnen hebben op de ruwwaterkwaliteit. De wettelijke

beperkingen ten aanzien van landgebruikfuncties in het grondwaterbeschermingsgebied kunnen voor provinciale overheden in bepaalde gevallen een reden vormen om te streven naar een verplaatsing van grondwaterwinningen. In het landelijke gebied is het echter ook niet meer eenvoudig om geschikte locaties te vinden voor grondwaterwinningen. Er bestaat een toenemende schaarste aan ruimte in Nederland en het combineren van grondwaterwinningen voor drinkwaterbereiding met ander landgebruik functies is niet altijd wenselijk. In het stedelijke gebied worden risico's op verontreiniging als relatief hoog beschouwd, maar ook in landbouwgebieden bestaan risico's op grondwater verontreiniging door bijvoorbeeld bestrijdingsmiddelen of bemesting. In landelijk gebied wordt de landbouw in veel gevallen beperkt in haar mogelijkheden en ondervindt de grondwaterafhankelijke natuur mogelijk schade door verdroging als gevolg van grondwateronttrekking.

2.3.2 Zuiveringstechnologie

De zuiveringstechnieken bij de drinkwaterbereiding hebben de laatste jaren belangrijke verbeteringen ondergaan. Met de huidige technische middelen is het in veel gevallen mogelijk op betrouwbare wijze drinkwater te bereiden uit grondwater met duidelijke sporen van antropogene verontreinigingen. Als gevolg van deze ontwikkelingen is grondwater in stedelijke gebieden vanuit technisch oogpunt geschikt voor drinkwaterbereiding.



Figuur 3 Anaërobe nanofiltratie op pompstation Engelse werk

2.3.3 Grondwaterbelasting

De Belastingdienst heft grondwaterbelasting over het onttrekken van grondwater aan de bodem. De hoogte van de grondwaterbelasting hangt af

van het aantal kubieke meters per jaar. Naast de grondwaterbelasting die de Belastingdienst heft, zijn er op basis van de Grondwaterwet provinciale heffingen op de onttrekking van grondwater. Deze heffingen staan los van de grondwaterbelasting. De vrijstellingen en de vrijstellingsgrenzen die gelden bij de provinciale heffingen, kunnen daardoor anders zijn dan die bij de grondwaterbelasting.

In 2004 bedroeg het algemene grondwater belastingtarief € 0,1810 per kubieke meter. Daarmee is deze belasting een substantiële kostenfactor voor de drinkwaterproductie uit grondwater. Grondwateronttrekkingen die uitgevoerd worden om grondwateroverlast te voorkomen zijn vrijgesteld van grondwaterbelasting. Deze vrijstelling betekent een interessante kostenreductie voor grondwateronttrekkingen die functie vervullen bij zowel het voorkomen van grondwateroverlast als de drinkwaterproductie. Over onttrekking van brak grondwater wordt geen belasting geheven.

2.3.4 Reductie industriële grondwateronttrekkingen in stedelijk gebied

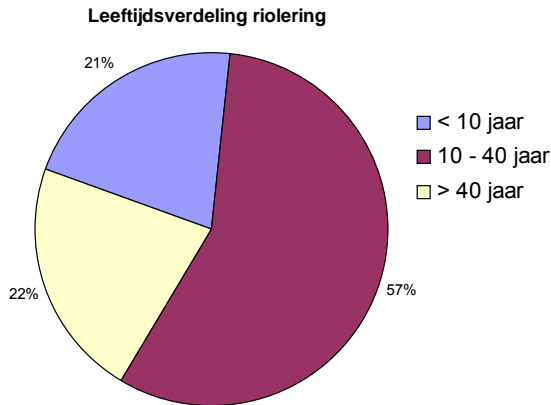
In een aantal steden, waaronder Delft en Eindhoven, bestaan industriële grondwateronttrekkingen die een belangrijke rol vervullen bij het voorkomen van grondwateroverlast. Sommige bedrijven hebben het voornemen om de grondwateronttrekking te staken. In deze gevallen kan het interessant zijn voor drinkwaterbedrijven om deze grondwateronttrekkingen over te nemen en in te zetten voor de drinkwaterproductie, met waterbeheersing als nevenfunctie.

2.3.5 Verdroging grondwaterafhankelijke vegetatie in het landelijk gebied

In sommige gebieden in Nederland ondervindt grondwaterafhankelijke vegetatie verdrogingschade door grondwateronttrekkingen. Drinkwaterbedrijven zijn soms genoodzaakt om hoge investeringen te doen om deze schade te beperken. In het stedelijke gebied komt grondwaterafhankelijke vegetatie slechts sporadisch voor. Verplaatsing van een grondwateronttrekking naar stedelijk gebied kan zo resulteren in een reductie van verdrogingschade.

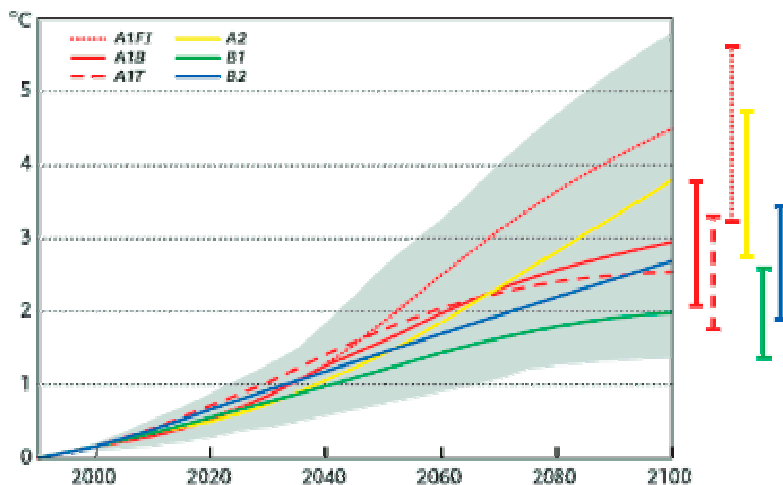
2.3.6 Veroudering riolering en afkoppeling

In de komende decennia zal op grote schaal geïnvesteerd moeten worden in renovatie van rioleringsystemen in stedelijk gebied. In wegzijgingsgebieden wordt daarbij overwogen om de afvoer van het hemelwater los te koppelen van de afvoer van het overige rioolwater. De capaciteit van het rioleringsstelsel kan dan geringer zijn, zodat daarmee bespaard kan worden op de kosten van zowel het rioleringsstelsel als de afvalwaterzuiveringsinstallaties. Rioolwater zuiveringsinstallaties (RWZI) werken beter wanneer het afvalwater geconcentreerd is. Verdunning van het afvalwater vindt vooral plaats als gevolg van instroom van hemelwater. Een tweede voordeel van de afkoppeling van hemelwater bestaat uit de afname van incidentele lozingen van ongezuiverd rioolwater op het oppervlaktewater systeem via overstorten tijdens de hevige neerslag.



Figuur 4 Een groot deel van de Nederlandse riolering is verouderd [Stichting RIONED, 2002]

2.3.7 Klimaatontwikkeling



Figuur 5 Wereldgemiddelde temperatuurprojecties voor de 21^e eeuw volgens het IPCC. De gekleurde lijnen tonen het temperatuurverloop en de spreiding (verticale balken) voor 6 scenario's. Het grijze gebied toont de spreiding van alle temperatuurprojecties [KNMI, 2003]

De prognoses van klimaatveranderingen in de komende 50-100 jaar wordt rekening gehouden met verschillende scenario's. Voor het Nederlandse klimaat wordt het waarschijnlijk geacht dat extremen vaker zullen voorkomen; de neerslag zal gedurende de zomer afnemen en gedurende de winter juist toenemen. Een substantiële toename van de temperatuur in de zomer in combinatie met een afname van de neerslag zal leiden tot een duidelijke toename van het drinkwaterverbruik gedurende de zomer [Cirkel *et al*, 2005]. De benodigde maximale productiecapaciteit zal in een dergelijk scenario toenemen. Het gevolg van deze toename kan zijn dat de capaciteit van sommige hoofdtransportleidingen moet worden uitgebreid. Een alternatieve oplossing bestaat uit het creëren van extra productiecapaciteit in

de nabijheid van locaties waar de toename van de vraag zich voordoet. Aangezien het zwaartepunt van watervraag in stedelijke gebieden is gelokaliseerd, kan de aanleg van een stedelijke waterwinning een alternatief zijn voor een uitbreiding van de transportcapaciteit van hoofdtransportleidingen die de landelijk gelegen pompstations verbinden met de stedelijke gebieden.

2.3.8 Wateroverlast in stedelijke gebieden

Tabel 1 geeft een overzicht van steden waar regelmatig grondwateroverlast optreedt. Het overzicht is het resultaat van een klein literatuuronderzoek. De steden in Tabel 1 zijn gegroepeerd naar geomorfologie van de regio waarin de stad zich bevindt. De geomorfologische eenheden geven aan op welke manier het gebied gevormd is en zijn daarmee ook een indicator van de hoogteligging en de textuur van de bodem. Hoogteligging en textuur zijn parameters die voor een belangrijk deel de hydrologische toestand verklaren. Een rangschikking op grond van de oorzaak van het grondwaterprobleem is niet goed mogelijk omdat vaak meerdere factoren in het spel zijn. In de kolom 'oorzaken' is de eerstgenoemde oorzaak de belangrijkste.



Figuur 6 Wateroverlast in Den Haag [bron: www.haagsekoepel.nl]

Tabel 1 Steden met grondwateroverlast, ingedeeld volgens geomorfologische kenmerken.

Geomorfologische eenheid	Stad / gemeente	Oorzaken	Opmerkingen
duin/strandwallen gebied en bedijkte getijdenafzettingen/ binnendelta	Wassenaar Bloemendaal* Haarlem* Velsen* Heemstede* Santpoort* Zandvoort* IJmuiden	Reductie waterwinning duingebied (voor Heemstede beperkt)	
	Den Haag	Te laag gebouwde woningen	
	Den Helder Bergen Castricum	Toename neerslag Slecht doorlatende ondergrond Beperkte invloed afname winning duingebied	Wateroverlast vs. Verdroging
	Ridderkerk	Toename neerslag	
	Dordrecht	Vervanging riolering	
Dekzandruggen	Hengelo	Stopzetten drinkwaterwinning uit grondwater	
Beekdalen en rivierdalen	Eindhoven	Lage ligging bij Dommel Ondiepe leemlaag Afname industrieel grondwatergebruik	
Rivieroeverwallen/ rivierkomvlakten	Westervoort	Hoog IJsselpeil Neerslag, slecht doorlatende ondergrond	
Grens gestuwd keileem/ Dekzandruggen	Enschede	Afname industrieel grondwatergebruik	Wateroverlast vs. Verdroging
Dekzandruggen	Amersfoort	Afname grondwaterwinning	Preventieve maatregelen Wateroverlast vs. verdroging

De meest voorkomende oorzaken van grondwaterproblemen in de stad zijn:

1. Het sluiten van een grondwaterwinning of een reductie van grondwaterwinning in nabijgelegen gebied, door een afname van grondwatergebruik voor hetzij drinkwaterbereiding hetzij industrie.
2. Peilbeheer van nabijgelegen oppervlaktewater.
3. Slecht doorlatende ondergrond (lage kD-waarde).
4. Extreem zware regenval.
5. Verkeerd geconstrueerde woningen/ te laag gebouwde woningen.
6. Vervanging van riolering waardoor de drainerende werking van de oude riolering wegvalt.

Uit verschillende artikelen blijkt dat vaak in eerste instantie het sluiten of een reductie van een grondwaterwinning als aanstichter van grondwateroverlast wordt aangewezen. Bij nader onderzoek blijken vaak andere factoren een belangrijkere rol te spelen. In onderstaande paragraaf wordt kort de grondwaterproblematiek van de verschillende steden toegelicht, indien informatie voorhanden was.

Bloemendaal/Haarlem/Velsen/Heemstede/Santpoort/Zandvoort/Wassenaar/IJmuiden
In eerste instantie werd de grondwateroverlast in Bloemendaal, Haarlem, Velsen, Heemstede, Santpoort en Zandvoort vrijwel geheel toegeschreven aan de reductie van de winningen in de Kennemerduinen in 1957 en in de jaren negentig [Wolf, 2001; provincie Noord Holland, 1995]. Uit later onderzoek kwam een wat genuanceerder beeld naar voren. [Wolf, 2001]. De invloed van de afname van de duinwinning in de jaren negentig is bijvoorbeeld voor Heemstede zeer beperkt. Voor de plaatsen direct langs de oostelijke duinrand is de invloed op de grondwaterstand significant. De hoge neerslag in de laatste decennia heeft ook een grote invloed gehad op de grondwaterstand. Ook in Wassenaar werd de grondwateroverlast toegeschreven aan een afname van de duinwinning, maar uit onderzoek in 2001 [www.waterland.net] is gebleken dat de hoge neerslag, de bodemopbouw, het dempen en dichtslibben van watergangen en het onvoldoende bouwrijp maken van kavels de grondwateroverlast veroorzaken. De recente veranderingen in de duinwinning hebben geen invloed gehad en de introductie van kunstmatige infiltratieplassen in 1955 zal waarschijnlijk een geringe en lokale invloed hebben.

Den Helder/Bergen/Castricum

De hoofdoorzaak van de grondwateroverlast in Den Helder, Bergen en Castricum is de hoge neerslag van de afgelopen decennia, in combinatie met de slecht doorlatende kleirijke ondergrond. Daarnaast speelt de vertraagde aanvoer van regenwater uit het duingebied een rol bij de hoge grondwaterstand. Er bestaat slechts een gering verband tussen de verminderde winningen in het duingebied en de grondwaterstand in deze plaatsen. [www.eigenhuis.nl]. In het Noord-Hollandse duingebied worden verdrogingbestrijdende maatregelen uitgevoerd.

Eindhoven

Het grondwaterprobleem in Eindhoven heeft twee oorzaken. Allereerst is het de geografische ligging die bijdraagt aan de hoge grondwaterstand. Eindhoven ligt in het rivierdal van de Dommel. De plaatselijke klei- en veenrijke ondergrond heeft een laag doorlaatvermogen en een periodiek hoge waterstand in de Dommel bemoeilijkt de afvoer van water uit het stedelijke gebied. Naast de geografische ligging zal een vermindering van het grondwaterverbruik door Philips in de toekomst een stijging van de grondwaterspiegel veroorzaken. Philips gaat 18 winningen van in totaal 2,2 mln. m³/jr. stopzetten. Als na de reductie van de grondwateronttrekking geen maatregelen genomen worden, zal de grondwaterstand in grote delen van de stad met 1 m stijgen. Om dit te voorkomen zal Philips de grondwateronttrekking nog 2 jaar voortzetten. Er wordt gezocht naar een passende oplossing. [IKC-RO; Waterforum online; Neerslag magazine.nl]

Hengelo

De grondwateroverlast in Hengelo wordt veroorzaakt door de waterbesparing bij Grolsch en door een vermindering van de drinkwaterwinning. [Wagemaker & Rölling, 2000]

Westervoort

De grondwaterstand in Westervoort blijkt sterk samen te hangen met de waterstand van de IJssel en de neerslag die stagneert op de slecht doorlatende ondergrond. Bij hoge waterstand is de kweldruk erg groot. De ondergrond van Westervoort bestaat uit komklei (Betuwe Formatie) op Kreftenheye (zand op klei/veen op zand). De bovenste laag komklei, met een dikte van 1 tot enkele meters, is zeer slecht doorlatend [Volkskrant, 2004]

Enschede

In Enschede is grondwateroverlast ontstaan na beëindiging van grondwateronttrekkingen door de textielindustrie. Om gebieden droog te houden, wordt er op een aantal punten grondwater onttrokken. Een complicerende factor hierbij is het feit dat er net buiten de stad natuurgebieden zijn die afhankelijk zijn van kwel van de stuwwal. Deze natuurgebieden hebben nu te maken met verdroging. De ondergrond van Enschede bestaat uit dekzand op keileem. [VEWIN, 2002]

Amersfoort

In de omgeving van Amersfoort is in 2003 in het kader van verdrogingbestrijding de grondwaterwinning verminderd. In Amersfoort zijn preventief maatregelen genomen ter voorkoming van grondwateroverlast. [provincie Noord Holland, 1995]

3 Hydrogeochemie van stedelijke winningen

3.1 Samenvatting

Waterwinning in stedelijk gebied hoeft, gezien de samenstelling van het ruwwater niet sterk afwijkend te zijn van waterwinning in landelijk gebied. Toch zijn er wel enkele aandachtspunten voor de bedrijfsvoering. Het belangrijkste aandachtspunt is dat er in stedelijk gebied een breed scala aan potentiële vervuilingsbronnen aanwezig is. Voorspelling van de beïnvloeding van het grondwater door deze bronnen is echter lastig; elk van deze bronnen kan een grote variatie vertonen in zowel ruimte (waar?) als tijd (wanneer?). Bovendien zijn er vele potentiële verontreinigingen te benoemen in stedelijk gebied, ieder met zijn eigen stoffeïenschappen (toxiciteit, afbreekbaarheid, adsorptief vermogen). Bij het voorspellen van effecten op de waterwinning moet hiermee rekening worden gehouden.

3.2 Onderzoeksvragen

De waterbedrijven willen voor hun bedrijfsvoering inzicht hebben in de kwaliteit van de grondstof. De toenemende verstedelijking in Nederland leidt onder andere tot de vraag in hoeverre voor de bereiding van drinkwater afkomstig uit stedelijke winningen, aanpassing van de bedrijfsvoering of inzet van aanvullende zuiveringstechnieken nodig is. In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de kwaliteit van het stedelijke grondwater. Onderzocht is in hoeverre de samenstelling van het stedelijke grondwater afwijkt van het niet-stedelijke grondwater. Getracht is de stedelijke beïnvloeding van het grondwater te kwantificeren aan de hand van gegevens van het ruwwater.

Voor de beschrijving van de hydrogeochemie van stedelijke winningen is het nodig de volgende twee vragen te beantwoorden:

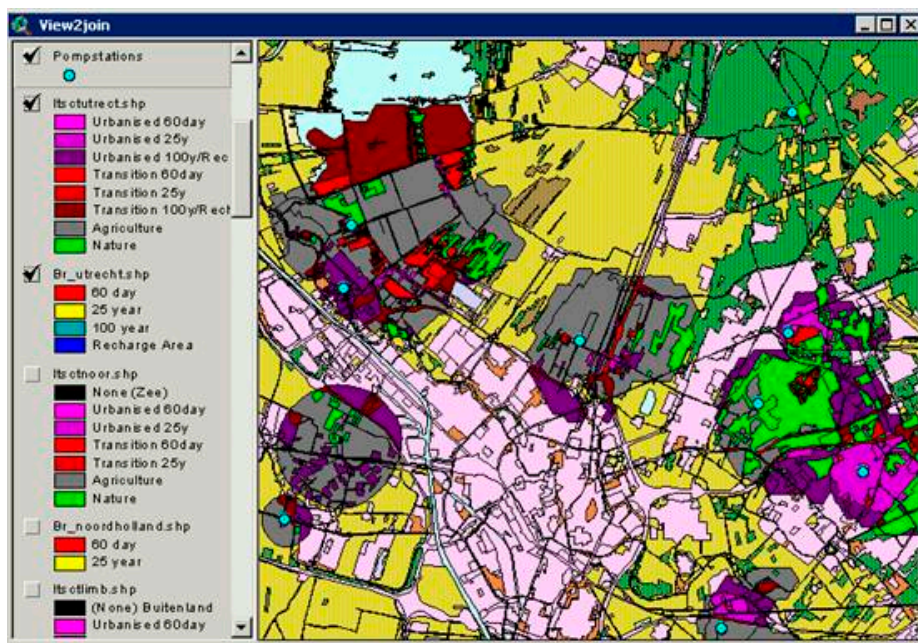
1. Wat zijn de stedelijke winningen in Nederland?
2. Is er een verschil in samenstelling van het grondwater in stedelijk en niet-stedelijk gebied?

Een nadere onderbouwing van de beïnvloeding van het grondwater door verschillende landgebruiksfuncties in stedelijk gebied, helpt bij het identificeren van de consequenties hiervan voor de bedrijfsvoering.

3.3 Wat zijn stedelijke winningen in Nederland?

Om een vergelijking te maken tussen de samenstelling van stedelijke en niet-stedelijke winningen zijn de grondwaterwinningen in Nederland ingedeeld (eigenlijk gerangschikt) met GIS. Met ArcViewGIS is een ruimtelijke analyse uitgevoerd van de wingebieden, waarbij per grondwaterbeschermingsgebied ruimtelijk het landgebruik is gekwantificeerd aan de hand van vier *landgebruiktypen* (stedelijk, overgangstype, landbouw, en natuur). Deze zijn gedefinieerd in het BTO rapport van Segrave [2004].

De grondwaterbeschermingsgebieden rond de winningen zijn ruimtelijk onderverdeeld in vier *zones* (60 dagenzone; 25 jaarszone; 100 jaarszone; en intrekgebied). Dit resulteert in 16 mogelijke combinaties van zones en landgebruiktypen (bijvoorbeeld stedelijk 60 dagen, stedelijk 25 jaar etc.) Alle grondwaterwinningen in Nederland zijn op deze wijze ingedeeld (in Figuur 7 is als voorbeeld de indeling van de winningen rond Utrecht weergegeven). Elke combinatie krijgt een bepaalde waarde toebedeeld [Segrave, 2004].



Figuur 7 Voorbeeld van de indeling van grondwaterbeschermingsgebieden

Vervolgens zijn de meest verstedelijkte onttrekkingsgebieden geselecteerd op basis van de relatieve omvang van elke combinatie (voor de exacte uitwerking hiervan wordt verwezen naar Segrave, 2004). De 10 meest stedelijke winningen zijn weergegeven in Tabel 2. In Figuur 8 zijn alle grondwaterbeschermingsgebieden in Nederland gekarakteriseerd op basis van landgebruik.

Tabel 2 geeft een beeld van de meest stedelijke winningen op basis van landgebruik. Dit betekent uiteraard niet dat hier ook werkelijk problemen optreden met verontreinigingen in het ruwwater. Dit hangt uiteraard samen met de werkelijke toepassing van stoffen in het intrekgebied en het gedrag van de stoffen. Pompstations waar op grote diepte, onder een afsluitende laag, grondwater wordt gewonnen, zullen waarschijnlijk niet beïnvloed zijn door stedelijke activiteiten. Oevergrondwaterwinningen zullen slechts deels beïnvloed zijn.

Tabel 2 Overzicht van de meest verstedelijkte onttrekkingsgebieden

	Beschermingsgebied	Provincie	GIS code	SWIM code ¹
1	Bilthoven	Utrecht	U-14	A
2	Hengelo	Overijssel	O-04	A
3	Vierakker	Gelderland	Ge-04	A
4	Aalsterweg knppt Leenderheide	Brabant	NB-10	B
5	Ir.H.Symons	Gelderland	Ge-70	B
6	Tegelen	Limburg	L-19	B2
7	Laren	Noord-Holland	NH-22	A
8	Zeist	Utrecht	U-05	B
9	Nieuwe Marktstraat	Gelderland	Ge-01	U2
10	Engelse Werk	Overijssel	O-07	U

¹ A is freatisch (ondiep) grondwater; B is (semi) spanningswater (diep grondwater); U is oeverinfiltraat



Figuur 8 Karakterisering van de grondwaterbeschermingsgebieden op basis van landgebruik

3.4 Wijkt stedelijk grondwater qua samenstelling af van niet-stedelijk grondwater?

3.4.1 Statistische analyse samenstelling stedelijke en niet-stedelijke winningen

Door het vergelijken van de samenstelling van het onttrokken water (REWAB gegevens) door typisch stedelijke en typisch niet-stedelijke winningen is een lijst met indicatieve stedelijke parameters afgeleid. De belangrijkste aanname hierbij was dat een dergelijke statistische vergelijking alleen mogelijk (toegestaan) is indien freatisch grondwater wordt onttrokken (diepe grondwaterwinningen en oevergrondwaterwinningen zijn daarom niet meegenomen in deze analyse). Tevens is rekening gehouden met het bodemtype op de geanalyseerde locaties.

Voor elke individuele (REWAB) parameter is met een F-test en vervolgens een t-test een analyse van de vijf meest stedelijke freatische grondwaterwinningen en de vijf meest natuurlijke winningen uitgevoerd. Er kan geen statistisch significant onderscheid worden gemaakt tussen de stedelijke en natuurlijke winningen met deze testen. Om toch een kwantitatieve uitspraak te kunnen doen over indicatieve stedelijke parameters is vervolgens gekozen voor een vergelijking met het percentage gemiddeld verschil. Het percentage gemiddeld verschil (% Δ) tussen twee populaties wordt beschreven als:

$$\% \Delta = \left\{ \left[\frac{(\text{gemiddelde stedelijke waarde voor een parameter}) - (\text{gemiddelde natuurlijke waarde voor een parameter})}{(\text{gemiddelde stedelijke waarde voor een parameter}) + (\text{gemiddelde natuurlijke waarde voor een parameter})} \right] \right\} * 100.$$

Op deze wijze zijn de onderzochte stoffen gerangschikt op basis van verschil tussen stedelijk en niet-stedelijk. De 10 meest indicatieve stedelijke parameters zijn weergegeven in Tabel 3.

Tabel 3 Overzicht van de 10 meest indicatieve stedelijke parameters op basis van het percentage gemiddeld verschil tussen stedelijke en niet-stedelijke winningen

REWAB Parameter
Boor
Opgelost organisch koolstof (DOC)
Ijzer
Beryllium
Barium
Mangaan
Ammonium
Calcium
Chloride
Natrium

3.4.2 *Geochemische afleiding stedelijke winningen*

Voor alle winningen in Nederland is bepaald in hoeverre de stoffen in tabel 3.2 worden aangetroffen in het ruwe water (gebaseerd op REWAB gegevens). Uit deze analyse blijkt dat de in Tabel 3 genoemde stoffen niet specifiek verhoogd zijn in stedelijke omgeving; ze zijn slechts verhoogd in de meest stedelijke winningen ten opzichte van de meest natuurlijke winningen. Individuele REWAB parameters zijn dus geen goede indicatoren voor stedelijke beïnvloeding; op basis van individuele stoffen kan geen onderscheid gemaakt worden tussen stedelijke en niet-stedelijke winningen. De voorzichtige conclusie kan worden getrokken dat de natuurlijke variatie in deze stoffen binnen Nederland groter is dan het effect van stedelijke beïnvloeding.

3.4.3 *Opmerkingen bij gekozen aanpak*

De beschreven aanpak is de best mogelijke gezien het gebruikte databestand. Er zijn, mede daardoor wel een aantal belangrijke kanttekeningen te plaatsen bij de uitgevoerde analyse. Aandachtspunten bij interpretatie van de resultaten zijn:

1. *Aanpassingen in bedrijfsvoering*

De geanalyseerde gegevens uit REWAB geven geen volledig beeld van de actuele situatie, omdat geen rekening is gehouden met de sluiting van winningen vanwege de aanwezigheid van verontreinigingen (bijvoorbeeld PS Klinkenberg Ede) of bescherming van de kwaliteit van het ruwwater door het aanleggen van scherpputten of aanpassing van de winning (bijvoorbeeld grondwater oppompen van grotere diepte). Om dit in beeld te brengen is een studie naar historische gegevens noodzakelijk. Gegevens van individuele winputten en waarnemingsputten hebben bovendien de voorkeur boven ruwwatergegevens.

2. *Vergelijkbaarheid locaties*

In de uitgevoerde analyse zijn gegevens van stedelijke en niet-stedelijke winningen verspreid over Nederland met elkaar vergeleken. Hierbij is vrijwel geen rekening gehouden met de (in)homogeniteit van de bodem en het grondwater. Een analyse zoals uitgevoerd door het RIVM [Absil, 1997] biedt hier mogelijk een uitkomst; gegevens uit stedelijk gebied zijn alleen vergeleken met gegevens uit het aangrenzende landelijke gebied. Op basis van meetgegevens uit het Landelijk Meetnet Grondwater is geconcludeerd dat in het ondiepe grondwater (filterdiepte tussen 5 en 15 m -mv) concentraties van Cl, DOC, EC, HCO₃, K, NO₃, Na en P_{tot} in stedelijk gebied significant hoger zijn dan in niet-stedelijk gebied. Voor het diepere grondwater (filterdiepte tussen 15 en 30 m -mv) wordt een vergelijkbaar patroon gevonden: de concentraties van Cl, DOC, HCO₃, K, Mg, NH₄, Na en SO₄ zijn in stedelijk gebied hoger in vergelijking met de omliggende putten in niet-stedelijk gebied. Cd, Ni en Pb worden in stedelijk gebied juist in lagere concentraties gemeten. Zowel in stedelijk als niet-stedelijk gebied is de pH van het grondwater in de ondiepe filters lager dan in de diepe. Er wordt een indicatie gegeven voor de waargenomen verschillen. De hoge zoutconcentraties (Na en Cl) in stedelijk grondwater worden toegeschreven

aan het gebruik van strooizout. Lekkende rioolstelsels en uitspoeling uit tuinen en plantsoenen dragen mogelijk bij aan deze hoge zoutconcentraties en kunnen tevens de veroorzaker zijn van verhoogde concentraties aan DOC, K, HCO₃ en NO₃ in stedelijk grondwater; K wordt algemeen beschouwd als een indicator voor vervuiling met rioolwater. De verschillen tussen diep en ondiep grondwater worden waarschijnlijk veroorzaakt door het verschil in ouderdom van het grondwater.

3. *Veel stoffen komen ook van nature voor*

De in Tabel 3 genoemde stedelijke parameters komen vrijwel allemaal ook van nature voor. Bij de uitgevoerde analyse is geen rekening gehouden met de natuurlijke ruimtelijke variatie in deze stoffen. Hoewel bijvoorbeeld boor algemeen wordt beschouwd als een indicator voor stedelijke activiteit (ten gevolge van lekkende riolering of infiltrerend oppervlaktewater), is het ook van nature aanwezig in grondwater en is er bovendien een grote regionale variatie. Een vergelijking tussen gegevens van verschillende locaties is alleen zinvol als de (regionale) natuurlijke achtergrondconcentratie bekend is en gekwantificeerd kan worden.

4. *Ouderdom van het onttrokken water*

Het risico op stedelijke beïnvloeding van het onttrokken water is afhankelijk van de ouderdom van het grondwater. Bij een vergelijking van de samenstelling van verschillende winningen dient daarom een correctie plaats te vinden voor de ouderdom van het onttrokken water. Om de koppeling te leggen met de aanwezigheid van verontreinigingen, moet bovendien bekend zijn gedurende welke periode beïnvloeding heeft plaatsgevonden van het grondwater (een bepaalde stof is 'geloosd'). Het ruwwater op de pompstations Bilthoven, Hengelo en Vierakker, allen als stedelijk geclassificeerd, is voor meer dan 80 % ouder dan 30 jaar (gebaseerd op tritium analyses [Segrave, 2004]). De kwaliteit van het onttrokken grondwater is hier dus waarschijnlijk nog maar beperkt beïnvloed door typisch stedelijke activiteit. Gevolg hiervan is dat verschillen tussen natuurlijke en stedelijke watertypen worden onderschat.

5. *Hydrogeochemische processen in de bodem*

Er dient een correctie plaats te vinden voor de hydrogeochemische processen waaraan het water onderhevig is geweest gedurende het verblijf in de bodem en het type winning (grondwater of oeverfiltraat). Specifieke aandacht gaat hierbij uit naar processen die rondom een onttrekkingsput plaatsvinden (niet alleen kijken naar gemiddelden van het gehele intrekgebied). Door gebruik te maken van bijvoorbeeld homogene gebieden kunnen gegevens (statistisch) beter met elkaar worden vergeleken. Voor een kwantificering van de stedelijke beïnvloeding van de samenstelling van oevergrondwaterwinningen moet uiteraard ook rekening worden gehouden met de bijdrage van grondwater en de samenstelling van het onttrokken water [Stuyfzand et al., 2004]. Van de pompstations in Tabel 2 heeft Engelse Werk bijvoorbeeld een bijdrage oppervlaktewater van 85 % oppervlaktewater, Vierakker-Zutphen een bijdrage van 30 % en Nieuwe Markstraat een bijdrage van 40 %.

6. *Gebrek aan gegevens*

Veel stoffen worden niet regulier of niet frequent genoeg gemeten voor een statistische beschouwing. Onze studie heeft zich gericht op landelijk niveau. Verdere uitwerking aan de hand van bovengenoemde aandachtspunten dient bij voorkeur plaats te vinden op lokaal niveau.

3.5 Wat zijn de stedelijke probleemstoffen dan wel?

Hoewel uit de ruimtelijke en geochemische gegevensanalyse blijkt dat het stedelijke grondwater (macro)chemisch vergelijkbaar is aan niet-stedelijk (landelijk) grondwater, althans voor zover gewonnen en gemengd in een puttenveld, kan de kwaliteit van het grondwater in stedelijk gebied worden beïnvloed door diverse stedelijke activiteiten. Hierbij moet worden gedacht aan bijvoorbeeld de toepassing van bestrijdingsmiddelen op bijvoorbeeld verharde oppervlakten, in parken en bij spoorwegen, de aanwezigheid van lekkende riolering (P, N, K, bacteria, virussen), industriële effluënten (diverse organische micro's), de uitloging van (industriële) afvalbergen (P, N, gechloreerde koolwaterstoffen) en het afspoelen van verharde oppervlakten (bijvoorbeeld PAK, BTEX, metalen, bestrijdingsmiddelen). In veel gevallen is er in stedelijke omgeving sprake van verontreiniging van het grondwater via puntbronnen (in tegenstelling tot het landelijke gebied).

Een generieke samenstelling van stedelijk grondwater (specifiek voor stoffen die vrijkomen bij stedelijke activiteiten) kan niet worden gegeven door gebrek aan gegevens; deze stoffen worden veelal niet of niet frequent genoeg gemeten voor een statistische beschouwing. Gezien de beperkingen van de uitgevoerde kwantitatieve analyse (zie 3.3 en 3.4) is een kwalitatieve beschrijving van de (potentiële) stedelijke grondwaterkwaliteit op dit moment de beste oplossing. In stedelijk gebied is veelal sprake van puntbronnen; de aanwezigheid van verontreinigingen is dan ook vaak gekoppeld aan lokale activiteiten. De kans op voorkomen van typisch stedelijke stoffen kan wel worden ingeschat.

Het voorkomen van stedelijke stoffen in het onttrokken water wordt vooral bepaald door het gedrag van stoffen in het grondwater. Om een inschatting te maken van de risico's op de aanwezigheid van stedelijke stoffen in ruwwater is kennis nodig van stoffeigenschappen, zoals oplosbaarheid, afbraak, vervluchtiging en adsorptie, de samenstelling van de bodem en de periode waarin gebruik/lozing heeft plaatsgevonden (in relatie tot de ouderdom onttrokken water). Indien stoffen ook van nature voorkomen of door andere dan stedelijke activiteiten in het milieu terechtkomen, dient hiervoor te worden gecorrigeerd (bijvoorbeeld door een correctie van de natuurlijke achtergrondconcentratie).

Op basis van literatuur (o.a. [Zhang et al., 2004]) en “expert judgement” voldoet stedelijk grondwater aan één of meer van de volgende fysisch-chemische kenmerken:

- Verhoogde temperatuur
- Verhoogde gehalten aan macroparameters (EGV, Na, Cl, K, DOC) ten opzichte van de natuurlijke referentie.
- Verhoogde concentraties aan B en Zn.
- Verhoogde concentraties aan organische microverontreinigingen, specifiek BTEX, gechloreerde koolwaterstoffen (TeCm, TeCEe, TCEa, TCEe), PAK's, VOC's (bijvoorbeeld MTBE) en cafeïne.
- Stedelijke toepassing van bestrijdingsmiddelen (bijvoorbeeld glyfosaat, MCPA)
- Aanwezigheid virussen en bacteriën (lekkende rioleringen etc.)
- Verhoogde Cl/Br ratio
- Isotopenratio $^2\text{H}/^{18}\text{O}$ wijzend op verdamping

In hoofdstuk 5 zijn op basis van deze karakteristieken een zestal typen stedelijk grondwater onderscheiden, waarvoor zuiveringsberekeningen zijn uitgevoerd.

3.6 Vertaling naar individuele winningen

Er moet rekening mee worden gehouden dat bij veel stedelijke winningen een groot aantal van deze indicatoren de gehanteerde normen voor ruwwater niet overschrijden. Zo worden in de huidige als stedelijk beschouwde winningen in Nederland (o.a. PS Engelse Werk, PS Hengelo, Zeist, Nijmegen-Nieuwe Marktstraat) slechts incidenteel normoverschrijdende gehalten aan stoffen waargenomen in het ruwwater. De gemeten waarden worden in belangrijke mate gestuurd door omstandigheden in de ondergrond (en ouderdom onttrokken water) en de werkelijke lozing van deze stoffen. Bovendien zijn in enkele wingebieden een aantal pompputten ingericht als schermput, waardoor de gemeten concentraties in het onttrokken water (REWAB) geen beeld geeft van de werkelijke grondwaterkwaliteit.

Per locatie zal een inschatting moeten worden gemaakt van de te verwachten grondwatersamenstelling en samenstelling van het onttrokken water. Op lokaal niveau (bijvoorbeeld in pilot studies) kan beperkt worden gescreend op de aanwezigheid van potentiële stedelijke probleemstoffen en parameters.

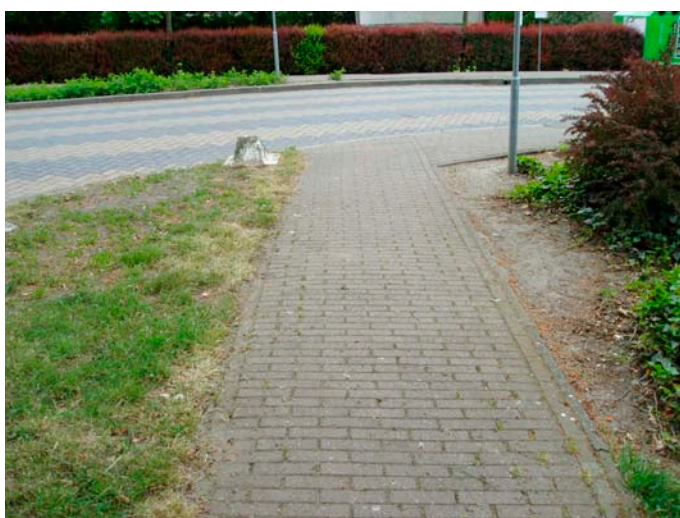
4 De bedreiging van het grondwater in stedelijke gebieden door bestrijdingsmiddelen

4.1 Inleiding

Het grondwater wordt in Nederland op veel locaties bedreigd door het gebruik van bestrijdingsmiddelen. Dit geldt onder meer bij de toepassing van landbouwbestrijdingsmiddelen in de akkerbouw en de groenteteelt op volle grond, maar ook in stedelijk gebied wordt het grondwater bedreigd door het gebruik van bestrijdingsmiddelen. Overigens is er bijna nooit sprake van een absolute scheiding tussen niet-landbouwkundig en landbouwkundig gebruik in stedelijk gebied en landbouwgebieden: in de praktijk zal er namelijk nooit sprake zijn van een volledige scheiding van het landgebruik en komen mengvormen voor. Deze inventarisatie betreft echter alleen het niet-landbouwkundige gebruik van bestrijdingsmiddelen.

De belangrijkste toepassingen van bestrijdingsmiddelen in stedelijk gebied betreffen het gebruik:

- op verhardingen (wegen, fiets- en wandelpaden en bermen) door gemeenten, bedrijven en particulieren
- in openbaar groen door gemeenten
- op bedrijventerreinen door bedrijven
- op spoorwegen, inclusief emplacementen
- rondom woningen door particulieren (bestratingen, siertuinen)
- sportterreinen
- volkstuinen



Figuur 9 Sporen van gebruik van bestrijdingsmiddelen bebouwd gebied

Het betreft vooral de toepassing van herbiciden tegen onkruid, algiciden tegen groene aanslag, insecticiden tegen insecten, molusciden tegen slakken en fungiciden tegen schimmels. Andere toepassingen zoals loofdoormiddelen, acariciden tegen mijten, wildafweermiddelen, rodenticiden, zaaizaadontsmetting, wortelvorming/stekbehandeling of voorraadbescherming zijn in stedelijk gebied veel geringer van omvang of vormen door de wijze van toepassing geen bedreiging voor het grondwater. Dit geldt ook voor toepassing van middelen tegen vlooien bij huisdieren zoals diazinon. Naar de aanwezigheid van veel van deze middelen zijn wel metingen in grondwater verricht, maar zijn nooit aangetroffen, [Janssen en Puijker, 1997]. De belasting van het gehele grondwaterlichaam in een stedelijk gebied wordt bepaald door het product van het areaal waarop toepassing plaatsvindt, de dosering per oppervlakte-eenheid en de uitgespoelde fractie terwijl voor de plaatselijke belasting van het bovenste, ondiepe grondwater alleen de twee laatstgenoemde van belang zijn.

4.2 De omvang van het middelengebruik

Over het particulier gebruik zijn geen uitgebreide statistieken beschikbaar. Wel hebben er projectmatig de laatste jaren enkele inventarisaties plaatsgevonden van het niet-landbouwkundig gebruik [Provincie Utrecht, 2002]. Daarnaast zijn bij het CBS gegevens beschikbaar over het gebruik van bestrijdingsmiddelen door de overheid in een drietal jaren: 1992, 1995 en 2001. Uit deze gegevens blijkt dat er een daling is van het gebruik van herbiciden, insecticiden en fungiciden in de tijd. In 2001 werd bijna 50 % van het totale gebruik van herbiciden door de overheid toegepast op (half)verhardingen, 25 % in beplantingen binnen de bebouwde kom en 14 % op spoorbanen. Het gebruik betreft vooral de werkzame stoffen glyfosaat, MCPA, mecoprop, 2,4-D en dichlobenil. Daarnaast werden in 2001 nog geringe hoeveelheden glufosinaat-ammonium, amitrol en simazin gebruikt. In de tijd is het gebruik van dalapon en diuron gestopt.

Bij deze gebruikscijfers moet opgemerkt worden dat deze per gemeente sterk uiteen kunnen lopen: er zijn veel gemeenten die geen chemische bestrijdingsmiddelen meer gebruiken op verhardingen of in het geheel geen chemische bestrijdingsmiddelen meer toepassen.

Tabel 4 Overzicht van bestrijdingsmiddelengebruik door de overheid in 2001 in kg werkzame stof [CBS, 2004]

Totaal gebruik bestrijdingsmiddelen in 2001						
Insecticiden		125 kg				
Fungiciden		12 kg				
Herbiciden		41995 kg				

Toepassing/middel	Totaal	Glyfos.	MCPA	Mecop.	2,4-D	dichlob.
(half)verhardingen	20510	17577	844	1	79	198
beplantingen binnen bebouwde kom	10222	1201	253	68	35	7933
spoorbanen	6040	3212	2320	-	426	-
sportvelden	4164	259	1425	364	1327	116
andere	890	91	498	243	16	5
groenelementen						
beplantingen buiten bebouwde kom	193	65	30	8	-	65
bossen en natuurterreinen	103	97	1	-	-	-
kwekerijen	22	11	-	1	-	-

4.3 Selectie van prioritaire middelen voor uitspoeling naar het grondwater

Bij de uitspoeling spelen bodemkenmerken en klimatologische omstandigheden (neerslag) een belangrijke rol. Deze factoren zijn variabel en hier niet verder betrokken bij de selectie van prioritaire middelen. Bij deze selectie hebben vooral de eigenschappen van toegepaste middelen een rol gespeeld en indien beschikbaar meetgegevens over de aanwezigheid in grondwater:

- ruwe omvang en/of wijze van het gebruik
- persistentie
- mobiliteit
- meetgegevens voor grondwater

Ook zijn hiervan afgeleide grootheden gebruikt. Door Gustafson is in het verleden de GUS-index ontwikkeld, een combinatie van halfwaardetijd en mate van adsorptie (verdelingscoëfficiënt tussen water en bodem [Gustafson, 1989]). Het Centrum van Landbouw en Milieu (CLM) heeft samen met het IKC de bestrijdingsmiddelenmeetlat ontwikkeld voor de beoordeling van de uitspoeling naar het grondwater. De met deze methodiek berekende milieubelastingpunten (MBP) voor het grondwater vormen een maat voor uitspoeling waarbij 100 MBP overeenkomen met een uitspoeling van 0,1 µg/l in het bovenste grondwater. Boven dit aantal van 100 MBP spoelen zij in hogere concentraties uit, [CLM en IKC, 1993].

4.3.1 Herbiciden

Herbiciden vormen op grond van hun gebruiksomvang de belangrijkste bedreiging voor het grondwater. Op grond van dit relatief hoge gebruik, een hoge persistentie (een halfwaardetijd of DT₅₀ van meer dan 30-60 dagen) en een hoge mobiliteit en/of een eerder aantreffen in grondwater vormen de volgende herbiciden mogelijk een bedreiging voor het grondwater:

Tabel 5 Gebruik van herbiciden in Nederland

Werkzame stof	Toegelaten voor:	Gebruik door:
bentazon	gazon, sportvelden	gemeenten
bromacil	spoorwegen	Nederlandse Spoorwegen
MCPA	gazon, grasveld, moestuin, sportvelden	particulier gebruik, gemeenten
mecoprop-p	gazon, grasveld, sportveld, wegbermen	particulier gebruik, gemeenten, bedrijven
2,4-D	gazon, sportvelden, moestuin	particulier gebruik, gemeenten
dicamba	gazon, moestuin	particulier gebruik, gemeenten
glyfosaat*	verhardingen, onbeteeld terrein	particulier gebruik, gemeenten, bedrijven
dichlobenil**	bepantingen, spoorwegen	gemeenten, bedrijven
diuron	verhardingen	gemeenten, bedrijven
simazin	verhardingen	particulieren, gemeenten

*: alleen in verband met de metabool aminomethylfosfonzuur (AMPA)

** : ook vanwege de metabool 2,6-dichloorbenzamide (BAM)

Over AMPA en BAM kan opgemerkt worden dat deze omzettingen producten niet worden beschouwd als toxicologisch relevante metaboolen en er dus ook geen norm van 0,1 µg/l voor drinkwater voor geldt. Toch vinden de waterbedrijven het ongewenst dat deze metaboolen voorkomen in het drinkwater of de grondstof. Veel gebruikte werkzame stoffen zoals ferrosulfaat tegen mossen en groenaanslag, dat alleen al circa 50 % van het particuliere gebruik omvat [Provincie Utrecht, 2002], en glufosinaat-ammonium, amitrol, paraquat, diquat-dibromide vormen vanwege hun eigenschappen geen bedreiging voor het grondwater.

Het gebruik van vaak in grondwater aangetroffen middelen als bromacil, triazines (atrazin, simazin) en fenylureumherbiciden (diuron, chloortoluron, linuron, metoxuron en isoproturon) is inmiddels verboden of is alleen nog toegelaten voor landbouwkundig gebruik. Op grond van een mogelijke toepassing in het verleden kunnen met name bromacil en mogelijk diuron en simazin en de metabool desethylsimazin nog aangetroffen worden in het grondwater [Puijker en Van Beek, 1999]. De toepassing van bromacil op

spoorwegen is begin jaren '90 verboden, het gebruik van simazin en diuron op verhardingen is sinds de eindjaren '90 verboden. Bij onderzoek naar bestrijdingsmiddelen in grondwaterbeschermingsgebieden in stedelijk gebied (Eindhoven, Helmond) zijn sporen van bentazon, BAM, diuron en MCPP (mecoprop) aangetroffen, [Verstraelen en Leunk, 2002].

4.3.2 *Insecticiden*

De volgende werkzame stoffen worden toegepast in openbaar groen (beplantingen, gras) en particulier groen tegen onder meer aaltjes, luizen (bladluizen, dopluizen, schildluizen), tripsen, witte vliegen, rupsen en slakken:

- diflubenzuron
- teflubenzuron
- butoxycarboxim
- ethoprofos
- malathion
- parathion-methyl
- piperonylbutoxide
- pyrethrinen (deltamethrin, fenothrin, tetramethrin)
- pirimicarb
- imidacloprid
- ferrifosfaat

Op grond van de eigenschappen en het relatief geringe gebruik vormen deze middelen geen bedreiging van het grondwater. Deze middelen zijn ook nog niet eerder aangetroffen in grondwater. Een uitzondering vormt de stof DEET, dat in lage concentraties (tot 0,05 µg/l) is aangetroffen in grondwater. Het is een door mensen veel gebruikt afweermiddel tegen insecten, en kan mogelijk via de riolering in het grondwater geraken.

4.3.3 *Fungiciden*

Toegelaten werkzame stoffen in openbaar groen en particulier groen (moestuinen, siertuinen) tegen schimmels en bladziekten zijn:

- bitertanol
- chloorthalonil
- tolylfluanide
- thiram
- triadimenol
- zwavel

Geen van deze middelen vormt op grond van de omvang van mogelijke toepassingen en eigenschappen een bedreiging voor het grondwater in stedelijke gebieden. Bij onderzoek naar de omzettingsproducten HIT (van chloorthalonil) en ETU (metabool van thiram) werden geen meetbare concentraties in het grondwater aangetroffen [Puijker en van Beek, 1999]. ETU is in het verleden wel in de winning Noordwijk aangetroffen, echter als gevolg van een relatief hoog gebruik van dithiocarbamaten in de bloembollenteelt.

4.4 Conclusies

De volgende bestrijdingsmiddelen komen in aanmerking voor opname in een te ontwikkelen instrument waarmee een risico-analyse van winningen in stedelijk gebied kan worden uitgevoerd:

- bentazon
- bromacil
- MCPA
- mecoprop-p (MCPPE)
- 2,4-D
- dicamba
- AMPA (metabool van glyfosaat)
- dichlobenil en BAM
- diuron
- simazin en desethylsimazin

Het betreft allen onkruidbestrijdingsmiddelen die door de Nederlandse Spoorwegen (bromacil), gemeenten, particulieren en bedrijven op vooral verhardingen, in openbaar groen onder beplantingen of grasland (gazons, sportvelden) worden toegepast of mogelijk in het verleden zijn toegepast. Toegelaten insecticiden en fungiciden vormen op basis van hun gedrag en een geringere omvang van de toepassing geen bedreiging voor het grondwater in stedelijk gebied. Deze stoffen zijn ook bij eerder uitgevoerd onderzoek niet of zelden, en dan alleen in zeer lage concentraties, in grondwater aangetroffen.

5 Chemische definiëring van zes kenmerkende typen stedelijk grondwater

5.1 Samenvatting

Het voorliggende hoofdstuk betreft het opstellen van zes typen stedelijk grondwater die ieder een kenmerkend palet aan probleemstoffen omvatten en daardoor een verschillende zuivering tot drinkwater behoeven. Deze gegevens dienen als invoer voor het opstellen van indicatieve zuiveringsschema's met de daarbij behorende kosten.

Het stedelijke grondwater is geochemisch onderverdeeld naar redox (aeroob, anaëroob) en zuurgraad (basisch, zuur). Er zijn vervolgens verschillende typen verontreinigingen onderscheiden per type grondwater:

- vluchtige verbindingen;
- organische microverontreinigingen;
- zware metalen;
- minerale oliën;
- microbiële verontreinigingen.

De volgende zes typen stedelijk grondwater zijn onderscheiden:

- 1) aeroob basisch grondwater (pH 7-8) met nitraat en gechlloreerde koolwaterstoffen;
- 2) aeroob basisch grondwater met BTEX, MTBE, PAK en cyaniden;
- 3) aeroob basisch grondwater met gechlloreerde koolwaterstoffen, zink, pesticiden en virussen;
- 4) aeroob zuur grondwater (pH 5-6) met metalen (Al, Cd, Cu, Ni, Pb en Zn) en gechlloreerde koolwaterstoffen;
- 5) anaëroob basisch grondwater met ammonium, ijzer, OMIVE uit oppervlaktewater (o.a. bestrijdingsmiddelen, geneesmiddelen); en
- 6) anaëroob basisch grondwater met BTEX, MTBE, hoog Na, K, Cl en virussen.

Per type stedelijk grondwater zijn twee indicatieve kwaliteitsscenario's afgeleid die zijn weergegeven in bijlage V. Scenario 1 geeft een indicatie van stedelijk grondwater die is gebaseerd op Nederlandse meetgegevens, terwijl scenario 2 een indicatie geeft van de effecten van de aanwezigheid van grote verontreinigingbronnen (worst case), gebaseerd op buitenlandse meetgegevens.

5.2 Inleiding

Om inzicht te krijgen in de variatie aan zuiveringsschema's zijn zes typen stedelijk grondwater, elk met een kenmerkend palet aan probleemstoffen, afgeleid. Deze gegevens dienen als invoer voor het opstellen van zuiveringsschema's met de daarbij behorende kosten. Een goed leesbaar basisdocument voor de samenstelling van stedelijk grondwater is Zhang et al. [2004]. Hierin wordt de grondwaterproblematiek in stedelijk gebied, zowel wat betreft chemische als microbiologische verontreinigingen, samengevat. Geconcludeerd wordt dat de grootste gezondheidsrisico's in grondwater het gevolg zijn van de aanwezigheid van synthetische organische stoffen (veelal is de aanwezigheid van organische verontreinigingen in stedelijk grondwater het gevolg van puntbronnen).

5.3 Uitvoering studie

Voor deze studie is gebruik gemaakt van bestaande gegevens en al uitgevoerde en gerapporteerde studies. Basis voor de grondwatertypen zijn gegevens uit REWAB voor winningen die in stedelijk gebied liggen. De meetgegevens afkomstig uit rapporten verwijzen veelal naar specifieke projectmatige studies. Waar mogelijk is gebruik gemaakt van Nederlandse gegevens. Om toch inzicht te krijgen in potentiële problemen en bijbehorende - hoge - concentraties in grondwater, wordt ook verwezen naar internationale meetgegevens. Dit wordt duidelijk aangegeven in de tekst.

Uitgangspunt voor de studie is dat het type verontreiniging bepalend is voor de noodzakelijke zuiveringstechniek, terwijl de concentratie van de verontreiniging bepalend is voor de omvang van de installatie. Stedelijk grondwater is geochemisch onderverdeeld naar redox (aeroob, anaëroob) en zuurgraad (basisch, zuur). Er zijn vervolgens verschillende typen verontreinigingen onderscheiden per type grondwater:

- vluchtige verbindingen;
- organische microverontreinigingen;
- zware metalen;
- minerale oliën;
- microbiële verontreinigingen.

De aanwezigheid van deze verontreinigingen hangt samen met verschillende bronnen (industrie, lekkende rioleringen, strooizout, infiltrerend oppervlaktewater, etc.).

5.4 Keuze van watertypen stedelijk grondwater

De volgende zes typen stedelijk grondwater worden onderscheiden:

- 1) aerobisch basisch grondwater (pH 7-8) met nitraat en gechloreerde koolwaterstoffen;
- 2) aerobisch basisch grondwater met BTEX, MTBE, PAK en cyaniden;
- 3) aerobisch basisch grondwater met gechloreerde koolwaterstoffen, zink, pesticiden en virussen;
- 4) aerobisch zuur grondwater (pH 5-6) met metalen (Al, Cd, Cu, Ni, Pb en Zn) en gechloreerde koolwaterstoffen;
- 5) anaëroob basisch grondwater met ammonium, ijzer, OMIVE uit oppervlaktewater (o.a. bestrijdingsmiddelen, geneesmiddelen); en
- 6) anaëroob basisch grondwater met BTEX, MTBE, hoog Na, K, Cl en virussen.

Per type stedelijk grondwater zijn twee indicatieve kwaliteitsscenario's afgeleid die zijn weergegeven in bijlage V (met een referentie wordt aangegeven waar de onderliggende informatie vandaan komt).

Scenario 1 geeft een indicatie van stedelijk grondwater en is gebaseerd op Nederlandse meetgegevens (in het bijzonder de hoge meetwaarden zijn gerapporteerd in bijlage V).

Scenario 2 geeft een indicatie van de effecten van de aanwezigheid van grote verontreinigingsbronnen (worst case) en is veelal gebaseerd op buitenlandse meetgegevens.

Bij de tabel in bijlage V worden de volgende kanttekeningen geplaatst:

- Er worden verschillende normen gebruikt in de drinkwaterwereld. In de tabel worden de normen voor drinkwater weergegeven, afkomstig uit het Besluit van 9 januari 2001 tot wijziging van het Waterleidingbesluit; aan sommige stoffen is (nog) geen drinkwaternorm toegekend, maar zijn niet wenselijk in drinkwater (bijv. geneesmiddelen). Overschrijding van de weergegeven normen geeft een indicatie van de noodzaak voor zuivering. Er zijn alleen normen opgenomen voor individuele stoffen. Voor een aantal stoffen (o.a. bestrijdingsmiddelen) geldt dat ook de som een maximum waarde niet mag overschrijden. Voor tri- en tetrachlooretheen is alleen een somnorm afgeleid voor drinkwater (deze is weergegeven in de tabel). Voor MTBE is geen drinkwaternorm afgeleid (weergegeven is de range voor geur en smaakgrenzen uit de literatuur).
- In het geval stoffen niet in normoverschrijdende concentraties aanwezig zijn worden deze weergegeven als < norm
- Indien geen werkelijke meetwaarden zijn gevonden, maar een stof wel als probleem- of aandachtstof beschouwd dient te worden voor stedelijke winningen, is deze in de tabel weergegeven als > norm.
- De weergegeven scenario's (inclusief combinaties van verontreinigingen) gelden als indicatief. In de meeste projectmatige studies is specifiek gekeken naar één specifieke verontreiniging of groep van verontreinigingen; onduidelijk is daarom of combinaties met andere verontreinigingen op de bestudeerde locaties worden aangetroffen.

- Er moet rekening mee worden dat in veel stedelijke gebieden een groot aantal stoffen de normen niet overschrijdt. Zo worden in de huidige winningen in stedelijk gebied in Nederland (o.a. Pompstation Engelse Werk-Zwolle, pompstation Hengelo, Zeist, Nijmegen-Nieuwe Marktstraat) slechts beperkt normoverschrijdende gehalten aan stoffen waargenomen. Meest typisch is de aanwezigheid van tri in Zeist. De werkelijk aangetroffen gehalten zullen bovendien in belangrijke mate worden gestuurd door de omstandigheden in de ondergrond (grondwaterstroming, samenstelling bodem, etc.). Die gegevens zullen wel mee moeten worden genomen in het geval locatiespecifiek een inschatting moet worden gemaakt van de te verwachten grondwatersamenstelling.
- In het geval meetgegevens afkomstig zijn uit REWAB, moet in het achterhoofd worden meegenomen dat enkele pompputten inmiddels als schermput zijn ingericht, waardoor het gerapporteerde getal geen beeld geeft van de werkelijke stedelijke grondwaterkwaliteit.
- De vermelde scenario's zijn gecontroleerd op electroneutraliteit.
- Voor chloride (en) is een brak water scenario (weergegeven bij scenario 2) toegevoegd. De vermelde hoge concentraties komen dus in principe niet samen voor met verhoogde concentraties aan andere stoffen.
- Stedelijk grondwater dat in belangrijke mate wordt beïnvloed door lekkende rioleringen en/of infiltrerend oppervlaktewater, is in veel gevallen anaëroob.
- In water type 5 zijn concentraties voor bestrijdingsmiddelen en geneesmiddelen opgenomen die zijn gemeten in Nederlands oppervlaktewater (Maas en Rijn). De werkelijke waardes in oevergrondwater zijn veelal lager [Mons, 2004; RIWA, 2002].
- Door waterleidingbedrijven wordt veelal het opgepompte water van verschillende putten (en dieptes) gemengd. Indien hiervan analyse plaatsvindt, kunnen niet stabiele samenstellingen worden aangetroffen (bijv. hoog ijzer in combinatie met zuurstof). Geprobeerd is dit in de tabel te vermijden.

6 Zuivering van stedelijk grondwater

6.1 Inleiding

In hoofdstuk 5 is aangegeven welke waterkwaliteiten in stedelijk gebied kunnen voorkomen. Van deze watertypen is aangegeven wat de gemiddelde samenstelling en de extreme watersamenstelling kan zijn. In dit hoofdstuk worden zuiveringsschema's besproken die geschikt zijn om de ongewenste componenten uit deze watertypes te verwijderen. Voor elk van de 6 waterkwaliteiten is een zuiveringsschema opgesteld voor de gemiddelde watersamenstelling (GEM) en één voor de extreme samenstelling (MAX). In paragraaf 6.3 zijn de voor deze zuiveringsschema's benodigde investeringen en exploitatiekosten naast elkaar gezet voor twee productiedebieten: 2, 5 en 10 Mm³/jaar. Er is vanuit gegaan dat het water over kleine afstand gedistribueerd wordt, alleen in de stad zelf. Bij de genoemde productiedebieten kan bij een gemiddeld waterverbruik van 125 liter per persoon per dag een stad van respectievelijk 44.000 en 200.000 inwoners worden voorzien van drinkwater. Er is dan geen rekening gehouden met waterverbruik door industrie. Het verschil in kosten voor het zuiveren van de gemiddelde watersamenstelling versus de extreme samenstelling (kosten MAX - kosten GEM) geeft een indicatie van de beschikbare financiële ruimte voor monitoring. In paragraaf 6.4 zijn de factoren genoemd die naast het kostenaspect van belang zijn bij het maken van een afweging tussen het bouwen van een bepaalde zuivering en de intensiviteit van het monitoringsprogramma. Bij het opstellen van de zuiveringsschema's en het berekenen van de kosten komen enige aandachtspunten naar voren die zijn besproken in de conclusie (paragraaf 6.5).

6.2 Zuiveringsschema's voor verschillende waterkwaliteiten

Bij het opstellen van de zuiveringsschema's is aangenomen dat er nog geen zuivering aanwezig is en dat een nieuwe pompstation zal worden gebouwd. Voor elke bron zijn 2 scenario's gegeven (GEM en MAX); voor beide scenario's wordt een zuiveringsschema opgesteld. Bij de verschillende watertypes worden de stoffen geselecteerd waarvan de concentraties hoger zijn dan de norm. De norm kan een wettelijke norm zijn of een bedrijfsnorm (deze kan per waterbedrijf verschillen). Vooral nog zijn de voormalige VEWIN-richtlijnen als bedrijfsnorm gehanteerd. Vervolgens is gezocht naar processen waarmee deze stoffen kunnen worden verwijderd. Aan de hand hiervan is een zuiveringsschema opgesteld met zo min mogelijk stappen of met zo goedkoop mogelijke behandelingsstappen. Als de concentratie van de component slechts weinig boven de norm ligt, kan genoeg worden genomen met een behandeling met minder goede verwijdering van die component. Voor het optimaal functioneren van bepaalde stappen of het verwijderen van ontstane bijproducten, moeten soms extra behandelingsstappen worden toegevoegd. In bijlage I worden de

verschillende afkortingen van zuiveringsstappen genoemd en worden de zuiveringsstappen toegelicht. In plaats van de 6 genoemde watertypes kan ook brak grondwater worden gewonnen. Dit diep gewonnen brakke grondwater bevat, behalve ionen, geen stoffen die moeten worden verwijderd. Daarom is hiervoor een apart zuiveringsschema opgesteld (paragraaf 6.2.7). Duidelijk mag zijn dat in veel watertypen in stedelijk gebied, voor de drinkwaterzuivering nieuwe combinaties van componenten voorkomen. Dit betekent dat met de meeste watertypen geen relevante ervaring met de zuivering bestaat. De hiermee verband houdende onderzoeksvragen dienen nog nader te worden uitgewerkt en beantwoord. Deze studie moet gezien worden als een inschatting van de mogelijkheden ten aanzien van de zuivering.

6.2.1 *Waterkwaliteit 1: aerob grondwater, beïnvloed door industriële afvalwaterlozingen*
Stoffen boven de norm zijn in de eerste kolom van Tabel 6 aangegeven (cursief de stoffen die alleen in MAX boven de norm uitkomen):

Tabel 6 Stoffen die bij waterkwaliteit 1 in de bron boven de norm of richtwaarde aanwezig zijn en geschikte zuiveringstechnieken.

Stof	BEL	PO	Ox.	RO	AKF	IEX+	IEX- NO ₃	IEX- kleur	ED
Ca		+		+					
NO ₃ (kleur)				+/0			+		+
CKW	+			+/0				+	
Pb				+	+	+			
Ni				+	+	+			
<i>Gehal. Monocycl.</i>	+ ?		+/0	+ ?					
<i>Kwstoffen</i>			?						

GEM: Gechloreerde koolwaterstoffen zijn behoorlijk vluchtig en kunnen daarom met een intensieve beluchting relatief goed worden verwijderd (zoals torenbeluchting). Vervolgens wordt calcium verwijderd met pelletontharding, waarna de carry-over wordt verwijderd met snelfiltratie. Nitraat kan worden verwijderd met een anionenwisselaar en kleur kan ook met ionenwisseling worden verwijderd. Aangezien voor kleur slechts 1 meetwaarde voor stedelijk water is gevonden, is vooralsnog geen rekening gehouden met kleurverwijdering.

MAX: In de hiervoor benodigde zuivering zijn de stappen van GEM opgenomen. Additioneel moeten chloreerde monocyclische koolwaterstoffen, lood en nikkel worden verwijderd. Voor de verwijdering van lood en nikkel kan een extra ionenwisselingsstap worden toegevoegd. Uitgangspunt hierbij is dat de beschikbare ionenwisselaars voldoende selectief zijn voor Pb en Ni. Het is niet bekend hoe gehalogeneerde monocyclische koolwaterstoffen kunnen worden verwijderd. In deze situatie nemen we aan dat ze in voldoende mate bij de beluchting worden verwijderd, omdat het redelijk laag-moleculaire stoffen zijn. Het is echter denkbaar dat met intensieve beluchting onvoldoende verwijdering kan worden gerealiseerd. In die situatie

zal een andere techniek moeten worden gekozen zoals actieve koolfiltratie of een geavanceerd oxidatief proces.

1a. TBEL – PO – SF – IEX-NO₃

1b. TBEL – PO – SF – IEX-NO₃ – IEX+

6.2.2 Waterkwaliteit 2: aerobisch grondwater beïnvloed door industriële activiteit (met BTEX, MTBE, PAK en cyanide afkomstig van olielozingen, gasfabriekterreinen)

Tabel 7 Stoffen die bij waterkwaliteit 2 in de bron boven de norm of richtwaarde aanwezig zijn en geschikte zuiveringstechnieken.

Stof	BEL	PO	Ox	RO	AKF	IEX+	IEX-NO ₃	IEX-CN	IEX-B	ED
Ca		+		+						
NO ₃				+/0			+			+
PAK's				+	+					
Minerale olie ¹				+						
Pb, Zn				+	+	+				
benzeen			+/0	+						
cyanide				+				+		
boor				+					+	
MTBE			+	+	+/0					

¹ Er is geen drinkwaternorm voor minerale olie, aangenomen wordt dat het toch moet worden verwijderd. In de afvalwaterzuivering van olieproducenten wordt minerale olie d.m.v. gravitatie verwijderd (hydrocycloon). Het gaat daarbij echter om veel hogere concentraties (g/l).

GEM: Slechts enkele componenten: calcium, nitraat, PAK's en minerale olie hoeven te worden verwijderd. Het is echter niet duidelijk hoe minerale olie kan worden verwijderd. Dit zal moeten worden onderzocht. Bovendien is onduidelijk of PAK's en minerale olie een verstoringseffect hebben op bv. de pelletontharding. Calcium wordt verwijderd met pelletontharding gevolgd door snelfiltratie, nitraat met ionenwisseling en PAK's met actieve koolfiltratie. Omdat in het koolfilter ook micro-organismen zullen groeien, is het noodzakelijk te desinfecteren. Hiervoor kan gekozen worden tussen langzame zandfiltratie, UV-desinfectie of dosering van chloor of chloordioxide. Langzame zandfiltratie neemt veel ruimte in gebruik en toepassing van chloor is gezien de vorming van bijproducten niet gewenst, zodat hier wordt gekozen voor UV-desinfectie.

MAX: Hoewel omgekeerde osmose (reverse osmosis: RO) duur is, worden in dit geval waarschijnlijk alle componenten ermee verwijderd (behalve nitraat, hiervoor wordt ionenwisseling ingezet). Uit het schema blijkt dat anders voor iedere stof boven de norm een andere behandelingsstap opgesteld zou moeten worden, wat duurder uit zal vallen.

Boor is een klein element (element nr. 5), maar komt voor in geoxideerde vorm (B(OH)₃). Bovendien is de boorconcentratie slechts 150% van de normwaarde. Een retentie van 33% op de RO is dus al voldoende.

Om vervuiling van de membranen te voorkomen, wordt het water eerst voorbehandeld met snelfiltratie. Bij RO worden ook de zouten vergaand verwijderd. Om weer calciumionen toe te voegen, wordt voor de conditionering marmerfiltratie toegepast.

2a. PO – SF – AKF – IEX-NO₃– UV

2b. SF – RO – IEX-NO₃ – marmerF

6.2.3 Waterkwaliteit 3: aerobisch grondwater beïnvloed door industriële afvalwaterlozingen en toepassing bestrijdingsmiddelen

Tabel 8 Stoffen die bij waterkwaliteit 3 in de bron boven de norm of richtwaarde aanwezig zijn en geschikte zuiveringstechnieken.

Stof	BEL	PO	Ox	UF	RO	AKF	IEX+	IEX- NO ₃	IEX- scavenging
Ca		+			+				
NO ₃					+/0			+	
CKW	+				+/0				
bromacil									
BAM: 2,6-dichloor									
amitrol			+		+??	-			+
MCPP			+		+				
bentazon			+		+				
MCPA									
2,4 D									
diuron en vgl.			+/0		+	+			
simazin			+/0		+	+			
virussen			+	+	+				
micro-organismen			+	+	+				
gehal.	+ ?		+/0		+ ?				
monocycl. KW			?						
Pb, Ni					+	+	+		

GEM: Uit de tabel blijkt dat de meeste componenten min of meer worden verwijderd door een oxidatieve methode. In dit geval is UV/peroxide waarschijnlijk de beste behandeling, want de meeste componenten worden afgebroken door de hydroxylradicalen en de UV-dosis is voldoende hoog voor afdoding van virussen en micro-organismen. Een andere optie zou ozon/peroxide zijn, maar met ozon kunnen meer schadelijke bijproducten worden gevormd en de peroxide vermindert de desinfecterende werking van ozon. Om de afbraakproducten te verwijderen is actieve kool filtratie nodig. Voor componenten die niet goed oxidatief kunnen worden verwijderd (diuron en vergelijkbare componenten en simazin), ontstaat daarmee een goede barrière. Om een voldoende hoge transmissie te hebben bij de UV-behandeling, moet het water worden voorbehandeld. Hiervoor kan snelfiltratie of UF worden gekozen. Met UF wordt een hogere transmissie en verwijdering van micro-organismen bereikt dan met snelfiltratie, maar UF is

dan ook een stuk duurder. Hier kiezen we daarom voor snelfiltratie, waarmee tegelijkertijd de carry-over van de pelletontharding wordt verwijderd. Na de actieve koolfiltratie wordt een UV-desinfectie behandeling toegepast om de micro-organismen die uit de actieve koolfilters komen, af te doden. De eerste stap in het zuiveringsschema is torenbeluchting, om de gechloreerde koolwaterstoffen te verwijderen. De laatste stap is verwijdering van nitraat met ionenwisseling.

Gezien het grote aantal stappen, kan het voordeliger zijn omgekeerde osmose te gebruiken. Torenbeluchting blijft noodzakelijk, maar naar verwachting kan nitraat in voldoende mate worden verwijderd want de concentratie ligt slechts iets boven de norm. Als voor- en nabehandeling worden weer snelfiltratie en marmerfiltratie ingezet.

Zowel voor het zuiveringsschema met UV/peroxide – AKF als voor de behandeling met RO, zal moeten worden nagegaan of inderdaad alle bestrijdingsmiddelen kunnen worden verwijderd. Daarnaast verdient de vorming van bijproducten de nodige aandacht. Afhankelijk van DOC zal met UV/H₂O₂ de biologische stabiliteit van het water negatief worden beïnvloed. Aandachtspunt zal zijn of met de koolfiltratie een gewenste biologische stabiliteit kan worden verkregen.

MAX: Met de bij GEM beschreven zuivering met omgekeerde osmose kunnen de metalen worden verwijderd en waarschijnlijk ook de gehalogeneerde monocyclische koolwaterstoffen. Echter, de nitraatconcentraat is hoger, waarvoor in dit geval ionenwisseling wordt toegepast.

3a1. TBEL – PO – SF – UV/H₂O₂ – AKF – UV – IEX-NO₃

3a2. TBEL – SF – RO – marmerF

3b. TBEL – SF – RO – IEX-NO₃ – marmerF

6.2.4 Waterkwaliteit 4: aerob grondwater beïnvloed door industriële afvalwaterlozingen en onderhevig aan verzuring

Tabel 9 Stoffen die bij waterkwaliteit 4 in de bron boven de norm of richtwaarde aanwezig zijn en geschikte zuiveringstechnieken.

Stof	BEL	PO	Ox	RO	AKF	IEX+	IEX-NO ₃
Ca		+		+			
NO ₃				+/0			+
CKW	+			+/0			
Gehal. monocycl. KW	+ ?		+/0 ?	+ ?			

GEM en MAX: Verwijdering van deze stoffen is al beschreven bij waterkwaliteit 1, GEM.

4. TBEL – PO – SF – IEX-NO₃ = 1a

6.2.5 Waterkwaliteit 5: infiltrerend oppervlaktewater in stedelijk gebied

De kwaliteit van dit water is vergelijkbaar met die van oeverinfiltraat.

Tabel 10 Stoffen die bij waterkwaliteit 5 in de bron boven de norm of richtwaarde aanwezig zijn en geschikte zuiveringstechnieken.

Stof	BEL + SF	PO	Ox	RO	AKF	IEX-
Ca		+		+		
NH ₄	+ (BEL)					
methaan	+ (BEL)					
Mn	+					
Fe	+					
CKW	+ (BEL)					
dichloorbenzeen	+ ?		+ / 0 ?	+ ?		
diuron en vgl.			0 / +	+	+	
bentazon			+	+		
atrazin			0 / +	+	+	
AMPA						
glyfosaat						
geneesmiddelen (alg) ¹				+	+ / 0	
As	+ ²					

¹ De concentratie geneesmiddelen is niet boven de norm, maar is hier in de tabel aangegeven om te laten zien dat met de gekozen processen geneesmiddelen naar verwachting ook worden verwijderd.

² Bij aanwezigheid van ijzer kan arseen worden gecoprecipiteerd.

GEM: De eerste stap is plaatbeluchting om methaan te verwijderen en zuurstof toe te voegen voor de neerslagreacties bij snelfiltratie. In de snelfiltratiestap slaan ijzer- en mangaanoxides neer. Voor mangaanverwijdering moet er voldoende mangaanoxide in het snelfilter aanwezig zijn. Het restant ammoniak wordt verwijderd met torenbeluchting. Na pelletontharding (calciumverwijdering) blijven de bestrijdingsmiddelen en geneesmiddelen nog over. Deze worden verwijderd met UV-peroxide. De afbraakproducten en de slecht te oxideren componenten worden verwijderd met actieve koolfiltratie. Na de actieve koolfiltratie wordt een UV-desinfectie behandeling toegepast om de micro-organismen die uit de actieve koolfilters komen, af te doden. Er zal moeten worden nagegaan of dichloorbenzeen met deze zuivering voldoende wordt verwijderd.

MAX: Arseen coprecipiteert met ijzer. In dit geval is ijzer hiervoor waarschijnlijk in voldoende mate aanwezig. De ammoniakconcentratie is echter extreem. Het is ons niet bekend of hiervoor een "commercieel" proces beschikbaar is. Fysische scheiding kan worden gerealiseerd met een kolom gevuld met zeoliet. Om microbiële groei in de kolom te voorkomen, moet dit de eerste stap van de zuivering zijn. Ammoniak zou ook biologisch kunnen worden verwijderd in een membraanbioreactor of in een biorotor, waarbij het slib gelijktijdig wordt belucht. Bij biologische verwijdering moet het water eerst worden belucht. Waarschijnlijk past een behandeling met zeoliet beter bij de huidige drinkwaterbehandelingsmethoden, een membraanbioreactor en biorotor zijn behandelingsstappen in afvalwaterzuivering.

- 5a. PLBEL – SF – TBEL – PO – SF – UV/H₂O₂ – AKF – UV
 5b. zeoliet – PLBEL – SF – PO – SF – UV/H₂O₂ – AKF – UV

6.2.6 Waterkwaliteit 6: grondwater beïnvloed door lekkende riolering, industriële activiteit en wegenzout

Lekkende riolering veroorzaakt anaërobe en microbiologische verontreiniging. Door industriële activiteit zijn BTEX (benzeen, toluen, ethylbenzeen en xyleen), MTBE (stof in benzine) en cyanide aanwezig.

Tabel 11 Stoffen die bij waterkwaliteit 6 in de bron boven de norm of richtwaarde aanwezig zijn en geschikte zuiveringstechnieken.

Stof	BEL+SF	PO	Ox	UF	RO	AKF	IEX	ED
Ca		+			+			
Na					+		+ (kation)	+
Cl					+		+ (anion)	+
NH ₄ ⁺	+							
methaan	+							
Mn	+							
Fe	+							
Minerale olie					+			
virussen			+	+	+			
micro-organismen			+	+	+			
As	+							
benzeen			+ / 0		+			
cyanide					+		+ (CN)	
MTBE			+		+	+ / 0		

GEM: De natrium, chloride en calciumconcentraties liggen iets boven de norm. Deze stoffen kunnen voor een deel worden verwijderd door een deelstroom (ca. 50%) van het water met omgekeerde osmose te behandelen. Dit is alleen mogelijk als het water strikt anaëroob is niet teveel deeltjes bevat, dus ook niet teveel micro-organismen. De deelstroom wordt daarna bij het overige water gevoegd en behandeld met plaatbeluchting en dubbele snelfiltratie. Tussen de beide snelfiltratiestappen kan torenbeluchting worden ingezet. D.m.v. de twee snelfiltratiestappen zijn de micro-organismen al voor een deel verwijderd. Voor voldoende verwijdering van virussen en micro-organismen wordt dit gevolgd door UV-desinfectie. Er zal moeten worden nagegaan of in deze zuiveringsstappen de minerale olie ook wordt verwijderd.

MAX: Voor het verwijderen van de extreme concentratie aan ammoniak is weer een speciale stap nodig. Ook voor het verwijderen van MTBE, benzeen en cyanide, zouden verschillende zuiveringsstappen moeten worden toegevoegd. Het is dus zeer waarschijnlijk voordeliger omgekeerde osmose toe te passen. Onder strikt anaërobe omstandigheden en met een lage deeltjesconcentratie, kan het water direct met omgekeerde osmose worden behandeld. Zodra er echter zuurstof bijkomt, oxideren de metalen en ontstaat biofouling (groei van micro-organismen) op het membraan. Om vervolgens methaan, mangaan, ijzer en arseen te verwijderen, zijn plaatbeluchting en

snelfiltratie nodig. Ook ammoniak moet verwijderd worden. Het is de vraag of na verwijdering met zeoliet als eerste stap het water nog steeds anaëroob is (nodig voor RO). Dit zal moeten worden onderzocht.

6a. (deelstroom RO) - PLBEL - SF - TBEL - SF - UV

6b. zeoliet - RO - PLBEL - SF - marmerF

6.2.7 Brak grondwater zonder antropogene verontreinigingen

Zoals al in paragraaf 6.2 is genoemd, kan ook diep brak grondwater worden gewonnen. Dit water bevat concentraties ionen (chloride, natrium, calcium) die boven de normen liggen. Omdat brak grondwater meestal in diepere lagen voorkomt en door kleilagen afgeschermd worden van het aardoppervlak, is dit grondwater niet verontreinigd. Bij afwezigheid van kleilagen, zouden allerlei componenten, genoemd bij de andere watertypes voor kunnen komen. De meeste componenten kunnen echter met de hierna genoemde zuivering met omgekeerde osmose worden verwijderd. Vluchtige componenten, NH_4^+ en hydrofiele kleine moleculen, zoals Amitrol, zouden wel een probleem kunnen vormen.

Wanneer we uitgaan van brak grondwater zonder antropogene vervuilingen dan kan net als bij scenario 2 van watertype 6 directe omgekeerde osmose worden toegepast, gevolgd door beluchting en snelfiltratie.

In dit geval hoeft bij de kostenberekening (volgens de huidige regelgeving) geen grondwaterbelasting te worden meegenomen (€ 0.16/m³) omdat dit alleen over zoet water wordt geheven.

7. RO - BEL - SF - marmerF

6.3 Zuiveringskosten

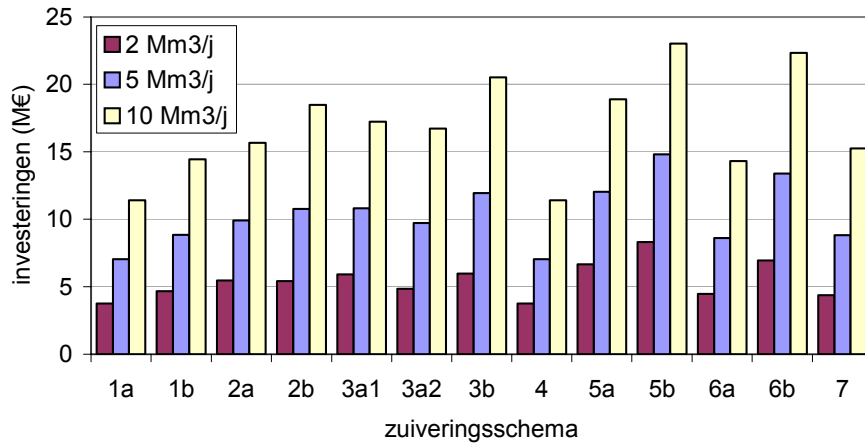
Voor elk opgesteld zuiveringsschema zijn de investeringskosten en exploitatiekosten berekend voor productiedebieten van 2, 5 en 10 miljoen m³/jaar. De berekeningen zijn uitgevoerd met een spreadsheet waarin de DHV-kostenfuncties (grootschalig, versie 1998) zijn verwerkt. De uitgangspunten van de berekeningen zijn vermeld in paragraaf 10.3. De kostenposten die worden meegenomen bij de berekening van de exploitatiekosten zijn genoemd in paragraaf 10.3.2. In Tabel 12 zijn nogmaals de watertypes weergegeven met het daarvoor benodigde zuiveringsschema. In Figuur 10 en Figuur 11 zijn de investeringskosten en de exploitatiekosten per zuiveringsscenario weergegeven.

Tabel 12 Zuiveringsschema's om verschillende bronnen te zuiveren (a: GEM, b: MAX).

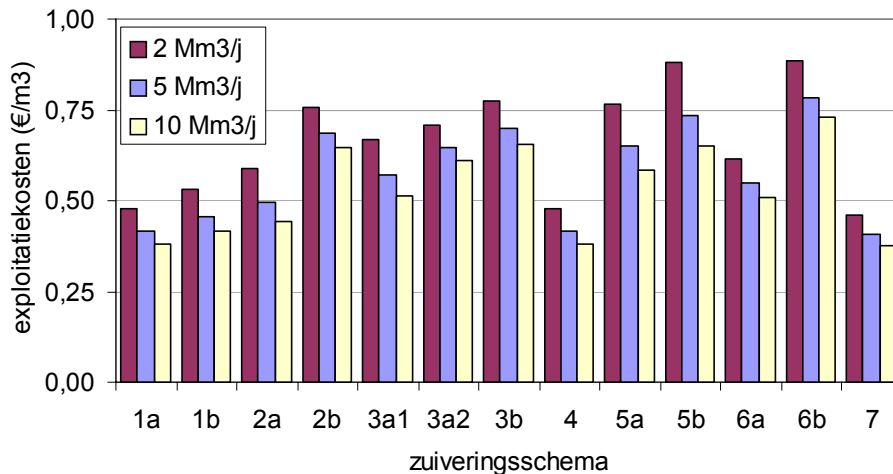
Nr.	Watertype ¹		Zuiveringsschema
1	Ind. afvalwaterlozing	1a	TBEL-PO-SF-IEX
		1b	TBEL-PO-SF-IEX-IEX
2	Ind. activiteit	2a	PO-SF-AKF-IEX-UV
		2b	SF-RO-IEX-MarmerF
3	Ind. afvalw., bestrijdingsmiddelen	3a1	TBEL-PO-SF-UV/H ₂ O ₂ -AKF-UV-IEX
		3a2	TBEL-SF-RO-marmerF
		3b	TBEL-SF-RO-IEX-marmerF
4	Ind. afvalw., verzuring	4	TBEL-PO-SF-IEX
5	Infiltrerend oppervlaktewater	5a	PLBEL-SF-TBEL-SF-PO-SF-UV/H ₂ O ₂ -AKF-UV
		5b	Zeoliet- PLBEL-SF-TBEL-SF-PO-SF-UV/H ₂ O ₂ -AKF-UV
6	Lekkende riolering, ind. activiteit	6a	Deelstr.RO-PLBEL-SF-TBEL-SF-UV
		6b	Zeoliet-RO-PLBEL-SF-marmerF
7	Brak grondwater	7	RO-BEL-SF-marmerF

¹ Met de aanwezigheid van kleur is geen rekening gehouden, omdat de concentratie gebaseerd was op slechts 1 meetwaarde.

De zuiveringsschema's *b* (MAX) zijn altijd duurder dan de zuiveringsschema's *a* (GEM) waarmee minder stoffen hoeven te worden verwijderd. Zowel de benodigde investeringen als de exploitatiekosten liggen hoger. Bij vergelijking van de zuiveringsschema's 3a1 en 3a2, welke beide geschikt zijn voor het behandelen van watertype 3 GEM, valt op dat de investeringskosten van 3a1 hoger liggen dan die van 3a2, terwijl de exploitatiekosten voor 3a1 lager uitvallen. Dit komt doordat de bouwkosten van het grotere aantal behandelingsstappen in 3a1 hoger liggen dan van RO (in 3a2), terwijl RO duurder is om te bedienen (energie en chemicaliën).



Figuur 10 Investeringskosten bij drie verschillende productiedebieten en verschillende zuiveringsschema's.



Figuur 11 Exploitatiekosten bij drie verschillende productiedebieten en verschillende zuiveringsschema's.

Het zuiveren van brak grondwater is het goedkoopst. Dit komt mede doordat over het winnen van brak grondwater geen belasting wordt geheven (zie paragraaf 2.3.3. De exploitatiekosten bij stedelijke waterwinning maken dus een substantieel deel van de kosten uit. Distributiekosten zullen echter lager liggen dan gemiddeld omdat het water binnen de stad wordt gedistribueerd.

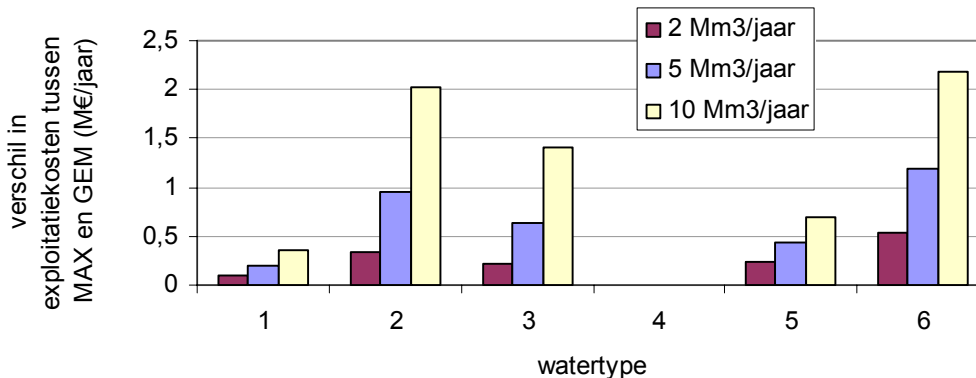
6.4 Zuiveren en monitoren

Alvorens een pompstation te bouwen, zal eerst op de locatie worden onderzocht welke ruwwaterkwaliteit kan worden verwacht. Aan de hand van de gevonden componenten kan worden besloten bepaalde zuiveringsstappen te bouwen. Echter in de toekomst zouden ook andere componenten in het ruw water voor kunnen gaan komen. Het is dan de vraag of moet worden gekozen voor:

1. Het bouwen van de op dat moment voldoende zuivering en het opzetten van een monitoringsprogramma (zie ook hoofdstuk 9) om eventuele “nieuwe” stoffen of hogere concentraties van stoffen waar te nemen in het intrekgebied;
2. Het bouwen van een zwaardere zuivering die ook eventueel in de toekomst te verwachten componenten kan verwijderen. In dat geval kan worden volstaan met een beperkter monitoringsprogramma.

Bij het afwegen van de mate van zuivering en de mate van monitoren moet worden gekeken naar:

- a. Kosten van zuiveringsstappen versus kosten van de monitoring;
- b. Risico's en de mate waarin deze door (extra) zuivering of (extra) monitoring kunnen worden afgedekt;
- c. Consequenties als een bepaalde ongewenste gebeurtenis toch optreedt.



Figuur 12 Verschil in exploitatiekosten tussen een zuivering gebouwd volgens het scenario MAX en het scenario GEM per watertype; bij drie verschillende productiedebieten.

Ad a. Kosten:

In de voorgaande paragraaf zijn per watertype (bv. aerob water dat wordt gewonnen in de buurt van industriële activiteit) twee scenario's doorgerekend: Het gemiddelde scenario (GEM) geeft aan welke zuivering waarschijnlijk nodig is om ongewenste componenten op dit moment te verwijderen, terwijl voor het zuiveren van het scenario MAX een relatief “zware zuivering” nodig is. In Figuur 12 is het verschil van de exploitatiekosten aangegeven tussen deze twee scenario's. Wanneer een

zwaardere zuivering wordt gebouwd, zullen er minder risico's zijn om rekening mee te houden. Wanneer echter wordt gekozen de lichtere zuivering te bouwen, zijn de exploitatiekosten lager en kan het geld op een andere manier aangewend worden, bijv. voor een uitgebreider monitoringsprogramma.

Ad b. Risico's en reductie van risico's:

De risico's waarmee rekening moet worden gehouden, zullen per locatie verschillen en van tevoren moeten worden geïnventariseerd om een afgewogen keuze te kunnen maken voor bepaalde zuiveringsstappen en een monitoringsprogramma. Met de volgende risico's moet in elk geval rekening worden gehouden:

- Het niet kunnen verwijderen van een component met de gebouwde zuivering; dit risico kan worden verkleind door een zwaardere zuivering te bouwen. Echter men dient zich te realiseren dat met deze zuivering wellicht nog steeds niet alle mogelijke componenten kunnen worden verwijderd.
- Het niet ontdekken van een ongewenste component, totdat deze in de bron wordt gemeten; dit risico kan worden verkleind door meer monsterputten te slaan en/of vaker monsters te nemen en/of analyses voor meer verschillende stoffen laten uitvoeren.
- Het optreden van een calamiteit in de stad waardoor dicht bij de putten een vervuulende stof in het grondwater terecht komt; dit risico is sterk afhankelijk van de gekozen locatie, maar kan in stedelijk gebied waarschijnlijk niet worden beïnvloed.

Ad c. Consequenties:

Risico's kunnen worden verkleind door extra te investeren in zuiveringsstappen of in monitoring. In de afweging hiervan zullen de consequenties van het optreden van een ongewenste gebeurtenis van belang zijn. Hierbij valt o.a. te denken aan:

- Wanneer een niet te verwijderen component tijdig wordt ontdekt: investering in een extra zuiveringsstap, of verplaatsing van winputten en aanleg pijpleiding; investeren kost tijd: het waterbedrijf moet een beslissing nemen (sluiten of investeren of ...), er moet een keuze worden gemaakt voor één of meer alternatieve processen, deze processen moeten worden onderzocht en vervolgens moet er een proces worden neergezet. Dit traject duurt meer dan 2 jaar.
- Wanneer een niet te verwijderen component te laat wordt ontdekt: tijdelijke sluiting van de locatie en investeren of verplaatsen van de winning; het is dan de vraag of er goede alternatieve locaties/waterbronnen zijn;
- Schade aan het imago van het bedrijf of het product (drinkwater);
- Fiscale aspecten.

Met Figuur 12 kan een inschatting worden gemaakt van de beschikbare financiële ruimte bij verschillende debieten en watertypes om risico's af te dekken wanneer wordt gekozen voor een zuivering waarmee het gemiddelde watertype kan worden behandeld. Zoals al genoemd, kan dit bedrag voor

extra monitoring worden ingezet of het kan worden gereserveerd voor eventuele toekomstige extra investeringen. Duidelijk mag zijn dat de keuze voor bepaalde zuiveringsstappen en een monitoringsprogramma complex zijn en zullen worden bepaald door de strategie van een waterbedrijf en het beleid bv. ten aanzien van omgaan met risico's.

6.5 Conclusies

Bij het opstellen van de zuiveringsschema's voor de verschillende watertypen, bleek dat er niet één generaal schema is op te stellen voor stedelijk water, omdat de aard van de aanwezige ongewenste componenten teveel verschilt. Wanneer er veel componenten zijn die een eigen zuiveringsstap behoeven, lopen de kosten al snel op. Soms kan het al dan niet voorkomen van een bepaalde component in concentraties boven de norm leiden tot een volledig ander zuiveringsschema. Van sommige stoffen kan men het voorkomen redelijk inschatten, bv. wanneer het water aeroob is komen ijzer en methaan niet voor. Echter, bij een stedelijke winning kan het gebeuren dat men "ineens" te maken krijgt met een nieuwe vervuilende component die niet kan worden verwijderd met de gebouwde zuivering. Het is dus de vraag hoe hiermee moet worden omgegaan. Een installatie bouwen waarmee in principe "alle" stoffen kunnen worden verwijderd is duur, zowel qua investeringen als qua exploitatie. Men kan een inschatting maken in welke mate risico's bij het bouwen van een minder dure zuivering kunnen worden beperkt door extra monitoring. Welke stoffen kunnen worden verwacht in het ruwwater, is beter in te schatten wanneer al een aantal jaren van te voren een redelijk uitgebreide monitoring wordt uitgevoerd. Het verdient aanbeveling om in de kostenbeschouwing ook de mogelijke voordelen in het stedelijk waterbeheer te betrekken. Want bv. bij het bouwen van een robuuste zuivering, waarmee de meeste watersamenstellingen kunnen worden behandeld, is met de stedelijke drinkwatervoorziening ook sprake van een vorm van grondwatersanering. Bij het zoeken naar zuiveringsstappen voor verwijdering van bepaalde componenten, bleek dat niet voor alle mogelijke voorkomende stoffen "standaard" behandelingen beschikbaar zijn. Hoge concentraties ammoniak zouden bv. met zeolieten kunnen worden verwijderd. Hoe dit werkt en of het goed werkt, de hoeveelheid zeoliet etc. zal nader moeten worden onderzocht. Daarnaast zijn veel combinaties van zuiveringsstappen nog niet in de praktijk beproefd.

7 Risico – analyse en management

7.1 Inleiding

Analyse en management van risico's voor drinkwatervoorziening omvatten een omvangrijk en complex terrein. In het voorliggende hoofdstuk wordt ingegaan op de definitie van risico's. Het gaat hierbij primair om risico's binnen een specifiek stedelijke context, en dus speelt met name grondstofkwaliteit een belangrijke rol, want voor de productiefasen van zuivering en distributie bestaat geen wezenlijk verschil tussen winningen in stedelijk danwel in landelijk gebied. Uit een verkennende analyse van de problemen en kansen voor stedelijke winningen is gebleken dat de chemische samenstelling van de grondstof een belangrijk aspect is bij de beoordeling van de geschiktheid van winlocaties (zie hoofdstuk 2). Als gevolg van menselijke activiteiten gedurende tientallen en soms honderden jaren kunnen allerlei verontreinigingen voorkomen in het grondwater. Voor een betrouwbare en goede drinkwaterproductie is het van belang om de risico's op grondwaterverontreinigingen te kennen. In het voorliggende hoofdstuk is een algemene beschrijving van de problematiek rond het kwantificeren van risico's beschreven. Het hoofdstuk wordt afgesloten met een inventarisatie van de gewenste eigenschappen van een methodiek voor risico-analyse van de grondwaterkwaliteit in relatie tot drinkwaterbereiding.

7.2 Risico's

Risico's hebben betrekking op *mogelijke* gebeurtenissen. De onzekerheid kan betrekking hebben op zowel het plaatsvinden van de verontreiniging zelf als op het transport in de ondergrond. In het laatste geval heeft er bijvoorbeeld verontreiniging van het ondiepe grondwater met nitraat plaatsgevonden, maar is *onzeker* in welke mate het nitraat door natuurlijke afbraakprocessen zal afbreken voordat het de winning bereikt. Het is dan onzeker of de concentratie nitraat in het ruwwater de grens- of streefwaarde zal gaan overschrijden. Beide risicovormen kunnen leiden tot een verslechtering van de ruwwaterkwaliteit. Risicomanagement is primair gericht op handhaving en verbetering van de "onbesprokenheid" van de grondstofkwaliteit en secundair op beheersing van nadelige effecten van verontreinigingen. Essentieel is daarbij dat drinkwaterbereiding plaatsvindt in een dynamische context. Nieuwe dreigingen kunnen ontstaan, oude kunnen in belang afnemen of verdwijnen. Drinkwaterbereiding uit grondstof van onbesproken kwaliteit is een algemene doelstelling van zowel de waterbedrijven als de Europese Unie (Europese Kaderrichtlijn Water). Als gevolg van de dynamische context is het een doelstelling die voortdurende aandacht vereist. Een van de middelen om deze doelstelling vast te houden bestaat uit een adequaat systeem voor risicomanagement. Een samenhangend risicobeleid vooronderstelt dat alle aanwezige risico's binnen, of van invloed op het bedrijfsproces, kunnen worden gerangschikt in grootteorde, en dat zowel de

kosten als de effecten van risicoreducerende maatregelen adequaat kwantificeerbaar zijn.

Risico management heeft daarbij enige hindernissen te nemen:

- het appels en peren probleem
- onzekerheid van de effectprognose van een schadelijke gebeurtenis
- onzekerheid van het effect van risico reducerende maatregelen
- onzekerheid van de kansen op schadelijke gebeurtenissen

7.2.1 *Appels en peren*

In de praktijk is het niet gemakkelijk om de absolute grootte van risico's te kwantificeren. Zowel de kans op, als het effect van een schadelijke gebeurtenis kan moeilijk te kwantificeren zijn. Dit komt ondermeer omdat er verschillende effectcategorieën zijn, zoals schade aan de volksgezondheid, aan het vertrouwen van de klant in de drinkwaterkwaliteit, of de prijs-kwaliteit verhouding van het drinkwater. Het is niet eenvoudig om imagoschade of schade aan de volksgezondheid uit te drukken in financiële waarde, of in een andere gemeenschappelijke schaal. Is het beter om het risico van een grondwaterverontreiniging te reduceren door extra monitoring, aanleg van extra zuivering, aankoop van een deel van het intrekgebied of aanleg van een extra hoofdtransportleiding? Om op consequente wijze te kiezen uit alternatieve risicoreducerende maatregelen is het nodig om de effecten onderling te kunnen vergelijken. Enige jaren geleden is bij Kiwa de techniek "pairwise comparison" gebruikt (paarsgewijze vergelijking), om de gewichtsverdeling tussen verschillende Crime-Dav criteria te bepalen (zie Tabel 26). Er bleek een opvallend grote mate van consensus te bestaan bij de verschillende panelleden over het relatieve belang van de verschillende categorieën. Door toepassing van paarsgewijze vergelijking kan de huidige gewichtsverdeling tussen de verschillende categorieën worden bepaald en vervolgens gebruikt bij de rangschikking van risico's en de prioritering van risicobeperkende maatregelen. Deze gewichtsverdeling is tot op zekere hoogte onderhevig aan veranderingen in de loop van de tijd; wanneer er veranderingen zijn opgetreden kan een nieuwe sessie worden gehouden.

7.2.2 *Onzekerheid van de effectprognose*

De directe financiële kosten van een schadelijke gebeurtenis kunnen over het algemeen redelijk betrouwbaar en nauwkeurig worden geschat. Wanneer de schadelijke effecten betrekking hebben op "gamma" gebied, zoals bijvoorbeeld imagoschade, dan is het veel lastiger. Voor dit probleem is niet direct een oplossing, het toekennen van een interval, d.w.z. een minimale en een maximale in plaats van een enkele waarde als schatting van het effect van een bepaalde gebeurtenis is de eenvoudigste manier om de onzekerheid van de schattingen te verdisconteren.

7.2.3 *Onzekerheid van het effect van risicoreducerende maatregelen*

Het rendement van risicoreducerende maatregelen is ook niet altijd betrouwbaar en nauwkeurig te schatten. In hoeverre imagoschade beperkt wordt door goede communicatie als effectreducerende maatregel is niet

eenvoudig te kwantificeren, omdat hier psychologische en sociale processen rol spelen. Maar ook op strikt "bèta" gebied is het niet eenvoudig het effect van risico reducerende maatregelen te kwantificeren. Wat is bijvoorbeeld het risicoreducerende effect van een extra analyse bij grondwatermonitoring? In hoofdstuk 9 is een methode geschetst om antwoord te krijgen op deze vraag. Bij de onderdelen distributie en waterbehandeling bestaan vergelijkbare "problemen in het kwantificeren". In het voorliggende hoofdstuk wordt vooral ingegaan op risico's die gerelateerd zijn aan grondstofkwaliteit.

7.2.4 *De wet van de grote aantallen: onzekerheid van kansen bij kleine aantallen*

Een volgend probleem bij kwantificering vloeit voort uit de onzekerheid van de kans op voorkomen van schadelijke gebeurtenissen. De kans dat een dreiging manifest wordt is moeilijk te schatten wanneer de betreffende gebeurtenis slechts zelden voorkomt. Dit is ook het geval wanneer de kans op een schadelijke gebeurtenis afhangt van een complex stelsel van factoren, of wanneer met onvoldoende zekerheid bekend is hoe bepaalde factoren zich ontwikkelen in de tijd. Statistische analyse van gebeurtenissen die in het verleden hebben plaatsgevonden leidt dan meestal niet tot een erg betrouwbare en nauwkeurige extrapolatie naar de toekomst. De tijdgerelateerde aspecten veroudering en vertraging bemoeilijken het betrouwbaar schatten van kansen: wat is de kans op breuk van pvc leidingen van meer dan 100 jaar oud? Hoe groot is de kans dat er een onopgemerkte grondwaterverontreiniging op weg is naar een put? In de methodiek die in dit hoofdstuk wordt beschreven is voor risico-analyse van de grondstof, gekozen voor een "hybride" benadering, waarbij de kansen op het plaatsvinden van puntverontreinigingen niet absoluut, maar relatief worden geschat, in de vorm van risicoscores. De risicoreducerende effecten van bodempassage worden echter wel absoluut geschat, door numerieke modellering van hydrochemische processen. Relatieve kansen kunnen betrouwbaarder worden geschat dan absolute. Zo vormt een industriegebied voor de meeste stoffen een grotere bron van risico op grondwaterverontreiniging dan een nieuwbouwwijk. Het voordeel van een geformaliseerde procedure bij de schatting van relatieve risico's komt naar voren bij onderlinge vergelijking. Als de risico's op een consequente wijze zijn geschat voor meerdere winlocaties of mogelijke toekomstige winlocaties, dan is het mogelijk om de risico's te vergelijken. Een bijkomend voordeel van een geformaliseerde aanpak die in computerprogrammatuur is vastgelegd, bestaat uit de efficiënte wijze waarop voortschrijdend inzicht kan worden verwerkt in de methodiek.

7.2.5 *Samengestelde kansen*

Er bestaat ook een klasse van 'samengestelde' risico's: de kans dat alle vier de motoren van een Boeing 747 tegelijk uitvallen is daar een voorbeeld van. Meestal is de kans op dergelijke samengestelde gebeurtenissen veel kleiner dan op een afzonderlijke gebeurtenis, maar hoeveel kleiner is vaak moeilijk te zeggen wanneer het geen strikt onafhankelijke kansen zijn, of wanneer de kansen op de afzonderlijke gebeurtenissen met onvoldoende zekerheid bekend zijn. De effecten van samengestelde risico's zijn vaak aanmerkelijk ernstiger dan bij enkelvoudige risico's: het voorbeeld van de Boeing 747 behoeft geen nadere toelichting.

7.2.6 *Kwantificering van risico's*

Het is rationeel om te proberen risico's te kwantificeren op een consistente, geformaliseerde manier, maar vooralsnog kan daar zelden mee worden volstaan, want de 'hardheid' van risicoschattingen is beperkt. De consequentie is dat "expert judgement" en subjectieve elementen als 'beleid', 'visie' en 'strategisch inzicht' een wezenlijk onderdeel van risico management blijven vormen. Dat is elders niet anders: hoe moet een manager die het risico op brandschade wil minimaliseren beslissen over de verdeling van budget over bijvoorbeeld brandverzekering, brandblusmiddelen, instellen van veiligheidsvoorschriften, en rampoefeningen? Hoe moet de overheid de middelen verdelen tussen verkeersveiligheid, arbo wetgeving en medische zorg voor een optimale "schadereductie"?

Dit betekent niet dat het onzinnig is om methoden toe te passen om risico's te kwantificeren. Op een aantal deelterreinen, zoals bij breuk van leidingen, uitval van pompen en het voorkomen van bodem- en grondwaterverontreinigingen wordt het door velen mogelijk geacht om de risico's en de effecten van risicoreducerende maatregelen te kwantificeren. Het kwantificeren van de kans op grondwaterverontreinigingen is daarbij het meest onzeker. Kwantificering en het expliciet maken van 'expert judgement' van een panel van specialisten genereren inzicht en roepen reflectie op. Wanneer er eenmaal een geschikt raamwerk beschikbaar is voor het rangschikken van de relevante risico's, dan zijn er mogelijkheden gecreëerd om de nauwkeurigheid en betrouwbaarheid van schattingen geleidelijk te verbeteren. Het wordt dan ook duidelijk op welke terreinen er wel of geen consensus bestaat.

Met een weloverwogen set van technieken om risico's en de kosten en baten van risicoreducerende maatregelen te kwantificeren kunnen onzekerheden in kaart worden gebracht. Hiertoe moeten verschillende rekensessies worden uitgevoerd met verschillende uitgangspunten (gevoeligheidsanalyse). Een belangrijke voorwaarde is dat de kwantitatieve methoden voldoende geautomatiseerd en daardoor niet te arbeidsintensief zijn. Uiteraard wordt daarmee ook de mogelijkheid gecreëerd om snel en flexibel te reageren op veranderende inzichten en omstandigheden.

7.3 Gewenste eigenschappen van een methodiek voor risico-analyse van de grondstof

In deze paragraaf zijn de eisen voor een methodiek voor risicomanagement van de grondstof samengevat:

1. Soorten risico's. Alle relevante risico's voor de grondstof moeten kunnen worden geschat. Het betreft m.n. risico's van verontreiniging, van zowel bestaande als mogelijke verontreinigingen, door diffuse of puntbronnen, van chemische of microbiologische aard. Ook de kans op calamiteiten, d.w.z. plotselinge grootschalige verontreinigingen valt hieronder.
2. Werkzame stof. Risico's op verontreiniging van de grondstof moeten kunnen worden onderscheiden naar werkzame stof of groep van stoffen.
3. Prioritering. Het moet mogelijk zijn om de risico's in grootte te rangschikken, leidend tot een prioritering in het beschermingsbeleid.
4. Flexibiliteit. Prioritering van risico's moet efficiënt kunnen worden herzien op basis van voortschrijdend inzicht. Een gestandaardiseerde methodiek voor de kwantificering van de risico's is daarom gewenst.
5. Tijdpad. Er moet inzicht zijn in het tijdpad van risico's. De vertraging tussen het moment van verontreiniging en het moment van meting in het ruwwater moet verdisconteerd worden in het risicomanagement.
6. Soorten effecten. Er moet onderscheid gemaakt (kunnen) worden tussen de verschillende effectcategorieën van een mogelijke gebeurtenis: bijvoorbeeld: imagoschade, financiële schade, gezondheidsschade bij klanten, effecten op de bedrijfszekerheid, leveringszekerheid, klanttevredenheid en de mate waarin bedrijfsnormen en wettelijke normen overschreden worden.
7. Multi-barrier. De methodiek moet tegemoet komen aan de multi-barrier benadering. De risico's moeten in de compartimenten ondiep grondwater, ruwwater en reinwater bekend zijn.
8. 4^e barrière. De risicoreducerende mogelijkheden bij de transportfase (bijv. aanpassen bedrijfsvoering van het distributiesysteem of inzet van backup-productiecapaciteit) moeten verdisconteerd kunnen worden..
9. Relatie landgebruik. Effecten van veranderingen van het landgebruik in het intrekgebied van een winning die relevant zijn voor de risico's voor de drinkwaterbereiding moeten kunnen worden geschat. Omgekeerd moet ook verband kunnen worden gelegd tussen relatief hoge concentraties of prognoses van hoge concentraties in het ruwwater en het landgebruik in het intrekgebied.
10. Visualisering. Bronnen van risico moeten ruimtelijk gevisualiseerd kunnen worden.

11. Geformaliseerd. De methodiek moet robuust zijn en zodanig ontworpen dat zij consequent en uniform kan worden toegepast. De risico-analyses van verschillende winningen, uitgevoerd door verschillende personen, moeten zoveel mogelijk op dezelfde wijze worden uitgevoerd. De weging en differentiatie van risico's moet door middel van een gestandaardiseerde methodiek uniform kunnen worden toegepast, gerapporteerd en gevisualiseerd om onderlinge vergelijking en integrale prioritering mogelijk te maken.

8 Respond, een nieuwe tool voor risico-analyse

8.1 Inleiding

Uit de Kiwa notitie “Grondstof in de schijnwerpers” [Meuleman, 2003] blijkt dat steeds meer waterwingebieden binnen de invloedssfeer van stedelijk gebied komen te liggen. De beschermbaarheid van wingebieden neemt hierdoor af. Naar verwachting zal in 2015 25 tot 30% van de huidige pompstations te maken krijgen met de problematiek van verstedelijking. Eén onderdeel van het project Stedelijk Waterbeheer en Waterwinning is het ontwikkelen van een GIS-instrument voor risico-analyse en -management. Het GIS instrument is RESPOND genoemd: *Risk Evaluation of Soil Pollution for ProductiON of Drinking water*. Het instrument biedt een structuur voor het systematisch, op basis van GIS-informatie in kaart brengen en kwantificeren van de risico's die verbonden zijn aan drinkwaterbereiding. In voorliggend hoofdstuk is de methodiek van de risico-analyse beschreven en is het instrument toegepast op een synthetische case study die de verschillen tussen stedelijke en landelijke winningen tot onderwerp heeft. In de periode 2005 – 2006 zal de tool worden toegepast op twee reële pilots.

8.2 Voorgeschiedenis

Respond is ontwikkeld omdat er binnen twee projecten vraag bestond naar een methode voor het systematisch in kaart brengen en kwantificeren van de risico's die verbonden zijn aan de bereiding van drinkwater uit grondwater. Het gaat hierbij om de volgende projecten:

- Stedelijk Waterbeheer en Waterwinning, onderdeel tool voor risico-analyse en risicomangement
- Veilige Waterwingebieden, onderdeel GIS-inventarisatie veiligheid waterwingebieden

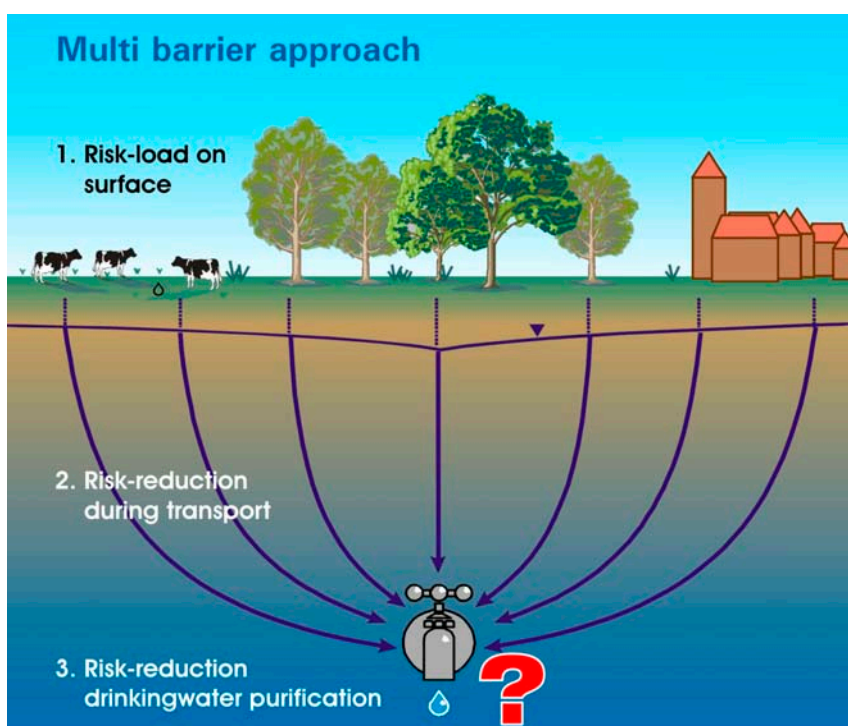
Aanleidingen en achtergronden van het project Stedelijk Water en Waterbeheer zijn al beschreven in paragraaf 1.1; voor het project Veilige Waterwingebieden vormt m.n. het nieuwste Waterleidingbesluit (9 februari 2001) een belangrijke aanleiding. In dit Waterleidingbesluit is aangegeven dat grondwaterbedrijven voor kwetsbare winningen een risico-analyse moeten uitvoeren om aan te tonen dat het gewonnen water microbiologisch voldoende veilig is. Het is daarom noodzakelijk een werkwijze te ontwikkelen voor inventarisatie van microbiologische verontreinigingsbronnen en de mate van bescherming van het gewonnen grondwater. Om risico's verbonden aan het winnen van drinkwater uit grondwater te kwantificeren en systematisch in kaart te brengen is op basis van de vraagstelling van beide projecten een methodiek ontwikkeld en uitgewerkt in een instrument.

Startpunt van Respond is het al bestaande model Reflect (*Risk Evaluation of Functions and Landuse for drinking water produCTion*) [Kiwa/Iwaco, 1999]. Met Reflect kan het risico voor een grondwaterwinning voor verschillende ruimtelijke inrichtingen worden geschat. Er worden in Reflect drie aspecten van de risico's op verontreiniging gekwantificeerd op basis van 'expert judgement': landgebruik, fysische kwetsbaarheid en handhaafbaarheid. De risico's op grondwaterverontreiniging zijn per stofgroep en per landgebruiksklasse uitgedrukt in risicoscores. De risicoscores zijn bepaald door een groep experts.

8.3 Risico-analyse met Respond

8.3.1 Methodiek voor risico-analyse

Respond is dus een voortzetting van de Reflectmethodiek. Daarbij zijn oplossingen gecreëerd voor enige belangrijke beperkingen van Reflect. In voorliggende paragraaf wordt de aanpak volgens de Respond methodiek nader toegelicht en vergeleken met die van Reflect. Zowel in Respond als Reflect wordt een zogenaamde 'multi-barrier' benadering van risico's gehanteerd, waarbij de risico-analyse voornamelijk de kwaliteit van de grondstof adresseert.



Figuur 13 Multi-barrier benadering

In Respond zijn drie barrières onderscheiden. De handhaafbaarheid als criterium voor risico's is wel in Reflect, maar niet in Respond toegepast omdat dit criterium moeilijk meetbaar is. De drie barrières in Respond hebben betrekking op de belasting aan maaiveld (1), de effecten tijdens de bodempassage (2) en de effecten van de zuivering (3). In onderstaande tekst worden de barrières nader toegelicht:

1. Belasting aan maaiveld wordt in kaart gebracht als functiegerelateerde belasting. De functiegerelateerde belasting wordt voor de verschillende typen grondgebruik berekend aan de hand van scores voor diffuse belasting en puntverontreinigingen. Deze scores zijn vastgesteld door een panel van experts. De risicoscores worden opgevat als een indicator van de kans dat in het ondiepe grondwater de normen worden overschreden.
2. Effect van bodempassage. De mate waarin het effect van een verontreiniging kan worden gereduceerd door processen tijdens de bodempassage wordt gekwantificeerd door een vereenvoudigd chemisch model toe te passen op een twintigtal voor dit doel geselecteerde 'prioritaire stoffen'. De chemische reactiviteit van de bodem wordt gekarakteriseerd door vier chemische eigenschappen: pH, Redoxpotentiaal, percentage organische stof en de CEC (cation exchange capacity). De chemische processen die tijdens de bodempassage optreden worden gemodelleerd als lineaire sorptie en 1^e orde afbraak.
3. Effect van de zuivering. De mate waarin een in het grondwater opgeloste verontreiniging een risico vormt voor de kwaliteit van het reinwater is sterk afhankelijk van het type van de zuiveringsinstallatie en de concentratie van in het grondwater opgeloste stoffen. Er is een stelsel van beslisregels opgesteld waarmee het risicoreducerende effect van verschillende typen van zuivering kan worden beoordeeld.

Respond is een uitbreiding van Reflect op de volgende punten:

- Risico's van microbiologische verontreinigingen kunnen worden verdisconteerd. Dit is van groot belang omdat volgens het waterleidingbesluit de infectierisico's gekwantificeerd moeten worden.
- Risico's van potentiële bronnen van microbiologische verontreinigingen (zoals riolen, IBA's en septic tanks) kunnen in de nieuwe methode worden verdisconteerd.
- De reductie van verontreinigingen door bodempassage kan voor een twintigtal geselecteerde 'prioritaire stoffen' individueel worden gekwantificeerd. In Reflect wordt met een gemiddelde reductiefactor voor alle stofgroepen gerekend, waardoor geen differentiatie van risico's ontstaat voor afzonderlijke stoffen. De nieuwe aanpak met Respond maakt het mogelijk om risico's per prioritaire stof in kaart te brengen. Deze nieuwe functionaliteit is relevant omdat de processen tijdens de bodempassage niet alleen bepaald worden door de eigenschappen van de ondergrond, maar ook door de aard van de chemische stof.

- In Respond wordt tevens de reistijd van een waterdeeltje door de verschillende lagen verdisconteerd en is een prognose van het risicoverloop per stof in het ruwwater mogelijk. In Reflect wordt geen rekening gehouden met de gevarieerde leeftijdsopbouw van het ruwwater.
- Niet alleen de bodempassage heeft een risicoreducerende werking, ook de zuivering is verdisconteerd in de analyse. Een winning in een gebied met diverse verontreinigingen kan bij een daarop toegeruste zuivering toch een lage risicoscore hebben.
- Het nieuwe instrument is door zijn opzet ook geschikt voor het afwegen van risico's van nieuwe winlocaties. Risico's op zetting en paalrot als gevolg van grondwateronttrekking kunnen worden verdisconteerd. Deze functionaliteit is vooral gericht op het verkennen van nieuwe winlocaties in stedelijke omgeving.
- De methodiek kan gebruikt worden om ruwwaterconcentraties te voorspellen en de resultaten voor tussen verschillende winningen te vergelijken. Dit kan ook "omgekeerd" worden toegepast, om de effecten van een wijziging van landgebruik op de ruwwaterkwaliteit van een winning te schatten. Waterbedrijven, gemeenten en provincies kunnen Respond zo gebruiken als een soort "drinkwatertoets", analoog aan de wijze waarop de watertoets wordt toegepast.

8.3.2 *Vaststellen van de risico's van landgebruiksfuncties in het intrekgebied voor de winning*

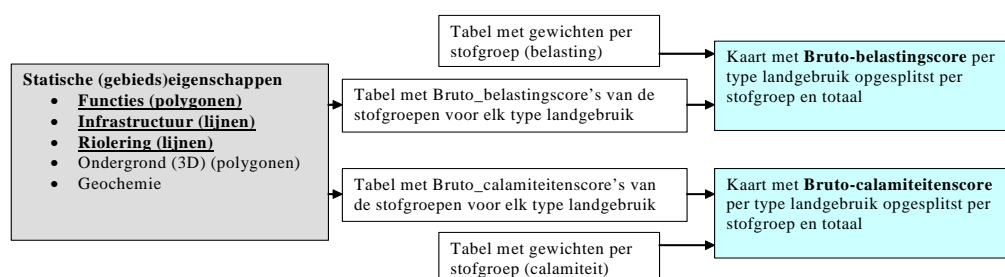
Zowel risico's van grondwaterverontreiniging door diffuse bronnen als puntbronnen kunnen met Respond worden gekwantificeerd. Risico's betreffen per definitie onzekere gebeurtenissen (zie 7.2). De risico's van diffuse bronnen hebben een ander soort onzekerheid dan die van puntbronnen; bij diffuse bronnen bestaat de onzekerheid m.n. in de hoeveelheid van de verontreinigende stof die infiltreert en de mate waarin de stof afbreekt of adsorbeert tijdens bodempassage. Bij puntbronnen bestaat er ook onzekerheid over de kans dat een verontreiniging optreedt. Risico's van verontreiniging door puntbronnen zijn daardoor aanzienlijk moeilijker te kwantificeren. Het verband tussen de ruimtelijke functie, de periode die het betreft en de kans op een verontreiniging is onvoldoende bekend. De kans op een puntverontreiniging wordt daarom, bij gebrek aan betrouwbare gegevens, vooralsnog binnen de Respond methodiek aangegeven als een risicoscore. Deze risicoscore fungeert als een indicator voor de kans op een schadelijke gebeurtenis en is vastgesteld op basis van 'expert judgement'. De risicoscore heeft daarmee een relatieve en geen absolute betekenis. Dit betekent dat de kracht van de resultaten met betrekking tot risico's van puntverontreinigingen volgens deze methodiek vooral ligt in het onderling vergelijken van verschillende winningen op een consistente, reproduceerbare manier. Prioritering van beschermende maatregelen kan daardoor op een rationele leest worden geschoeid. In de nabije toekomst zal worden getracht de absolute representativiteit te verbeteren door de kansen te baseren op statistische gegevens van manifeste verontreinigingen.

De effecten van bodempassage kunnen wel op een absolute grondslag worden gestoeld. Voor dit doel zijn twintig prioritaire stoffen geselecteerd. Van deze stoffen zijn de relevante eigenschappen geïnventariseerd (zie 8.3.3 en Tabel 30). De toekenning van risicoscores aan landgebruiksfuncties is ontleend aan Reflect. De risico's zijn gegroepeerd in 9 stofgroepen (zie Tabel 13).

Tabel 13 Stofgroepenindeling Respond/Reflect

Nr.	Stofgroep
1	Nutriënten
2	Zouten
3	Zuren
4	Zware metalen
5	Ontsmettingsmiddelen
6	Bestrijdingsmiddelen
7	Vluchtige aromaten Gehalogeneerde
8	koolwaterstoffen
9	Overige koolwaterstoffen

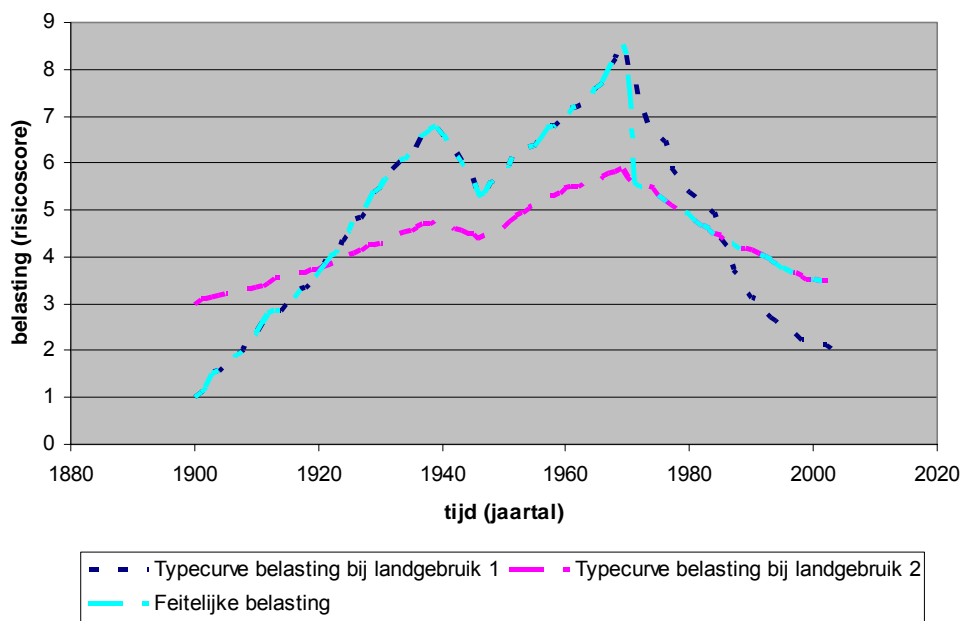
De risicoscores zijn voor elk van de 31 landgebruikstypen per stofgroep vastgesteld in 1999 door een groep van experts (zie bijlage0; [Kiwa/Iwaco, 1999]). De scores geven aan in welke mate de geïnterviewde experts het waarschijnlijk achten dat de normwaarden van stoffen uit de betreffende stofgroep in ondiep grondwater worden overschreden (Figuur 14).



Figuur 14 Stroomschema van de wijze waarop risico's van landgebruiksfuncties voor de drinkwatervoorziening in kaart zijn gebracht

Voor een adequate schatting van de belasting aan maaiveld is het historisch verloop van de risico's per combinatie van functie – stofgroep gekwantificeerd op basis van gegevens uit de literatuur. Als voorbeeld is het historische verloop van enige bestrijdingsmiddelen weergegeven in Figuur 15. De gegevens stammen van het CBS. De risico's 'aan maaiveld' worden via het grondwater 'getransporteerd' naar het door drinkwaterwinningen onttrokken grondwater. Tijdens de bodempassage vervormt hetingangssignaal van de historische belasting door fysische en chemische processen. In de methodiek van Reflect konden de effecten van

bodempassage niet adequaat worden geschat doordat de fysisch-chemische eigenschappen van de verschillende stoffen binnen een stofgroep sterk uiteenlopen. In Respond is deze beperking weggenomen door de effecten van bodempassage te specificeren op het niveau van stoffen in plaats van stofgroepen. De processen die in Respond zijn verdisconteerd worden in de volgende paragraaf beschreven.



Figuur 15 Voorbeeld van het historisch verloop van belasting aan maaiveld: belasting van enige bestrijdingsmiddelen in de tijd.

8.3.3 Vaststellen risicoreducerende effecten bodempassage

Ter kwantificering van de effecten van bodempassage is een groep van 20 prioritaire stoffen geselecteerd (zie bijlage 0). Deze stoffen domineren de risico's voor de (Nederlandse) drinkwatervoorziening uit grondwater. Voorzover van toepassing zijn voor deze stoffen enige fysisch-chemische processen in vereenvoudigde vorm verdisconteerd:

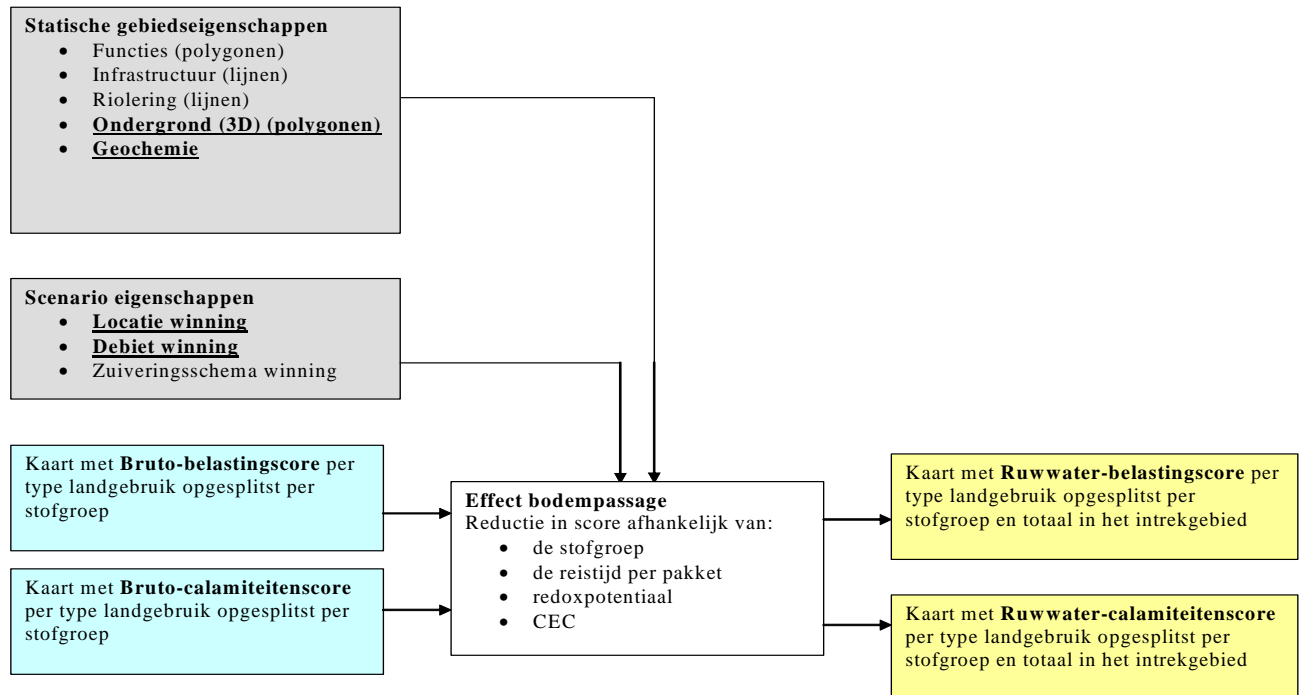
- sorptie
- 1^e orde afbraak
- redoxreacties

De mate waarin bovengenoemde processen optreden is in het gekozen modelconcept afhankelijk van 4 eigenschappen van de ondergrond die constant in de tijd zijn verondersteld:

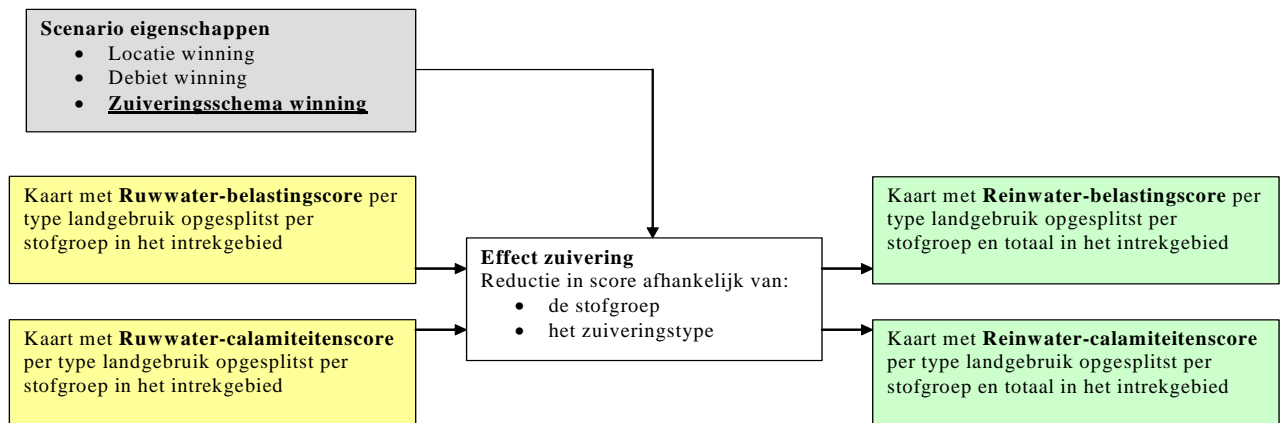
1. Percentage organische stof
2. Redoxpotentiaal
3. pH
4. CEC (cation exchange capacity)

In bijlage VI is de modelmatige uitwerking van de chemische effecten van bodempassage samengevat. De berekening van de effecten van

bodempassage wordt uitgevoerd door berekeningen met Modflow, Mt3d en stroombaanberekeningen. De reactieconstanten en historische belastingreeksen worden berekend met Respond en als invoergegevens naar Mt3d “doorgesluisd”. Voor de kwantificering van microbiologische risico’s wordt uitsluitend gebruik gemaakt van een stroombaanbenadering. De reistijd, het redoxmilieu en de pH zijn de drie criteria die verdisconteerd zijn in de berekening van de microbiologische risicoscores [van der Wielen, 2005]).

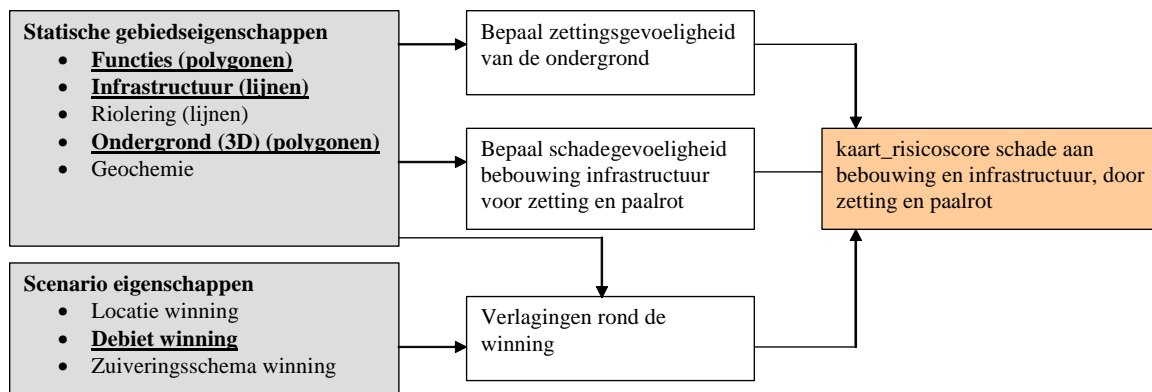


Figuur 16 Schema bepaling ruwwater risico's



Figuur 17 Schema bepaling risicoreducerend effect van zuivering

8.3.4 Vaststellen van het risico van waterwinning voor functies in de omgeving



Figuur 18 Schema bepaling risico's voor functies in de omgeving

Bij de ontwikkeling van Respond is geanticipeerd op toepassing van Streams voor vergelijking van risico's van verschillende winningen. Streams is een in GIS geïmplementeerde methode die bij Kiwa ontwikkeld is voor het onderling vergelijken van winlocaties met behulp van multicriteria analyse (MCA). Met Streams kunnen winlocaties worden beoordeeld aan de hand van verschillende criteria, zoals beschermbaarheid, economische waarde, landbouwschade, natuurschade, zettingschade. De verschillende scores per criterium kunnen op kaarten worden gevisualiseerd.

8.4 Risico's van microbiologische verontreiniging van ruwwater

Voor het onderdeel micro-organismen spelen 4 groepen een rol als belasting voor grondwaterkwaliteit: virussen, bacteriën, sporenvormende bacteriën en protozoën. Het gedrag van deze 4 groepen micro-organismen verschilt van elkaar waardoor het raadzaam is om deze 4 groepen als 4 verschillende stofgroepen te definiëren.

In Respond zijn 31 landgebruikfuncties gedefinieerd. Van elke stofgroep is er een diffuse belastingscore toegekend aan elk van deze landgebruikfunctie. Deze tabel is uitgebreid met een diffuse belastingscore voor de 4 microbiologische stofgroepen op elk van de landgebruikfunctie (zie bijlage I). Deze scores zijn bepaald op grond van expertise.

Naast de scores wordt er ook aan de vier stofgroepen een gewicht toegekend. Deze weegfactor geeft de belasting in een samengestelde belasting weer (Tabel 14). De weegfactor geeft dus weer wat het afzonderlijke risico voor deze 4 groepen van micro-organismen is op de diffuse belasting. Hierbij spelen infectierisico en verwijdering en inactivatie van de 4 groepen micro-organismen in het milieu een grote rol. Onderzoek heeft aangetoond dat de verwijdering en inactivatie van virussen en sporen na bodempassage lager ligt dan voor bacteriën en protozoën [Hijnen et al, 2000; Medema et al, 2000]. Deze resultaten gecombineerd met het infectierisico voor de verschillende groepen resulteert in weegfactoren voor de 4 afzonderlijke groepen micro-organismen.

Tabel 14 Weegfactoren voor de verschillen stofgroepen

Stofklasse	Stofgroep	Gewicht
Micro-organismen	Bacteriën	6
	Virussen	10
	Sporenvormende bacteriën	5
	Protozoën (incl. oöcysten)	7

8.4.1 Kwetsbaarheid van de bodem voor microbiologische verontreinigingen

Een tweede component die toegevoegd wordt aan Reflect is de kwetsbaarheid van de bodem voor passage van micro-organismen. Eén van de belangrijkste mechanismen voor de verwijdering van micro-organismen in de bodem is aanhechting en inactivatie [Schijven & Hassanizadeh, 2000]. Aanhechting van micro-organismen aan bodemdeeltjes is complex en verschillende factoren kunnen zowel een negatief als positief effect hebben op aanhechting van de verschillende micro-organismen [Schijven & Hassanizadeh, 2000]. Een aantal factoren lijkt echter altijd dezelfde invloed te hebben op aanhechting en inactivatie van micro-organismen en deze worden dan ook als de belangrijkste factoren voor aanhechting en inactivatie beschouwd. Door kwetsbaarheidsscores toe te kennen aan deze verschillende factoren kan een totale kwetsbaarheidsindex voor een bepaalde bodem of

bodemlaag berekend worden. Eén van de factoren is de verblijftijd van water in een watervoerend pakket. Op dit moment worden de waterwingebieden microbiologisch beschermd door een 60-dagenzone rondom een winning (zone waarbuiten de micro-organismen meer dan 60 dagen nodig hebben voor bodempassage). Binnen deze zone mogen een aantal microbiologisch kwetsbare activiteiten niet plaats vinden (1). Recent modelleringsonderzoek heeft echter aangetoond dat voor sommige waterwingebieden een reistijd van 60 dagen te kort is om alle micro-organismen af te doden en dat er een minimale reistijd van 700 dagen nodig is voor voldoende verwijdering van voornamelijk virussen [Schijven & Hassanizadeh, 2002]. Het is echter nog onduidelijk of deze modellen ook daadwerkelijk gelden in een veldsituatie. Op basis van deze informatie zijn er kwetsbaarheidsscores toegekend aan de verschillende verblijftijdklassen (Tabel 15).

Tabel 15 Kwetsbaarheidsscores voor verblijftijdklassen

Verbijftijd (min; dagen)	Verbijftijd (max; dagen)	Score
0	50	10
51	100	9
101	150	8
151	200	7
201	300	6
301	400	5
401	600	4
601	800	3
801	1000	2
1001	99999	1

Een andere factor die een consequente invloed heeft op aanhechting van micro-organismen is de zuurgraad van de bodem. Bij lage pH is de elektrostatische afstoting tussen micro-organisme en bodemdeeltje laag en deze afstoting neemt toe bij toenemende pH [Goyal & Gerba, 1979; Schijven, 2001]. Daarom zijn voor de verschillende pH klassen verschillende kwetsbaarheidsscores toegekend waarbij de hoge pH klassen een hoge kwetsbaarheidsscore krijgen toegekend en de lage pH klassen een lage kwetsbaarheidsscore (Tabel 16).

Tabel 16 Kwetsbaarheidsscores voor pH-klassen

pH min	pH max	Score
8.5	14	10
8.1	8.5	9
7.8	8.1	8
7.5	7.8	7
7	7.5	6
6.5	7	5
6	6.5	4
5.5	6	3
5	5.5	2
0	5	1

IJzer- en Mangaanoxiden in de bodem zijn ook consequente hechttingsplaatsen voor micro-organismen [Schijven, 2001]. Deze metaaloxiden ontstaan in de aanwezigheid van zuurstof of nitraat waarbij er oxidatiereacties optreden van metaalionen [Stuyfzand, 1999]. Aangezien de concentratie van metaaloxiden bij grondwaterwinningen over het algemeen onbekend is wordt de zuurstof en nitraatconcentratie van het grondwater genomen als indicatie voor de aanwezigheid van metaaloxiden. Aangezien zuurstof en nitraat beide een rol spelen in de oxidatie van metaalionen wordt de kwetsbaarheid voor deze parameter gesplitst in een tabel voor zuurstof en een tabel voor nitraat (Tabel 17 en Tabel 18).

Tabel 17 Kwetsbaarheidsscores voor zuurstofklassen

O ₂ min (mg/l)	O ₂ max (mg/l)	Score
0	0.2	5
0.2	0.4	4.5
0.4	0.6	4
0.6	1.0	3.5
1.0	1.5	3
1.5	2.0	2.5
2.0	3.0	2
3.0	5.0	1.5
5.0	10.0	1
10.0	9999	0.5

Tabel 18 Kwetsbaarheidsscores voor nitraatklassen

NO ₃ ²⁻ min (mg/l)	NO ₃ ²⁻ max (mg/l)	Score
0	0.2	5
0.2	0.4	4.5
0.4	0.6	4
0.6	1.0	3.5
1.0	1.5	3
1.5	2.0	2.5
2.0	3.0	2
3.0	5.0	1.5
5.0	10.0	1
10.0	9999	0.5

Tenslotte speelt de lengte van de onverzadigde zone een belangrijke rol in de verwijdering van micro-organismen na passage door de bodem. Hierbij is gevonden dat de verwijdering van micro-organismen tijdens transport door de onverzadigde bodem hoger ligt dan tijdens transport door de verzadigde bodem [Lance & Gerba, 1984]. Daarom worden er kwetsbaarheidsscores toegekend aan de lengteklassen van de onverzadigde zone (Tabel 19).

Tabel 19 Kwetsbaarheidsscores voor lengteklassen van de onverzadigde zone

Onverzadigde zone min (m)	Onverzadigde zone max (m)	Score
0	1	10
1	2	9
2	3	8
3	4	7
4	5	6
5	6	5
6	8	4
8	10	3
10	20	2
20	9999	1

Deze factoren voor de kwetsbaarheid van de bodem worden ook weer verschillend gewogen (Tabel 20), omdat sommige bodemfactoren een grotere impact op de passage van micro-organismen dan anderen. Voornamelijk de verblijftijd in de bodem en de lengte van het transport door de onverzadigde zone hebben een belangrijk effect op de verwijdering van micro-organismen uit de bodem. Zuurstof en nitraat zijn waarschijnlijk minder belangrijk omdat dit een indirecte indicatie voor de aanwezigheid van metaaloxiden zijn en de correlatie tussen metaaloxiden en zuurstof en nitraat onder oxische omstandigheden niet altijd 1 op 1 is.

Tabel 20 Weegfactoren voor de bodemeigenschappen

Bodemeigenschap	Gewicht
Verblijftijd	5
pH	3
Zuurstof/nitraat	2
Lengte onverzadigde zone	4

8.5 Risicobeoordeling van riolering in stedelijke gebieden

8.5.1 Inleiding

Lekke riolering kan afhankelijk van de grondwaterspiegel een drainerende of infiltrerende werking hebben. Als de lekke riolen onder de grondwaterspiegel zijn gelegen zal er grondwater door het riool afgevoerd worden. Het resultaat hiervan is dat de zuivering van rioolwater minder efficiënt zal werken. In de bodem infiltrerend rioolwater is wellicht een nog groter probleem. Uit onderzoek in Groot Brittannië blijkt dat de grondwateraanvulling onder steden voor een groot deel voor rekening komt van lekkage van riolering en waterleidingen [Yang et al, 1999]. Het uit de waterleidingen afkomstige water is van goede kwaliteit en zal over het algemeen een gunstig effect op de stedelijke grondwaterkwaliteit hebben. Lekkende rioolbuizen worden beschouwd als belangrijke bronnen van nitraat en andere verontreinigingen (o.a. micro-organismen en organische verbindingen). Er is vrij weinig bekend over de kwantiteit van het lekkende rioolwater. Door Lerner et al [1994] wordt een waarde van $24 \text{ l/d/m}_{\text{lengthe}}/\text{m}_{\text{diameter}}$ voorgesteld. Uit Duits onderzoek aan riolen onder vrij verval blijkt dat de lekkage gemiddeld meer dan 5% van de droogweerafvoer kan bedragen [Eiswirth & Hotzl, 1997]. Lekkende riolen kunnen een groot risico voor de volksgezondheid vormen wanneer de pluim rioolwater een drinkwaterwinning bereikt. In het recente verleden zijn verschillende uitbraken veroorzaakt door lekkende riolen. Voorbeelden hiervan zijn een epidemie van tyfus en dysenterie in Haifa [1985] en een uitbraak van Gastroenteritis in Bramham, Yorkshire [1980].

8.5.2 Oorzaken van lekkende riolering

In verschillende onderzoeken wordt leeftijd als de belangrijkste factor in relatie tot lekkende riolering gezien [Lerner & Wakida, 1999, Ellis, 2001]. Andere (hieraan gerelateerde) condities die de kans op lekkende riolering vergroten zijn zetting, graafwerkzaamheden, het grondwaterniveau, wortelindringing tussen de verbindingen en slecht onderhoud. De leeftijd van de riolering in Nederland is vrij hoog. In Tabel 21 is te zien dat 22% van de riolering ouder is dan 40 jaar, 89% van de riolering is ouder dan 10 jaar.

Tabel 21 Leeftijd van de riolering in Nederland [Stichting RIONED, 2002]

Leeftijd	Km	%
40 jaar en ouder	17745	22
10-40 jaar	46999	57
Jonger dan 10 jaar	17662	21

De riolering is qua materiaal grofweg in te delen in vier groepen: Beton, Kunststoffen, Keramiek en Overig (o.a. gietijzer). In staat een verdeling van de gebruikte materialen van 1900 tot 2000 weergegeven. Opvallend is dat het gebruik van kunststoffen sterk toeneemt en het gebruik van beton vanaf 1950 afneemt. Beton wordt vooral gebruikt voor de grotere verzamelriolen, voor huisaansluitingen wordt vooral kunststof en keramiek gebruikt.

Tabel 22 Gebruikte materialen [Stichting RIONED, 2002]

Materiaal:	1900	1950	1975	2000
Beton	89%	90%	83%	71%
Kunststoffen	0%	0%	12%	27%
Keramiek	9%	5%	1%	2%
Overig	2%	4%	4%	0%

Lekkage treedt bij rioolbuizen vooral op ter plaatse van de verbindingen. Tot het midden van de jaren 60 is gewerkt met stijve mortel (kalk mortel en vanaf de jaren 30 tot begin jaren 60 cement) verbindingen. Sinds de jaren zestig zijn flexibele verbindingen met rubber-ringen geïntroduceerd. De stijve mortelverbindingen bezwijken vooral door verplaatsingen van de pijp, de flexibele koppelingen met rubber ringen kunnen gaan lekken als door verplaatsing van de pijp de druk van de rubber verbinding af gaat. Tevens kan bij Keramische buizen met een flexibele verbinding indringing door wortels tot lekkage leiden [De Silva, Burn & Eiswirth, 2001]. Globaal kan gesteld worden dat rioolbuizen voor 1960 (door het gebruik van stijve verbindingen) een grotere kans hebben op lekkage. De flexibele verbindingen kunnen beter grond bewegingen opvangen en zijn hierdoor minder kwetsbaar. Keramische buizen hebben een lengte van 2 tot 2,5 meter, met als resultaat een groot aantal verbindingen en een hogere kans op lekken. In Tabel 23 is een globale inschatting van de kans op lekkage weergegeven.

Tabel 23 Globale inschatting kans op lekkage van rioolbuizen

Oorzaak	Beton		Kunststoffen	Keramiek		Overig
	<1960	>1960	>1970	<1960	>1960	
Zetting	++	+	+	+++	++	+
Indringende boomwortels	-	+	-	-	+	-
Aantasting buismateriaal	-	-	-	-	-	+

8.5.3 Samenstelling van rioolwater

Het rioolwater in stedelijke woongebieden bestaat voornamelijk uit humane excreta. De stoffen in het rioolwater zijn onder andere organische verbindingen zoals koolwaterstoffen, vetten, eiwitten, vluchtige zuren en aminozuren. Andere organische verbindingen zoals hormonen, vitaminen, gechlloreerde koolwaterstoffen en pesticiden kunnen tevens in rioolwater aanwezig zijn. Verder zijn er nog vele anorganische verbindingen in het rioolwater aanwezig. In rioolwater aangetroffen micro-organismen zijn onder

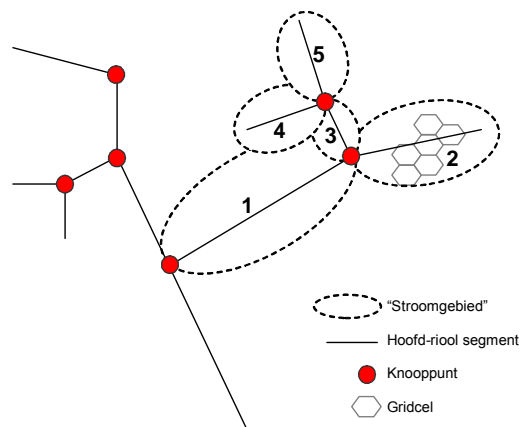
andere bacteriën, virussen en parasieten. Bacteriën zijn het meest voorkomend. Potentieel pathogene bacteriën zijn salmonella, shigella, vibriocholerae en E-coli. Meer dan 100 typen virussen zijn in rioolwater aangetroffen, bijvoorbeeld polio virus, hepatitis A, echo, coxsackie, rota, adeno en norwalk virussen. In industriegebieden kan de samenstelling van het rioolwater complexer worden door de instroom van industrieel afvalwater. In rioolwater in stedelijke gebieden worden onder andere gechloreerde koolwaterstoffen, alkylfenolen, aldehydes en phthalate esters aangetroffen. TCE en PCE blijken de belangrijkste verontreinigingen te zijn en worden in grotere hoeveelheden gevonden dan de andere stoffen [Barber, 1992, Zhang et al, 2004].

8.5.4 Migratie van verontreinigingen uit rioolstelsels

Het transport van een verontreiniging uit een lekkend riool is in wezen gelijk aan ander stoftransport. Wel moet bij grote lekkages rekening worden gehouden met het feit dat door het lekkende rioolwater tevens het milieu veranderd, zo zal het zuurstofgehalte in het lekkende water veel lager zijn dan in het omliggende grondwater. De afbraak van stoffen kan hierdoor verminderd worden. Ook is de hoeveelheid organisch materiaal in de pluim veel groter dan in het omliggende grondwater. Dit is voor microbiologische verontreinigingen van groot belang omdat bijvoorbeeld bacteriën een grotere kans van overleven hebben als er voldoende organisch materiaal aanwezig is. Uit literatuur is bekend dat virussen en bacteriën bij geschikte condities afstanden tot wel 400m door zand, grind en kalksteenaquifers hebben afgelegd.

8.5.5 Stappen voor risicobepaling riolering

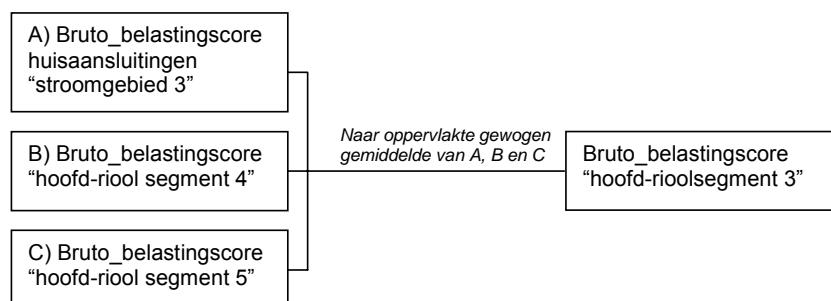
1. Verzamelen kaartmateriaal en overige gegevens. De eerste stap is het verzamelen van geschikt kaartmateriaal. Het gaat hierbij om een (gedetailleerde) kaart met het rioolsysteem, een kaart met de zakkingsgevoeligheid (bijvoorbeeld de zakkingsgevoeligheidskaart van TNO) en een kaart met landgebruik. Verder zijn er een aantal detailgegevens over de riolering nodig. Het gaat hierbij om de ouderdom van de riolering en het gebruikte materiaal. Als er geen kaart van de riolering beschikbaar is kan eventueel ook een wegenkaart gebruikt worden, die vaak goed overeenkomen met de ligging van het rioolsysteem.
2. Indeling van het hoofdriool in segmenten en identificatie knooppunten. Het hoofdriool (dus zonder huisaansluitingen) wordt geschematiseerd in segmenten. Waar twee of meer segmenten bij elkaar



Figuur 19 Schematisatie rioolsysteem

komen worden knooppunten gedefinieerd. In Figuur 19 is een dergelijke schematisatie weergegeven

3. Vaststellen van het “stroomgebied” per hoofd-rioolsegment. Dit “stroomgebied” wordt bepaald door de gridcellen toe te kennen aan het dichtstbijzijnde hoofd-riool segment. Een stroomgebied representeert alle huisaansluitingen op het betreffende hoofd-riool segment. In Figuur 19 zijn voor een aantal segmenten de stroomgebieden weergegeven.
4. Per “stroomgebied” wordt de bruto belastingscore per stofgroep bepaald aan de hand van de landgebruiksfuncties. Deze bruto_belasting score wordt gezien als de rioolwaterkwaliteit van de huisaansluitingen in het stroomgebied. Doordat een rioolstelsel een stromend systeem is zal de kwaliteit van het rioolwater in het hoofd-riool segment niet alleen door de landgebruiksfuncties in het “stroomgebied” van een bepaald segment worden bepaald maar ook door de functies in de bovenstroomse “stroomgebieden”. De bruto belastingscore van een bepaald hoofd-riool segment wordt berekend als het (naar oppervlakte) gewogen gemiddelde van de bruto_belastingscore van het betreffende stroomgebied en de aangrenzende bovenstroomse “hoofd-riool segmenten”. Als voorbeeld wordt in Figuur 20 de bruto belastingscore voor hoofd-riool segment 3 berekend.



Figuur 20 Berekening bruto_belastingscores hoofd-riool segmenten

Als de bruto_belastingscore bekend is moet de invloed van de leeftijd en het materiaal van de riolering en de gevoeligheid voor zetting op het risico worden gekwantificeerd. Een mogelijke methode hiervoor is het toekennen van reductiefactoren. Bij een nieuw kwalitatief goed riool zal de reductiefactor bijvoorbeeld groot zijn, bij een oud kwalitatief minder goed riool zal de reductiefactor laag zijn. Bij het toekennen van de reductiefactoren wordt binnen het “stroomgebied” onderscheid gemaakt tussen de huisaansluitingen en het hoofdriool. Door de bruto_belastingscore van de huisaansluitingen en het hoofdriool te vermenigvuldigen met de reductiefactoren en vervolgens op te tellen wordt de risicoscore per “stroomgebied” berekend.

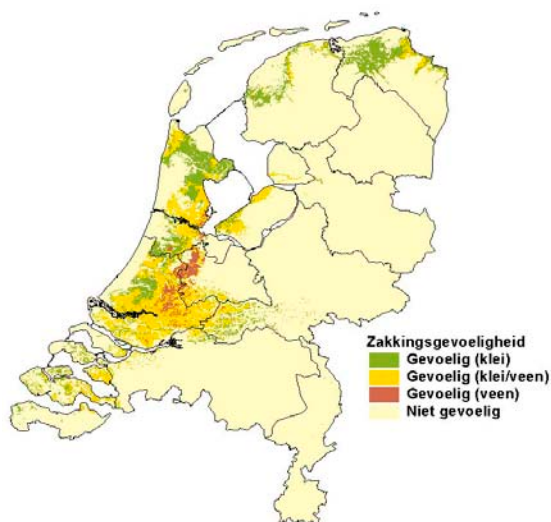
8.6 Risicobeoordeling zakkings en paalrot

8.6.1 Zakking

In het voorafgaande hebben we vooral gekeken naar de bedreiging van de omgeving voor de winning. Het winnen van grondwater kan echter ook een gevaar vormen voor de omgeving. De bovengrond in het westen van Nederland bestaat voor een groot gedeelte uit zakkingsgevoelige klei en veenpakketten. In Figuur 21 zijn de voor zakkings gevoelige gebieden weergegeven. Uit de figuur blijkt dat het meest verstedelijkte gebied van Nederland tevens het meest zakkingsgevoelig is.

Zakking van de grond door grondwaterstandsverlaging wordt ook wel inklinking genoemd. Door inklinking van de grond kan grote schade aan bebouwing en infrastructuur ontstaan. Inklinking is een grondmechanisch proces waarbij een bodemlaag wordt verdicht en samengedrukt als gevolg van zijn eigen gewicht, bijvoorbeeld door ontwatering. Verlaging van het grondwaterniveau gaat gepaard met een verlaging van de opwaartse druk. Hierdoor neemt de druk van de

bovengrond op de ondergrond toe. De mate van gevoeligheid van een grondvoor inklinking hangt af van de samendrukbaarheid van de lagen en het gewicht van de laag waarin de grondwaterstandsverlaging optreedt. Een maat voor de samendrukbaarheid is de samendrukkingsconstante C [Locher *et al*, 1990]. In Tabel 24 is de samendrukkingsconstante voor een aantal grondsoorten weergegeven. Hoe groter de waarde van C hoe minder goed de grond samengedrukt kan worden. Zandgrond is door het korrelskelet slecht samendrukbaar terwijl veen door het lage gehalte aan vaste delen zeer goed samendrukbaar is .



Figuur 21 Zakkingsgevoelige gebieden in Nederland [bron: TNO]

Tabel 24 Samendrukkingsconstante C per grondsoort

Grondsoort	C
Zand	50 - 400
Leem	20 - 50
Klei	5 - 20
Veen	2 - 10

Naast inklinking speelt vooral in de veengebieden ook oxidatie een belangrijke rol in het zakkingsproces. Oxidatie is een biochemisch proces dat

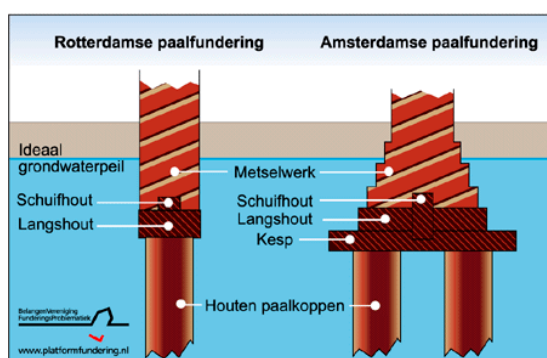
in humeuze en venige gronden optreedt als gevolg activiteiten van bodembacteriën bij een gunstige lucht- en vochthuishouding. Hierbij wordt organische stof omgezet in CO₂ en water waardoor vast materiaal verdwijnt en het maaiveld zakt. Oxidatie wordt versterkt door het zakken van het grondwatervniveau, waardoor er meer lucht in de bodem kan doordringen [Locher *et al*, 1990].

8.6.2 Paalrot

Om schade aan de bebouwing in zakkingsgevoelige gebieden te beperken wordt al honderden jaren gefundeerd op palen. Een deel van deze funderingen (globaal van voor 1945) is uitgevoerd met houten heipalen. Vanaf de jaren '40 is men betonnen heipalen gaan toepassen. De houten heipalen zijn zo geplaatst dat de gehele paal onder het grondwatervniveau is gelegen. Zolang de paal onder water blijft, zijn houten heipalen zeer duurzaam. In de regel zijn bij de aanleg de paalkoppen beneden de laagst voorkomende grondwaterstand geplaatst. Als de koppen van houten heipalen door grondwaterstands daling droogvallen, kan aantasting door schimmels en bacteriën plaatsvinden waardoor de fundering instabiel wordt en er schade aan het gebouw op zal treden. In Figuur 22 is een aangetaste paalkop weergegeven. Bij aantasting door schimmels heeft een heipaal na 10-15 jaar droogstand zijn dragende functie verloren. Bacteriën tasten niet alleen de kop van de paal, maar de gehele heipaal aan. Het aantastingsproces door bacteriën is echter veel langzamer en duurt ongeveer 50 jaar. Het blijkt dat vooral grenen palen gevoelig zijn voor aantasting door bacteriën [Belangenvereniging funderingstechniek, 2004].



Figuur 22 Door paalrot aangetaste heipaal

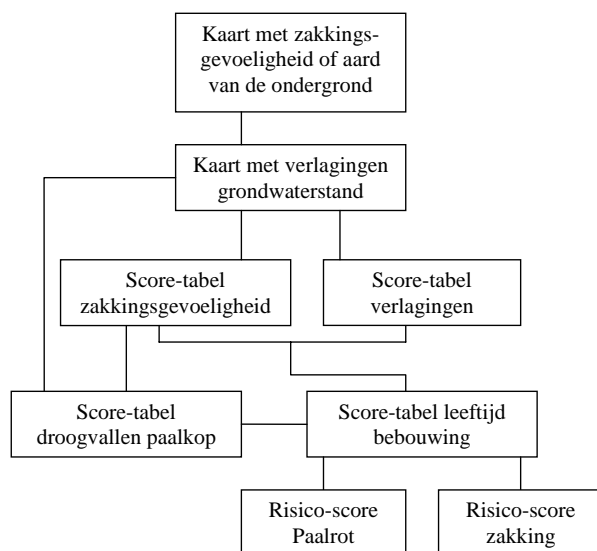


Figuur 23 Houten paalfunderingen

Grondwaterstandsverlagingen als gevolg van onttrekkingen in stedelijk gebied kunnen dus tot grote schade leiden aan gebouwen en infrastructuur. Voor het bepalen van bijvoorbeeld de geschiktheid van een locatie is het schatten van het risico op inklinking en/of paalrot dus van wezenlijk belang.

8.6.3 Stappen voor risicobepaling zakking en paalrot

- 1 Verzamelen kaartmateriaal en overige gegevens. De eerste stap is het verzamelen van geschikt kaartmateriaal. Het gaat hierbij om een kaart met zakkingsgevoeligheid (bijvoorbeeld de zakkingsgevoeligheidskaart van TNO) of de aard van de ondergrond, een kaart met de leeftijd van de bebouwing, een kaart van de laagste grondwaterstanden zonder onttrekking en een kaart met de maximale grondwaterstandsverlagingen als gevolg van de winning landgebruik. Eventueel kunnen ook detailgegevens over het type fundering meegenomen worden.
- 2 Berekenen risicoscore zakking en paalrot op basis van scoretabellen voor grondwaterstandsverlaging, droogvallen paalkop, zakkingsgevoeligheid en leeftijd bebouwing. In Figuur 24 is in een stroomschema de methode weergegeven. De risicoscore voor zakking wordt bepaald aan de hand van de gevoeligheid voor zakking van de bodem en de verlagingen van de grondwaterstand. Ook de aard van de bebouwing en de leeftijd is van belang voor de mate waarin schade op zal treden. Er kan bijvoorbeeld van uit worden gegaan dat boerderijen van voor 1940 extra gevoelig zijn voor zakking. Of huizen een paalfundering hebben hangt af van de gevoeligheid van de grond voor zakking. Verder hangt de mate van schade aan de paalfunderingen af van de grondwaterstandverlaging en de aard van de palen. Na 1945 zijn vrijwel alle paalfunderingen van beton en dus niet kwetsbaar voor paalrot.



Figuur 24 Stroomschema bepaling risico zakking / paalrot

8.7 Synthetische case study

8.7.1 Inleiding

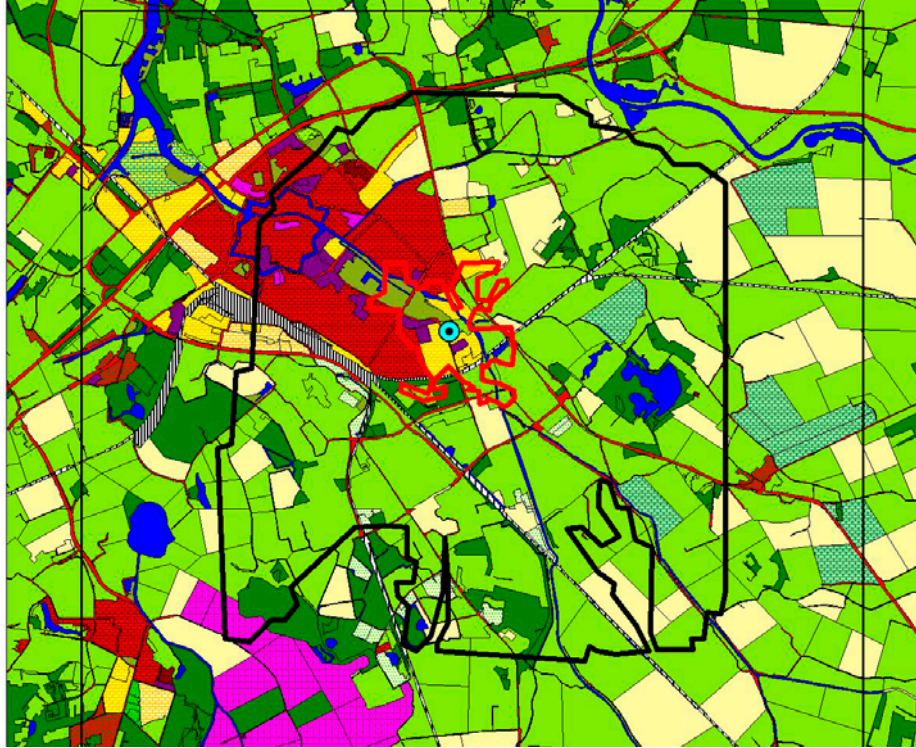
De Respond methodiek is toegepast op een fictieve case studie om de aanpak te illustreren en de werking te controleren. Deze case studie is uitgewerkt voor zowel een landelijke als stedelijke omgeving. Voor de uitvoering van deze proefberekeningen is een Modflow model gemaakt, bestaande uit 7 modellen en 69 x 69 cellen per laag. Voor elk van de modellen zijn velden geconstrueerd voor de benodigde hydrologische en hydrochemische parameters. De bijbehorende kaarten en figuren zijn opgenomen op de CD ROM die als bijlage in dit rapport is opgenomen. De samenstelling van de ondergrond is zodanig ontworpen dat een realistische situatie is gecreëerd, waarbij de effecten van bodempassage door verschillende typen sedimenten gesimuleerd worden.

Tabel 25 Lithologische beschrijving van de ondergrond in de synthetische case study

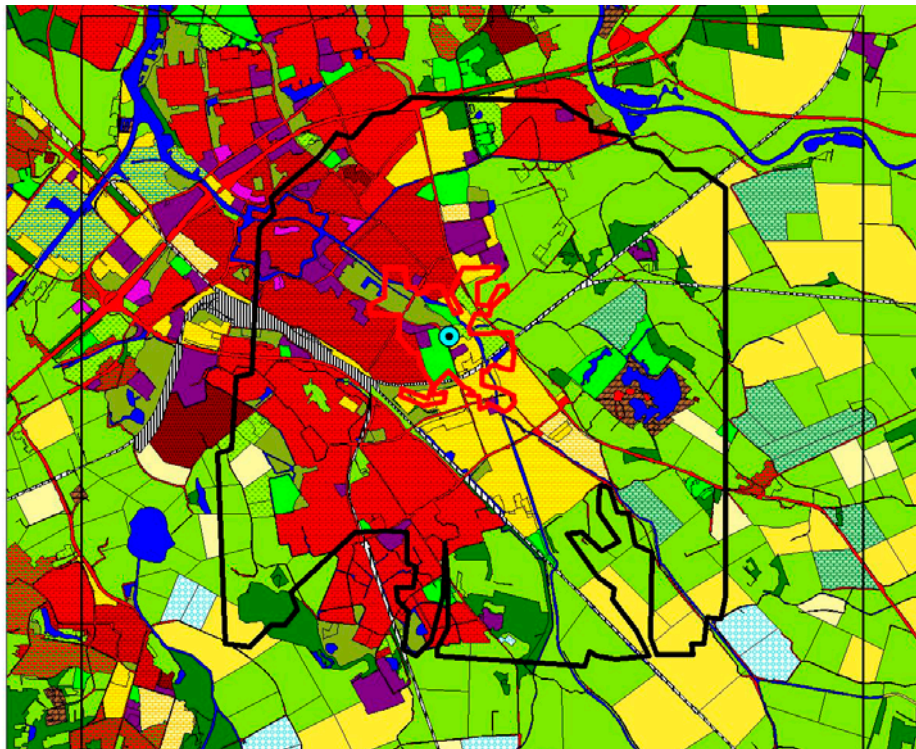
Naam	Dikte (m)	beschrijving	K horizontaal (m/d)	K verticaal (m/d)	porositeit (-)
deklaag	5	variabel	1	0.3	0.3
laag 2	5	matig fijn zand	10	3	0.3
laag 3	5	matig fijn zand	10	3	0.3
laag 4	1	veen/lemig zand	1	0.3	0.1
laag 5	20	grof zand	25	10	0.3
laag 6	10	matig fijn zand	10	3	0.3
laag 7	20	fijn zand	2	1	0.3

8.7.2 Landgebruik

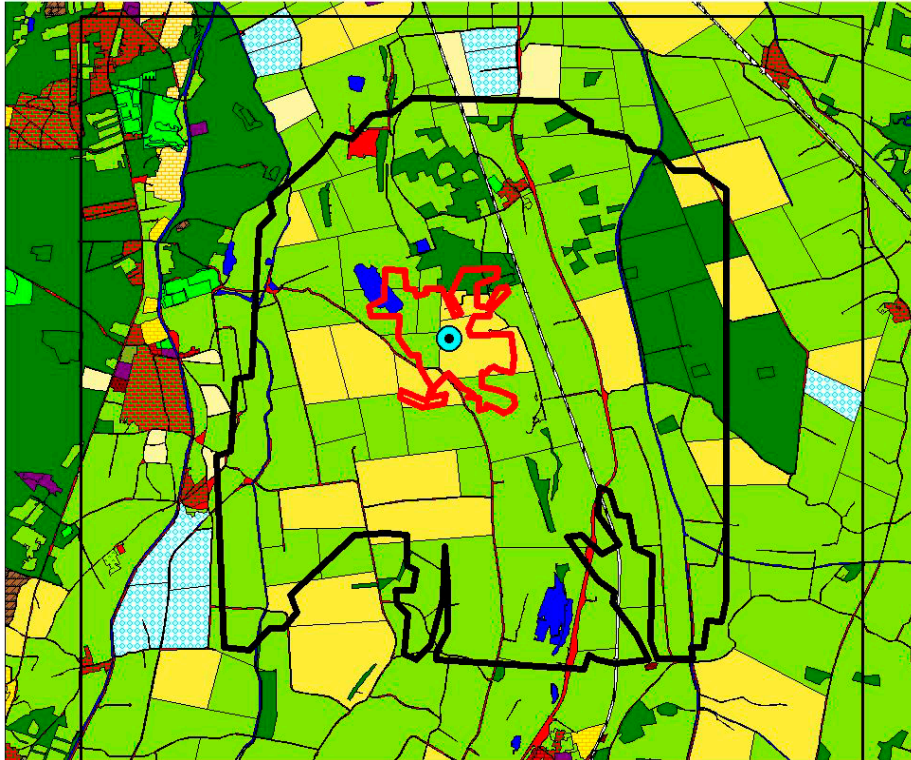
De stedelijke en landelijke variant van het landgebruik zijn voorzien van een identieke ondergrond. Er zijn landgebruikskaarten geconstrueerd voor zowel de landelijke als stedelijke variant van de case studie. Bij de stedelijke variant zijn twee representatieve perioden onderscheiden omdat door verstedelijking het landgebruik in de loop van de tijd sterk is gewijzigd in gebieden rond de oude stadskern. Het landgebruik bij de landelijke variant van de case studie is constant verondersteld. De chemische en hydrologische eigenschappen van de ondergrond zijn voor beide varianten gelijk gehouden. De grondwateraanvulling is verschillend omdat deze samenhangt met het landgebruik.



Figuur 25 Historisch landgebruik bij de stedelijke variant van de case study



Figuur 26 Huidig landgebruik bij de stedelijke variant van de case study

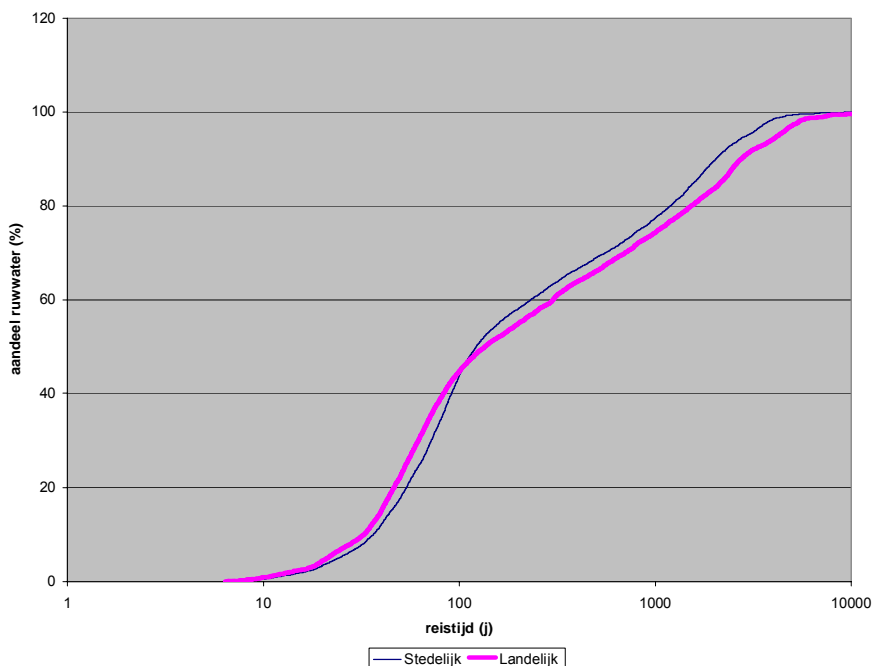


Figuur 27 Huidig en historisch landgebruik bij de landelijke variant van de case study

8.7.3 Indeling in perioden

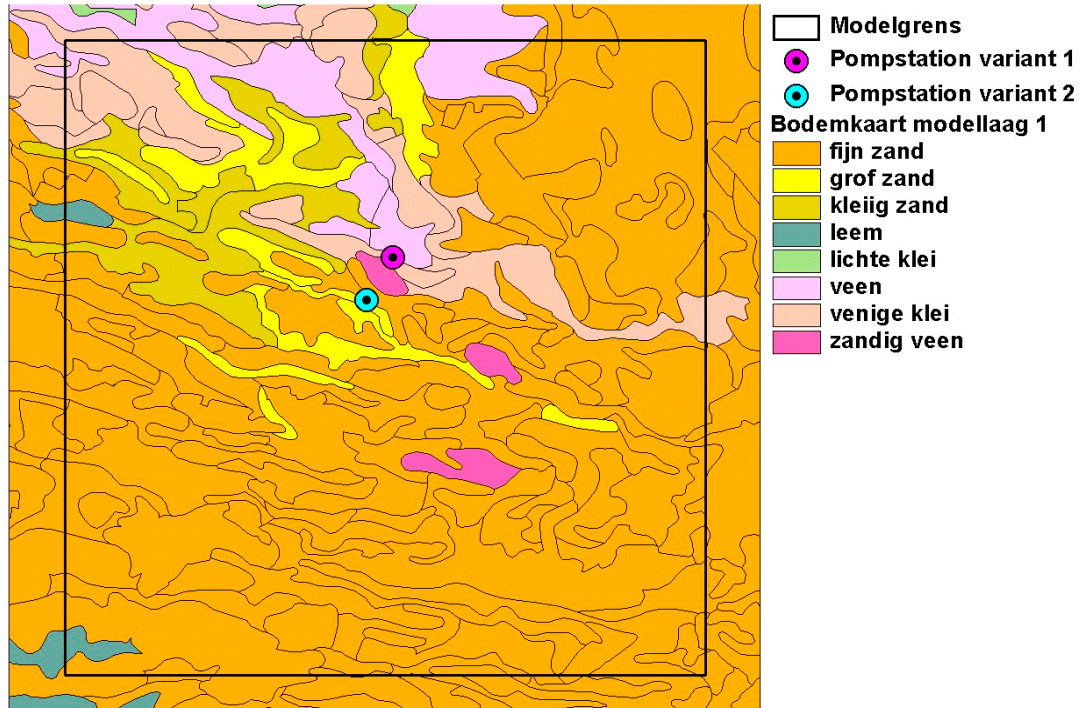
Voor de berekening van de ruwwaterrisico's is de periode van 1900 tot 2004 ingedeeld in 6 perioden. De zevende periode heeft betrekking op de situatie met een grondwateronttrekking en loopt tot 2100. De hydrologische omstandigheden zijn gedurende de eerste vijf perioden niet wezenlijk verschillend, maar de historische ontwikkeling van de risico's op grondwaterverontreiniging is wel significant verschillend. Er is dus sprake van twee hydrologische perioden en zeven "transportperioden". Voor elke transportperiode zijn per prioritaire stof de historische risicoscores "aan maaiveld" berekend op basis van de typecurven van de historische risicobelasting (zie Figuur 15 als voorbeeld van een typecurve). De duur van de zevende periode lijkt met 100 jaar mogelijk extreem lang, maar is benodigd omdat effecten van het landgebruik op de ruwwaterkwaliteit sterk vertraagd doorkomen door de traagheid van grondwaterstroming. In Figuur 28 zijn de responscurven van de onttrekkingen voor zowel de landelijke als de stedelijke variant gepresenteerd. In deze figuren is zichtbaar dat de helft van het onttrokken grondwater jonger is dan 100 jaar. De geringe verschillen in "leeftijdopbouw" van het onttrokken water tussen beide varianten zijn een gevolg van de verschillen in grondwataanvulling. Er is een onttrekking in het model gesimuleerd van 3 miljoen m³ per jaar gedurende de tweede hydrologische periode. De onttrekking vindt plaats op een diepte van 20 - 40 m beneden

maaiveld, in modellaag 5. Deze laag vertegenwoordigt een grofzandig pakket dat aan de bovenzijde wordt afgedekt door een venige leemlaag (Tabel 25).

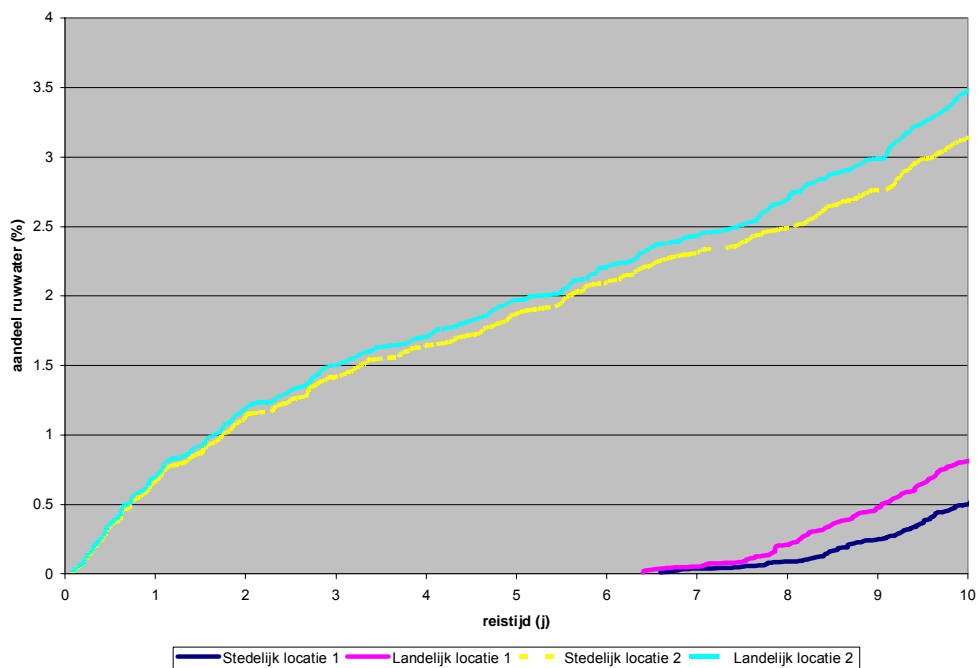


Figuur 28 Responscurve van de zowel de landelijke als de stedelijke variant

De minimale reistijd van maaiveld naar de winput is sterk afhankelijk van de bodemeigenschappen ter plaatse van de winput. Wanneer de reistijden vanaf maaiveld gering zijn neemt de kans op microbiologische verontreiniging sterk toe. In Figuur 29 is de positie van twee locaties voor de winning aangegeven. Op locatie 1 is wel een kleidek aanwezig, op locatie 2 niet. Het verschil tussen de beide locaties voor wat betreft de kortste reistijden blijkt uit beide responscurves (Figuur 30). Het verschil in kortste reistijd bedraagt meer dan 6 jaar in dit voorbeeld. De kortste reistijden bepalen vooral de microbiologische kwetsbaarheid van een winning. De verwijdering van pathogene micro-organismen in het grondwater tijdens bodempassage kan indicatief worden berekend in Respond. De verschillen tussen beide locaties in chemisch opzicht bleken verwaarloosbaar. In de volgende paragrafen zijn daarom alleen de resultaten van locatie 1 voor de stedelijke en landelijke variant gepresenteerd.



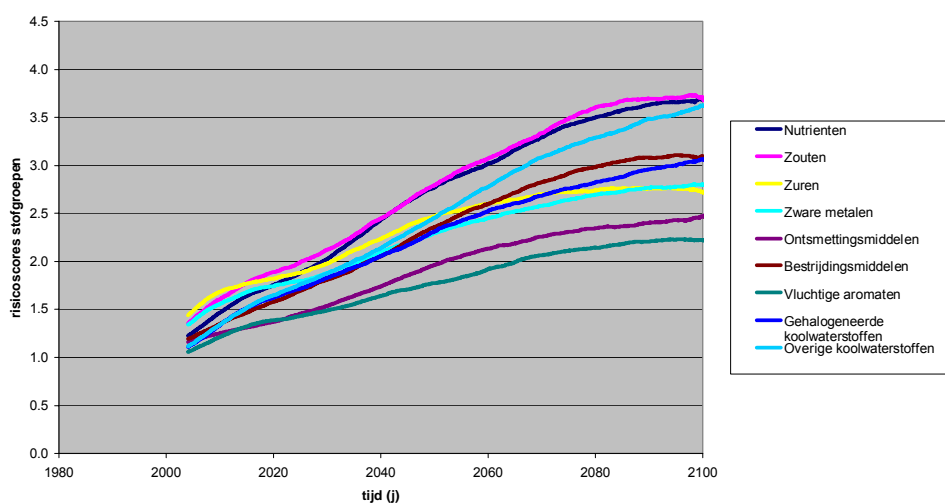
Figuur 29 Locaties voor de winning, variant 1 met een slecht doorlatende deklaag en variant 2 met een grof zandige bovengrond



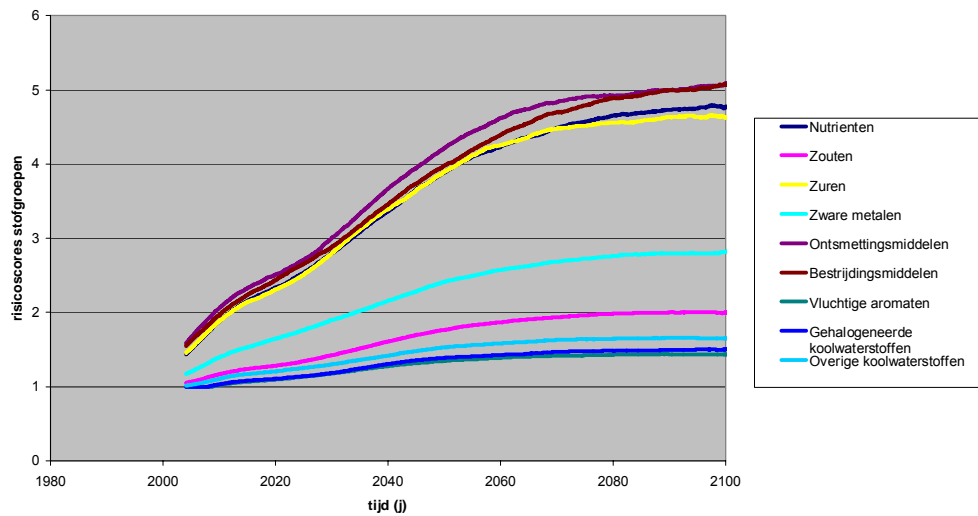
Figuur 30 Responscurve van het deel dat betrekking heeft op het jongste water. Verschillen in kortste reistijden tussen beide winlocaties hebben consequenties voor de kwetsbaarheid t.a.v. microbiologische verontreiniging.

8.7.4 Ruwwaterprognoses

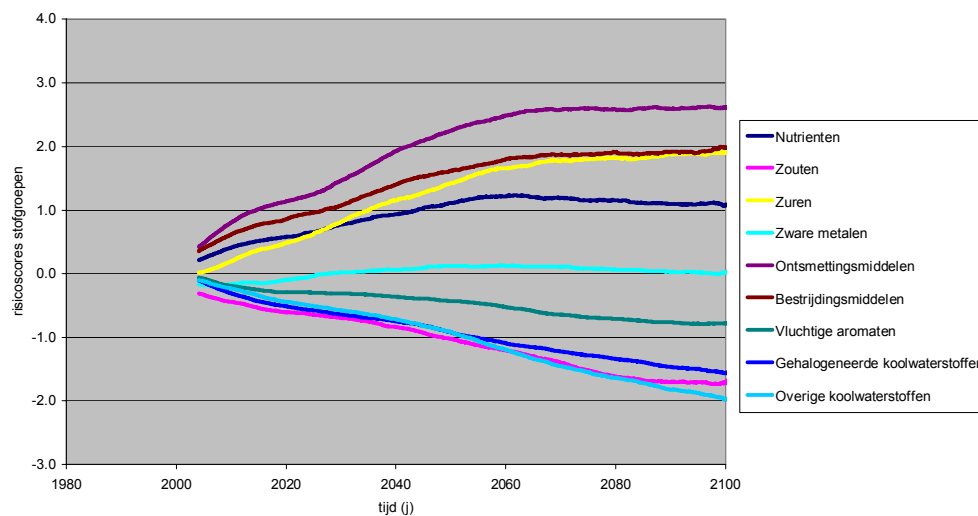
De resultaten van de ruwwaterberekeningen zijn bepaald voor zowel de 9 stofgroepen als de 20 prioritare stoffen (Figuur 31 en Figuur 32). In Figuur 33 zijn de verschillen tussen de landelijke en stedelijke variant op stofgroepniveau weergegeven. Bij de berekening zijn de functiegerelateerde risicoscores "aan maaiveld" beschouwd als een belasting met verontreinigende stoffen. In de landelijke variant zijn de risico's van verontreiniging met ontsmettingsmiddelen, bestrijdingsmiddelen, nutriënten, en zuren relatief hoog. In de stedelijke variant zijn de risico's van vluchtige aromaten en koolwaterstoffen relatief hoog. Als gevolg van de reistijden duurt het tot ongeveer 2080 voordat de risicoscores een constant niveau bereiken. Aan maaiveld is de hoogste waarde van de risicoscore voor de stofgroepen opgetreden in de periode 1965 - 1995. De atmosferische depositie van zwavel (stofgroep zuren) is als eerste afgenomen, vanaf midden jaren zestig, terwijl de belasting met bestrijdingsmiddelen afneemt vanaf ca. 1995. In de ruwwaterprognoses is de kentering vele jaren later te bespeuren, omdat de reistijd vanaf maaiveld naar de winning voor aanzienlijke vertraging zorgt.



Figuur 31 Berekende risicoscores in het ruwwater per stofgroep (conservatief berekend, stedelijke variant)



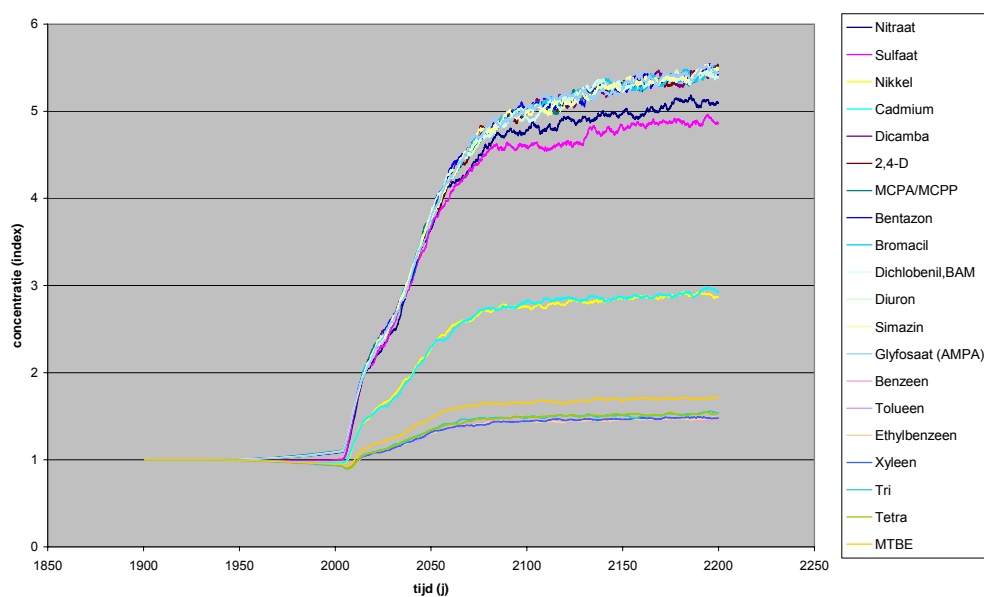
Figuur 32 Berekende risicoscores in het ruwwater per stofgroep (conservatief berekend, landelijke variant)



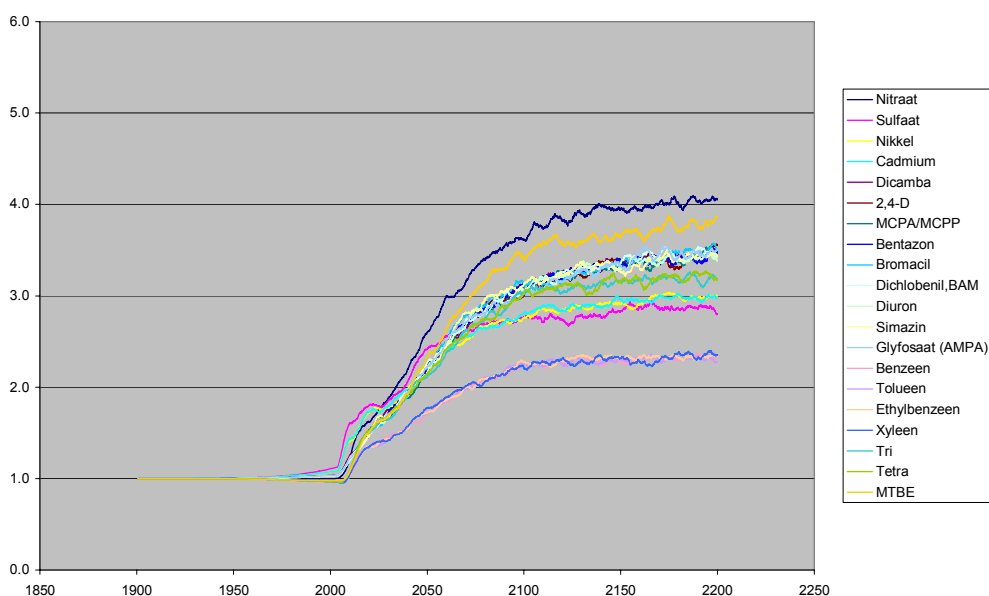
Figuur 33 Verschillen tussen de ruwwaterprognose van de landelijke min de stedelijke variant (conservatief berekend).

De hierboven beschreven berekening met stofgroepen kan alleen gesimuleerd worden door conservatief transport aan te nemen. Het simuleren van reactief transport, met sorptie en afbraak van stoffen is niet mogelijk omdat de chemische eigenschappen van de stoffen binnen één groep daarvoor te sterk variëren.

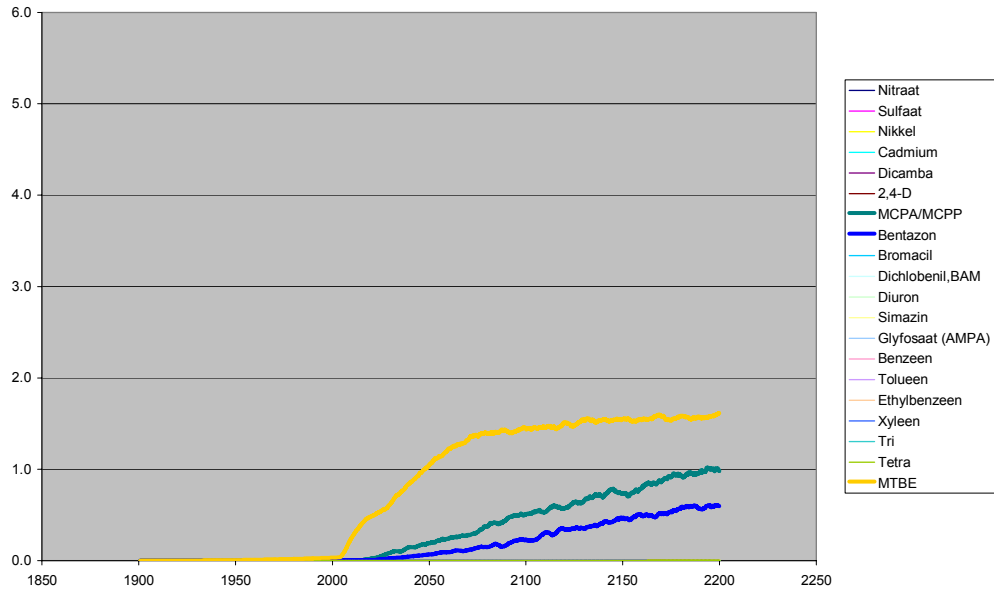
Het transport van de geselecteerde 'prioritaire stoffen' kan wel reactief worden gemodelleerd door per stof de relevante eigenschappen in het voorspellingsmodel in te voeren. Het transport van deze stoffen is zowel conservatief als reactief gemodelleerd. Voor de belasting aan maaiveld is daarbij de scorewaardering van de corresponderende stofgroep aangehouden. De score waardering is gebaseerd op de gegevens van Reflect. De uitbreiding van de tijdonafhankelijke scores van Reflect naar de historische verlopen van Respond is gebaseerd op 'expert judgement' en statistische gegevens van het CBS. Hierbij is 1985 als 'ijkjaar' voor de Reflect scores aangehouden. Het resultaat van de conservatieve transportberekening voor de prioritaire stoffen is weergegeven in Figuur 34 en Figuur 35.



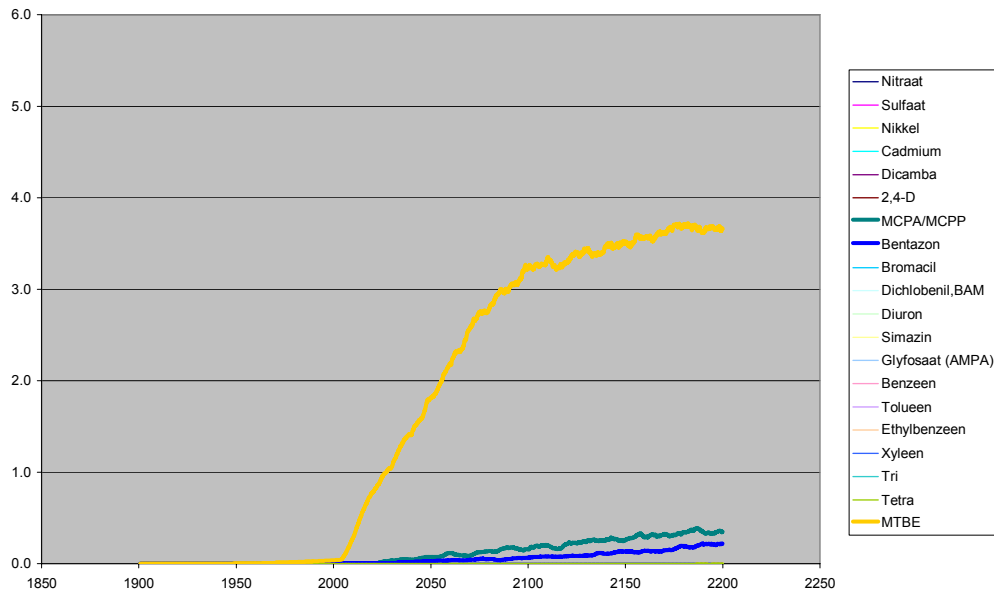
Figuur 34 Ruwwaterprognose van de prioritaire stoffen, landelijke variant, conservatief berekend.



Figuur 35 Ruwwaterprognose van de prioritaire stoffen, stedelijke variant, conservatief berekend



Figuur 36 Ruwwaterprognose van de prioritaire stoffen, landelijke variant, met afbraak en sorptie



Figuur 37 Ruwwaterprognose van de prioritaire stoffen, stedelijke variant, met afbraak en sorptie

Uit de resultaten van de reactieve transportberekeningen blijkt dat de effecten van veel verontreinigingen sterk worden gereduceerd wanneer er een langdurige bodempassage is. Van de geselecteerde stoffen worden de concentraties MTBE, Bentazon en MCPA/MCPP het minst gereduceerd tijdens de bodempassage. In stedelijk gebied wordt het risico op MTBE verontreinigingen hoger berekend dan in landelijk gebied, terwijl de bestrijdingsmiddelen Bentazon en MCPA/MCPP volgens de modelresultaten juist in landelijk gebied een hoger risico vormen. De aanwezigheid van klei, leem en veen in de ondergrond resulteert in een hoge sorptiecapaciteit en daardoor in een versterkte filterwerking van de bodem voor de overige geselecteerde stoffen. De aanwezigheid van leem en veen boven de filters van de winput reduceert het aandeel jong grondwater en daarmee de kwetsbaarheid voor zowel chemische als microbiologische verontreinigingen die vanaf maaiveld infiltreren. Ook de aanwezigheid van zowel een aeroob als anaëroob reistraject heeft een gunstige, reducerende uitwerking op de concentraties van de meeste stoffen in het ruwwater. De kortste reistijden zijn bij sommige winningen korter dan in het onderhavige voorbeeld. Een derde factor die bij sommige winningen een ongunstiger beeld veroorzaakt heeft betrekking op de aard van de belasting. Wanneer een grote puntverontreiniging op een kleine oppervlakte infiltreert dan kan een lokale verzadiging van de sorptiecapaciteit van de bodem optreden. De betreffende verontreiniging kan dan "doorslaan" en vrijwel als bij conservatief transport door de bodem passeren. Een vierde factor die een aanmerkelijk ongunstiger verloop van de ruwwaterconcentraties kan veroorzaken heeft betrekking op stoffen als tri en per, die in pure vorm zwaarder zijn dan grondwater. Bij verontreiniging van de bodem treedt dan "dichtheidsstroming" op, resulterend in een snelle en diepe verspreiding van de stof in het grondwater. Hierbij dient opgemerkt te worden dat niet alle winningen zijn gelegen in een ondergrond met eigenschappen die lijken op die van deze synthetische case study. In de praktijk bestaat bij winningen een grote variatie in landgebruik en fysisch-chemische omstandigheden. De uitgevoerde berekeningen demonstreren de functionaliteit van Respond en tonen te verwachten gemiddelde verschillen in risico's t.a.v. de ruwwaterkwaliteit tussen landelijk en stedelijk landgebruik.

8.7.5 Conclusies

Winningen in stedelijke omgeving hebben een relatief hoge kans op verontreiniging door vluchtige aromaten, gehalogeneerde en overige koolwaterstoffen. In een landelijke omgeving is er een hogere kans op verontreiniging met bestrijdingsmiddelen, ontsmettingsmiddelen en nutriënten. De risico's van verontreiniging door zware metalen zijn niet significant verschillend tussen beide landgebruiksvarianten. Effecten van de verblijftijden van het grondwater en het chemisch milieu tijdens bodempassage worden met RESPOND op aannemelijke wijze gekwantificeerd voor de geselecteerde prioritaire stoffen en zijn daarmee geschikt om de risico's op grondwaterverontreiniging op systematisch wijze te bepalen, met ruimtelijke differentiatie naar de aard van de bodem en het historische landgebruik.

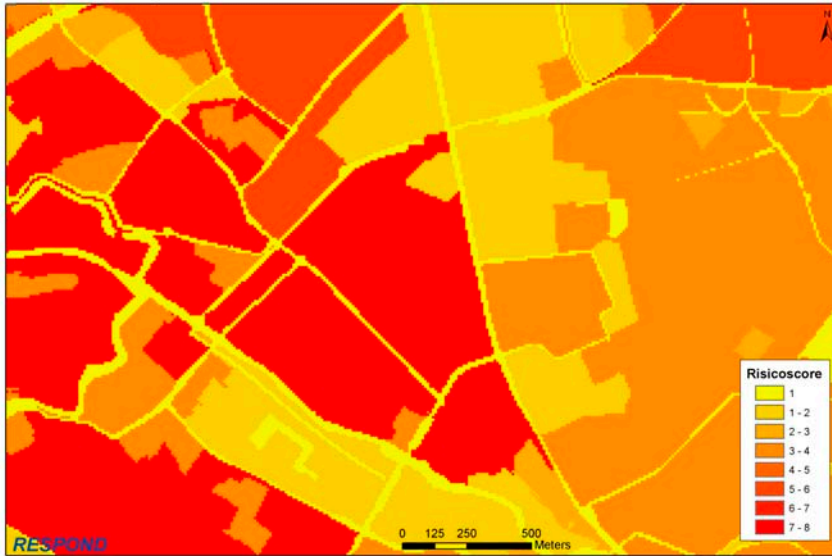
De hierboven beschreven resultaten sluiten aan op de ervaringen uit de praktijk. Het grondwatersysteem vertoont in veel gevallen een grote traagheid van reactie, waardoor verontreinigingen van vele jaren geleden nog in het grondwater aanwezig kunnen zijn en onderweg richting winning. Deze traagheid is ook van toepassing op het effect van veranderingen van het landgebruik, of het niet langer gebruiken van bepaalde risicovolle stoffen.

Onttrekking op grotere diepte levert in zowel een stedelijke als landelijke omgeving een betere ruwwaterkwaliteit op dan onttrekking op geringere diepte doordat de gemiddelde leeftijd van het grondwater dan hoger is en de bodempassage langer heeft geduurd. Het mes snijdt dan aan twee kanten: niet alleen is de belasting met antropogene verontreinigingen in de periode vóór 1900 zeer laag geweest, de langere bodempassage leidt ook tot meer afbraak en sorptie.

Bij stedelijke winningen die vermindering van grondwateroverlast als neven doel hebben bestaat een 'belangenconflict': uit oogpunt van ruwwaterkwaliteit is het gewenst om grondwater diep te onttrekken, maar om grondwateroverlast te voorkomen is het effectiever om ondiep te onttrekken.

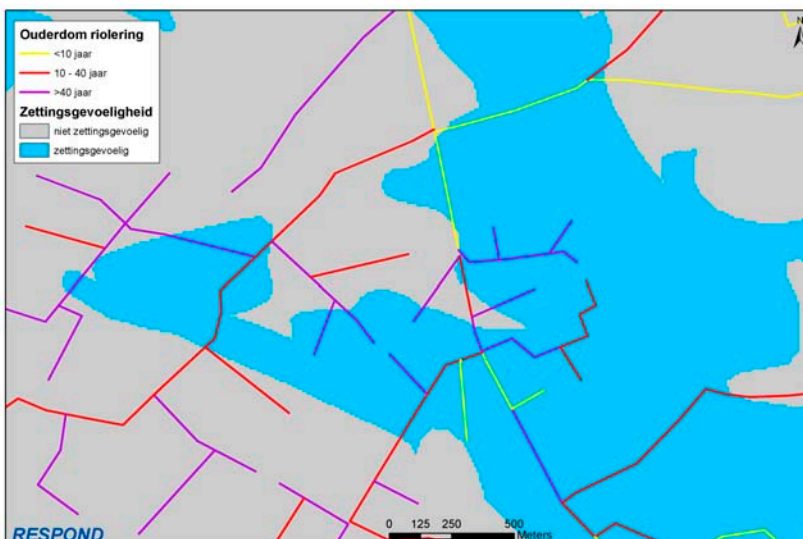
8.8 Microbiologische risico's riolering in stedelijk gebied

In de voorafgaande paragraaf lag de nadruk op de chemische waterkwaliteit. De microbiologische waterkwaliteit is echter ook van belang. Vooral een lekkende hoofdriolering kan een risico vormen voor de drinkwaterproductie in stedelijk gebied. In deze synthetische case study zijn de huisaansluitingen als diffuse belasting aangenomen, riolen als lijnelementen meegenomen. In paragraaf 8.5 is een methode uitgewerkt waarmee de risico's van riolen worden berekend. Als input voor de rioolrisicoberekening is de functiegerelateerde (diffuse) risicoscore gebruikt. Deze functiegerelateerde risicoscore is hiermee gelijkgesteld aan de 'kwaliteit' van het per (stedelijke) functie in het riool stromende water. In Figuur 38 is de functiegerelateerde risicoscore voor virussen weergegeven.



Figuur 38 Functiegerelateerde risicoscore voor virussen

De risicoscores worden vervolgens door het riool richting zuivering getransporteerd. Tijdens dit transport treden veranderingen in de risicoscores op door instroming van water met een andere risicoscore. Er is uitgegaan van een constante instroom van rioolwater. Eventueel kan de hoeveelheid instromend rioolwater per functie worden gevarieerd. Na berekening van het transport van de risicoscores, moet worden bepaald waar het riool een risico vormt. Uiteraard moet een riool lekken om een risico voor het grondwater te vormen. Op basis van leeftijd en zettingsgevoeligheid van de ondergrond is het rioolsysteem beoordeeld op de kans dat er lekkage optreedt (Figuur 39). In paragraaf 8.5.2 is hier al nader op in gegaan.



Figuur 39 Leeftijd riolering en zettingsgevoeligheid ondergrond

Als zowel de 'kwaliteit' van het rioolwater (in termen van risicoscore) en de kans op lekkage bekend is, kan de belasting van het grondwater worden bepaald. In Figuur 40 is de belasting van het grondwater vanuit het riool voor virussen weergegeven



Figuur 40 Belastingscore riolering voor virussen, gecorrigeerd voor de kans op lekkage

De berekende belastingscore voor hoofdriolering kan worden gecombineerd met de (voor verwijdering in de onverzadigde zone gecorrigeerde) diffuse belastingscores. Vervolgens kan het verdere transport incl. risicoreductie op een vergelijkbare wijze als voor chemische stofgroepen worden berekend.

9 Monitoring grondwaterkwaliteit in stedelijk gebied

9.1 Inleiding

Bij het winnen van stedelijk grondwater voor de openbare drinkwatervoorziening kunnen er vele bedreigingen van de ruwwaterkwaliteit optreden. Als het waterbedrijf tijdig en adequaat op een verslechterende kwaliteit wil kunnen reageren, dient het regelmatig de toekomstige ruwwaterkwaliteit te beoordelen. Dit hoofdstuk beschrijft enkele monitoringsstrategieën die dat mogelijk maken. Daarbij is tevens aangegeven hoe men relatief snel meerdere potentiële winlocaties van stedelijk grondwater kan vergelijken (een 'quick scan').

9.2 Monitoren in de vorm van een meetsysteem

Een efficiënte monitoringsstrategie boogt op een *meetsysteem grondwaterkwaliteit*, bestaande uit de combinatie van een meetnet grondwaterkwaliteit en een voorspelmodel ruwwaterkwaliteit. Het opzetten van een meetsysteem vergt de volgende stappen [Ward et al., 1990]: 1) informatieanalyse; 2) voorstudie; 3) ontwerp meetnet; 4) vastleggen procedures voor bemonstering, laboratoriumanalyse, controle, opslag, verwerking (in dit geval met een voorspelmodel ruwwaterkwaliteit) en rapportage; 5) exploiteren meetsysteem en 6) optimaliseren (om de zoveel jaar). Het ontwerp van het meetnet (stap 3) en de ontwikkeling van het voorspelmodel ruwwaterkwaliteit (onderdeel van stap 4) moeten bij voorkeur gelijktijdig uitgevoerd worden, aangezien ze elkaar beïnvloeden. Verder dienen we ons te realiseren dat een goed meetsysteem langs iteratieve weg ontstaat, omdat elke meetronde in stap 5 nieuwe informatie oplevert voor de stappen 2 en 3.

In Kiwa-mededeling 117 [Baggelaar, 1992] is bovenstaande aanpak uitgewerkt voor een grondwaterwinning met hoofdzakelijk bedreigingen van diffuse verontreinigingsbronnen. Bij een stedelijke grondwaterwinning moet echter rekening worden gehouden met punt-, lijn- en vlakbronnen. Verder is in de genoemde publicatie nog niet aangegeven hoe bij het voorspellen van de ruwwaterkwaliteit de onzekerheidsmarges, die verband houden met de onzekerheden over de geohydrologische situatie, de verontreinigingsbronnen en de verontreiniging, in beeld kunnen worden gebracht.

In dit hoofdstuk geven wij aan hoe een meetsysteem grondwaterkwaliteit kan worden opgezet als er stedelijk grondwater wordt gewonnen, met aandacht voor onzekerheidsmarges bij het voorspellen van de ruwwaterkwaliteit. We houden hierbij rekening met de volgende bijzonderheden van een stedelijke grondwaterwinning:

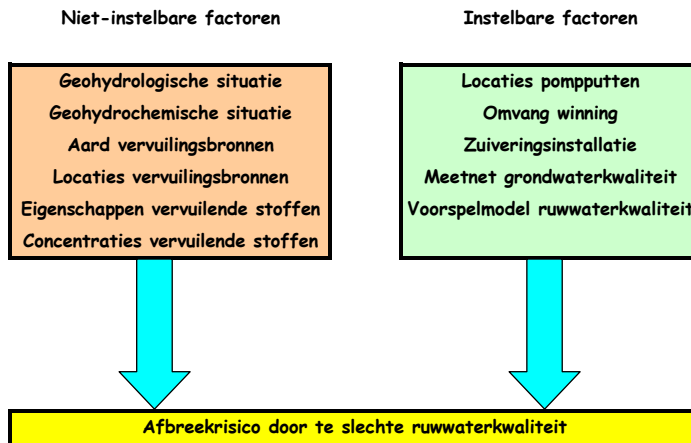
- (1) de bovenkant van het geohydrologisch systeem is dynamisch, door verstedelijking en/of door herinrichting van de bebouwde omgeving,

- zodat begrenzingen van het intrekgebied en stroombanen zullen variëren in de tijd;
- (2) begrenzingen van het intrekgebied en stroombanen zullen ook variëren in de tijd door wijzigingen van de hoeveelheid onttrokken grondwater;
 - (3) er is een complex stelsel van potentiële vervuilingsbronnen, dat kan variëren in de tijd voor wat betreft aard en locaties;
 - (4) naast veel puntbronnen komen ook vlakbronnen (industrieterreinen, parken) en lijnbronnen (waterlopen, rioolbuizen, wegen) voor;
 - (5) slechts een aantal van de potentiële vervuilingsbronnen is duidelijk identificeerbaar;
 - (6) er zijn mogelijk vele vervuilende stoffen, waarvan de concentraties variëren in de tijd;
 - (7) lokale vuilpluimen kunnen zorgen voor een grillige ruimtelijke verspreiding van diverse typen vervuiling. Het zal daardoor niet mogelijk zijn die ruimtelijke verspreiding goed in beeld te brengen met statistische interpolatiemethoden (zoals kriging);
 - (8) de vervuilende stoffen kunnen verschillende soorten interacties vertonen met de ondergrond;
 - (9) de vele onzekerheden i.v.m. de voorgaande punten leiden tot een grote onzekerheid over de ontwikkeling van de ruwwaterkwaliteit en daarmee over het afbreekrisico van de winning.

9.3 Stap 1: Informatieanalyse

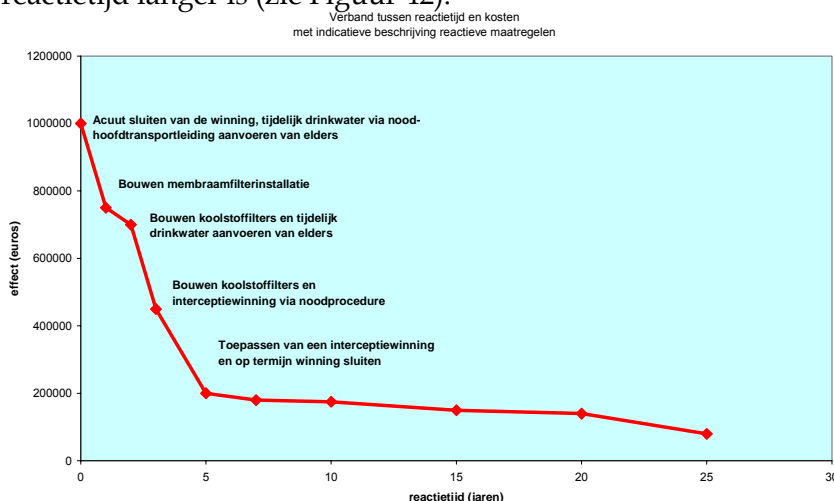
De stedelijke grondwaterkwaliteit kent veelsoortige bedreigingen. Doorgaans is daar onvoldoende zicht op, waardoor het winnen van stedelijk grondwater gepaard gaat met een groot afbreekrisico door een te slechte ruwwaterkwaliteit. Een waterbedrijf dat stedelijk grondwater wint, zal dat risico uiteraard willen terugdringen. Het risico wordt bepaald door: (1) niet-instelbare factoren en (2) instelbare factoren (zie Figuur 41).

De niet-instelbare factoren zijn de geohydrologische en geohydrochemische eigenschappen van het betreffende intrekgebied, de aard en locaties van de vervuilingsbronnen die daarin voorkomen en de eigenschappen en concentraties van de vervuilende stoffen die afkomstig zijn van deze bronnen. De door het waterbedrijf instelbare factoren zijn de locaties van de pompputten, de omvang van de winning, de bijbehorende zuiveringsinstallatie en het meetsysteem van de grondwaterkwaliteit, bestaande uit de combinatie van een meetnet grondwaterkwaliteit en een voorspelmodel ruwwaterkwaliteit.



Figuur 41 Indeling van de factoren die van invloed zijn op het afbreekrisico door een te slechte ruwwaterkwaliteit.

Door een geschikte keuze van de locatie en de omvang van de winning kan het afbreekrisico door de nadelige effecten op de ruwwaterkwaliteit van de bovengenoemde niet-instelbare factoren al enigszins worden verkleind. Een verdere verkleining van dat risico kan worden bewerkstelligd door de zuiveringsinstallatie en het meetsysteem van de grondwaterkwaliteit zoveel mogelijk af te stemmen op de niet-instelbare factoren. In dit hoofdstuk gaan wij verder alleen in op de mogelijkheden die een geschikte inrichting van het meetsysteem grondwaterkwaliteit biedt, zodanig dat meer kennis ontstaat over de bedreigingen van de grondwaterkwaliteit en de betekenis daarvan voor de toekomstige ruwwaterkwaliteit. Als het bedrijf tijdig weet welke stoffen in het ruwwater, wanneer, in welke concentraties en hoe lang kritische grenzen zullen overschrijden, dan kan het adequate maatregelen treffen. De kosten van de maatregelen zullen doorgaans minder zijn naarmate de reactietijd langer is (zie Figuur 42).

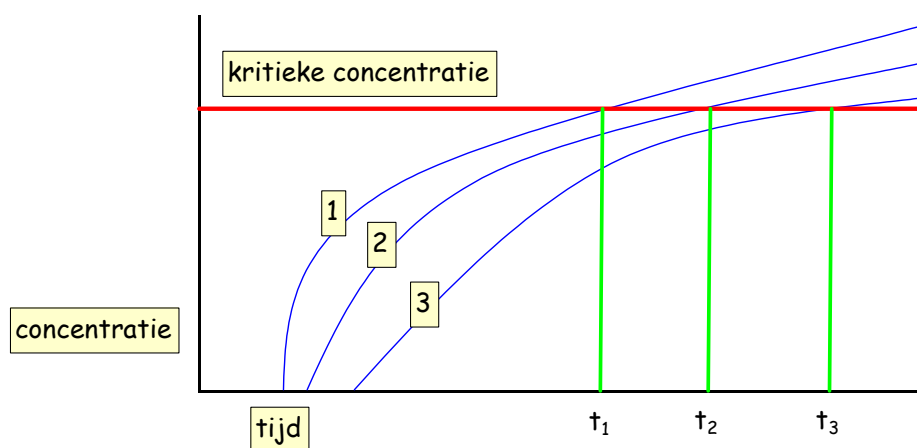


Figuur 42 Fictief voorbeeld van het verband tussen de reactietijd die resteert vóórdat een stof een kritische grens gaat passeren en de kosten van maatregelen om de drinkwatervoorziening veilig te stellen.

Een geschikte doelstelling voor het meetsysteem grondwaterkwaliteit bij stedelijke grondwaterwinning is dan een minimalisering van het afbreekrisico door een te slechte ruwwaterkwaliteit, gegeven een bepaald budget.

9.3.1 Toelichting op het kwantificeren van het afbreekrisico

Als het waterbedrijf vóóraf een verantwoord besluit over een grondwaterwinning wil kunnen nemen en ook tijdens de exploitatie verantwoorde besluiten over aanpassingen of zelfs afbreken wil kunnen nemen, dan heeft het al vanaf de planfase regelmatig een actuele kwantificering nodig van het afbreekrisico door een te slechte ruwwaterkwaliteit. Dit risico hangt af van de snelheid waarmee een ontoelaatbare vervuiling van het ruwwater optreedt. Als we bij het voorspellen van de concentratieontwikkeling rekening houden met onzekerheden, krijgen we te maken met verschillende mogelijke ontwikkelingen van de concentratie. Figuur 43 toont voor een bepaalde stof drie van de (vele) mogelijke ontwikkelingen van de concentratie in het ruwwater, zoals berekend met het meetsysteem grondwaterkwaliteit incl. verdiscontering van de onzekerheden. De figuur toont tevens de kritieke concentratie (horizontale lijn), die afhangt van de capaciteit van de zuivering. Zodra de concentratie de kritieke concentratie overschrijdt is er sprake van een ontoelaatbare vervuiling. De tijd vanaf het beschikbaar komen van deze voorspellingen tot het overschrijden van de kritieke concentratie is de reactietijd van het waterbedrijf (voor die stof). De hierboven beschreven doelstelling van een meetsysteem is gericht is op het afbreekrisico en is bij uitstek relevant in een stedelijke omgeving met een relatief hoge kans op puntverontreinigingen. Voor een beschrijving van de overige doelen van een meetsysteem wordt verwezen naar [Baggelaar, 1992] en [Broers, 2002].

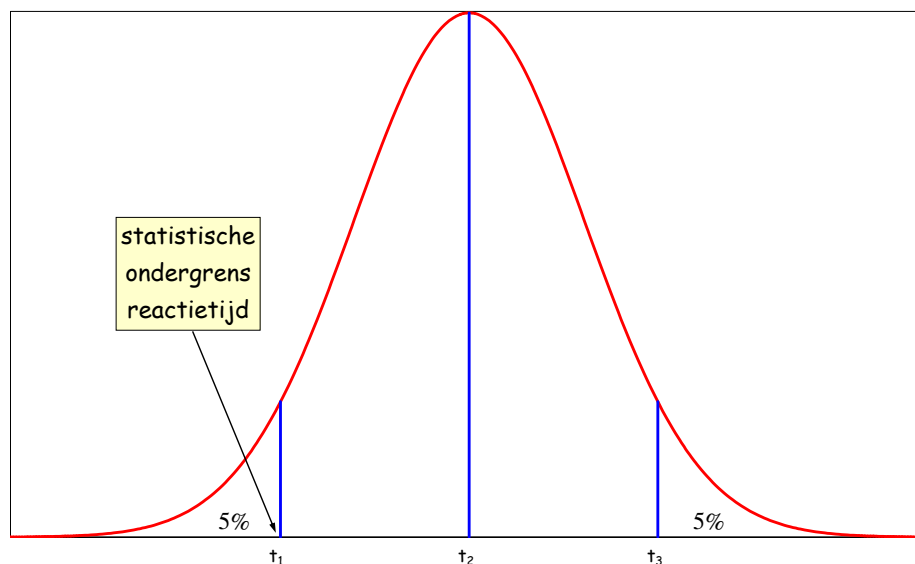


Figuur 43 Drie mogelijke ontwikkelingen van de concentratie van een bepaalde stof in het ruwwater. De reactietijd die het waterbedrijf heeft (voor deze stof) is de tijd vanaf het beschikbaar komen van de voorspellingen tot het overschrijden van de kritieke concentratie.

We zien in Figuur 43 dat elke mogelijke ontwikkeling van de concentratie een andere reactietijd geeft (t_1 , t_2 , t_3 , etc.). Als we door rekening te houden met alle onzekerheden elke mogelijke ontwikkeling van de concentratie kunnen schetsen, krijgen we een beeld van de kansverdeling van de reactietijd. Stel dat t_1 , t_2 en t_3 in Figuur 43 door respectievelijk 5%, 50% en 95% van alle berekende reactietijden worden onderschreden en dat het een normale kansverdeling betreft, dan kunnen we de kansverdeling van de reactietijd afbeelden zoals in Figuur 44. Het uiterste minimum van deze kansverdeling zal doorgaans onpraktisch laag zijn. Het is daarom pragmatischer om bij de besluitvorming uit te gaan van een reactietijd met een nog acceptabele onderschrijdingskans, zoals 5% (zie Figuur 44). Deze zullen we aanduiden als de *statistische ondergrens van de reactietijd*. Als onze vooronderstellingen over alle onzekerheden juist zijn en het gehanteerde voorspelmodel de geohydrologische en geohydrochemische situatie voldoende verdisconteert, dan is er 95% kans dat de reactietijd *minstens* gelijk is aan deze statistische ondergrens.

9.3.2 Doelfunctie voor optimalisatie van het meetsysteem

De statistische ondergrens van de reactietijd kunnen we opvatten als een kwantitatieve maat voor de effectiviteit van het meetsysteem grondwaterkwaliteit (voor de betreffende stof). Daarmee kan dan ook de ideale doelfunctie voor optimalisatie worden gedefinieerd: het meetsysteem is optimaal als de over alle stoffen laagste statistische ondergrens van de reactietijd maximaal is, gegeven een bepaald budget.



Figuur 44 De kansverdeling van de reactietijd gegeven alle onzekerheden, bepaalt het afbreekrisico van een grondwaterwinning

Een belangrijk kengetal voor besluitvorming over de winning is de statistische ondergrens van de reactietijd, aangezien de reactietijd met 95% kans minstens daaraan gelijk zal zijn, vooropgesteld dat onze vooronderstellingen over alle onzekerheden juist zijn en het gehanteerde voorspelmodel de geohydrologische en geohydrochemische situatie voldoende verdisconteert.

De over alle stoffen laagste statistische ondergrens van de reactietijd is een functie van de volgende factoren: (1) de *werkelijke* toekomstige ontwikkelingen van de concentraties van alle stoffen in het ruwwater; (2) de frequentie waarmee wij deze toekomstige ontwikkelingen voorspellen en (3) de onzekerheden van onze voorspellingen.

De inrichting van het meetsysteem grondwaterkwaliteit zal via de bovengenoemde punten 2. en 3. invloed uitoefenen op de over alle stoffen laagste statistische ondergrens van de reactietijd. Desondanks is het helaas niet mogelijk om langs theoretische weg de optimale inrichting van het meetsysteem af te leiden. Dit komt doordat de over alle stoffen laagste statistische ondergrens van de reactietijd niet alleen afhangt van de configuratie van het meetnet, maar ook van de ontwikkeling van de samenstelling van het grondwater in het beschouwde gebied. Bij een theoretische exercitie kan namelijk nog wel worden beoordeeld wat een theoretische configuratie van het meetnet betekent voor de onzekerheden van voorspellingen, maar om daarbij ook daadwerkelijk de voorspellingen te kunnen doen (dit is immers nodig om de over alle stoffen laagste statistische ondergrens van de reactietijd te kunnen vaststellen), is tevens de uitvoer van het fictieve meetnet nodig, in de vorm van de met het meetnet vastgestelde ruimtelijke en temporele verdelingen van de concentraties van alle relevante stoffen.

Het is dus niet mogelijk om het meetsysteem grondwaterkwaliteit te optimaliseren naar de ideale doelfunctie. Het kan echter wel worden geoptimaliseerd naar een doelfunctie die dat ideaal benadert, namelijk: het meetsysteem is optimaal als over de relevante stoffen beschouwd de maximale standaardafwijking van de voorspelfout van de ruwwaterconcentratie van een periode x na nu minimaal is, gegeven een bepaald budget. De keuze van de periode x hangt af van het verband tussen de reactietijd die het waterbedrijf resteert vóórdat een stof een kritische grens gaat passeren en de kosten van de maatregel om de drinkwatervoorziening veilig te stellen. Bij een verband zoals weergegeven in Figuur 42 zou bijvoorbeeld vijf jaar een geschikte keuze zijn voor x , aangezien het verscherpen van het beeld op een langere termijn doorgaans nog maar weinig financieel voordeel biedt, maar vermoedelijk wel veel meer meetinspanning vergt.

Het is overigens niet ongebruikelijk dat een ideale doelfunctie bij het optimaliseren moet worden vervangen door een daarvan afgeleide doelfunctie, die wél als richtpunt voor optimalisatie kan dienen. [Loaiciga et al., 1992] refereren hieraan bij hun inventarisatie van manieren om meetnetten grondwaterkwaliteit te ontwerpen (zij spreken daarbij van het *ultieme* doel en van het *surrogaat* doel). In het algemeen geldt dat de gekozen doelfunctie adequaat moet zijn afgestemd op eventuele te nemen beslissingen die genomen moeten worden. In het geval van een meetsysteem hebben de randvoorwaarden betrekking op tijdigheid, nauwkeurigheid, volledigheid en betrouwbaarheid van de informatie waarop besluiten worden gebaseerd. Welke eisen aan de informatie worden gesteld is in laatste instantie een beleidsvraag die niet door een technicus kan worden beantwoord.

9.3.3 *Methoden om het meetsysteem te optimaliseren*

In 9.3.4 zullen wij de hoofdlijnen schetsen van een methode om het meetsysteem grondwaterkwaliteit te optimaliseren naar bovengenoemde afgeleide doelfunctie, namelijk het stoftransportmodel met statistische simulatie. Naar wij hebben kunnen nagaan is deze methode nog niet in de praktijk ingezet voor de optimalisatie van een meetsysteem grondwaterkwaliteit bij een stedelijke grondwaterwinning. Gezien de complexiteit van een stedelijke grondwaterwinning, de veelheid aan mogelijke vervuulingsbronnen en de veelheid aan mogelijke vervuilingen, is ook nog niet goed in te schatten of het mogelijk is om met deze methode bruikbare resultaten te krijgen en welke inspanning dat zal kosten. Wij adviseren daarom dit aan de praktijk te toetsen in een volgende fase van dit project. Aangezien de bovengenoemde methode zeer bewerkelijk is en het bovendien nog niet zeker is of deze bruikbare resultaten op kan leveren, presenteren wij tevens een minder formele aanpak, die sterk leunt op kwalitatieve inzichten (9.3.5). Door de kwalitatieve invalshoek kan met deze aanpak niet meer wiskundig worden geoptimaliseerd naar de eerder genoemde 'afgeleide doelfunctie', maar kan er wel worden aangenomen dat deze methode tot een efficiënte meetinspanning leidt.

9.3.4 *Stoftransportmodel met statistische simulatie*

Met een stoftransportmodel kan de ontwikkeling van de concentratie van een stof in het ruwwater worden voorspeld. Doorgaans wordt een dergelijk model deterministisch gehanteerd, in de zin dat aan elke modelparameter en elke invoerparameter slechts één vaste waarde wordt toegekend, alsof we daarvan volkomen zeker zijn. Deze aanpak levert dan ook slechts één voorspeld toekomstig verloop op van de concentratie. Aangezien het onmogelijk is om zeker te zijn over alle model- en invoerparameters, ligt het meer voor de hand die onzekerheden tot uiting te laten komen in de modeluitkomsten. Dit kan worden bewerkstelligd door:

- a) voor elke onzekere model- of invoerparameter de kansverdeling van mogelijke waarden te definiëren;
- b) de onderlinge correlaties van de onzekere modelparameters te definiëren, evenals die van de onzekere invoerparameters;
- c) het stoftransportmodel te voeden met een groot aantal trekkingen uit de kansverdelingen van alle model- en invoerparameters, rekening houdende met onderlinge correlaties.

Deze statistische simulatie levert een groot aantal voorspellingen op van het toekomstig verloop van de ruwwaterconcentratie van de betreffende stof, waaruit ook de onzekerheid van de voorspellingen volgt als standaardafwijking van de voorspelfout van de ruwwaterconcentratie over bijvoorbeeld vijf jaar). De invloed van een bepaalde inrichting van het meetnet grondwaterkwaliteit op de genoemde onzekerheid kan vervolgens worden bepaald door tevens de resultaten van dat meetnet mee te nemen bij het voorspellen van de ruwwaterconcentratie van de stof. Aangezien het een fictief meetnet betreft moeten aannamen worden gedaan over zijn meetresultaten. We gaan er vooralsnog vanuit dat de geldigheid van die aannamen weinig tot geen invloed heeft op de voor het meetnet afgeleide

standaardafwijking van de voorspelfout van de ruwwaterconcentratie, doordat niet zozeer de gemeten grondwaterconcentratie daar invloed op heeft, maar wel het feit dat op bepaalde punten in tijd en ruimte de grondwaterconcentratie bekend is (oftewel dat we op elk van die punten de onzekerheid over de concentratie hebben teruggebracht tot 0). Het ligt voor de hand de uiteindelijke meetlocaties en -momenten te selecteren op die punten in ruimte en tijd waar door reductie van onzekerheden over de grondwaterkwaliteit de grootste reductie van de standaardafwijking van de voorspelfout van de ruwwaterconcentratie behaald wordt. Dit kan met 'trial and error', maar gezien het vrijwel onbeperkte aantal keuzemogelijkheden zal het veel efficiënter zijn om hiervoor een heuristische optimalisatietechniek te hanteren, zoals een genetisch algoritme [Vink and Schot, 2000 and 2002]. Let wel dat deze exercitie per stof of stofsoort moet worden gedaan. Het optimale meetnet is dan datgene waarbij over de relevante stoffen beschouwd de maximale standaardafwijking van de voorspelfout van de ruwwaterconcentratie van vijf jaar na nu minimaal is, gegeven een bepaald budget. Deze statistische simulatie spreekt aan door haar grote flexibiliteit. We moeten ons echter realiseren dat het stoftransportmodel hierbij een zwakke schakel vormt, aangezien veel geochemische en biologische processen in de ondergrond nog onvoldoende begrepen worden. Een ander zwak punt is dat het moeilijk is om voor elke onzekere model- of invoerparameter de kansverdeling van waarden te definiëren, evenals de onderlinge correlaties van die kansverdelingen. Het is daarom niet bij voorbaat te zeggen in hoeverre deze aanpak tot verantwoorde resultaten leidt bij een stedelijke grondwaterwinning, gezien de complexiteit van die situatie. Het is tenslotte van belang dat het optimaliseren een iteratief proces is, aangezien een door ons geoptimaliseerd meetsysteem slechts optimaal is *gegeven* de op dat moment beschikbare informatie over het beschouwde gebied. Bij elke meetronde komt er weer nieuwe informatie over het gebied beschikbaar die tot andere inzichten kan leiden.

9.3.5 *Semi-kwantitatieve aanpak*

Als de situatie té complex mocht blijken voor bovenstaande methode, dan resteert een semi-kwantitatieve aanpak, waarbij lacunes in kwantitatieve informatie worden ingevuld op basis van kwalitatieve expertkennis. Resultaten van de ruimtelijk gedifferentieerde risico-analyse kunnen ook gebruikt worden om lacunes in kwantitatieve kennis op te vullen. De mogelijke contouren van een dergelijke semi-kwantitatieve aanpak zijn de volgende:

1. stel met een grondwatermodel het intrekgebied vast van de winning, indien mogelijk met verdiscontering van de onzekerheden, bijvoorbeeld door voor elk knooppunt van het grondwatermodel de kans aan te geven dat het betreffende punt deel uitmaakt van het intrekgebied (zie paragraaf 9.3.1);
2. breng de risico's op grondwaterverontreiniging, de risicoreducerende effecten van bodempassage en zuivering in kaart volgens de Respond methodiek (zie hoofdstuk 8);

3. maak per prioritaire stof van de Respond analyse een digitale 3-D kaart met de ruimtelijke verdeling van het risico voor de drinkwaterwinning. Per knooppunt is dit risico berekend uit de volgende vier grootheden:
 - a. de kans dat het betreffende punt deel uitmaakt van het intrekgebied;
 - b. de risicoscore aan maaiveld;
 - c. de risicoreductie tijdens de bodempassage door zowel chemische als hydrologische processen;
 - d. de zuiveringspassagescore;
4. gebruik per stof deze ruimtelijke verdeling van de risico's als invoer voor een stoftransportmodel - net alsof het de ruimtelijke verdeling van de concentratie van een bepaalde conservatieve stof betreft. Gebruik daarbij reactietijd-effect krommen om het risico voor de winning te bepalen (zie Figuur 42).
5. voorspel met het resultaat van punt 4. het risico voor de drinkwaterwinning op alle knooppunten van het model en voor verschillende tijdstippen. Dit geeft een driedimensionaal tijdsbeeld van het risico;
6. voorspel met het resultaat van punt 4. het toekomstige verloop van het geïntegreerde risico voor de reinwaterkwaliteit;
7. gebruik tenslotte het driedimensionale tijdsbeeld om het meetnet grondwaterkwaliteit in te richten. Richt de meetinspanning op die punten in tijd en ruimte waar het rendement van risicoreducerende maatregelen, - waar metingen van de grondwaterkwaliteit ook toe behoren - het grootste is. In praktische zin betekent dit dat de metingen erop gericht dienen te zijn een eventuele aanstaande normoverschrijding zo vroeg mogelijk te signaleren.

De methode leent zich ook voor een 'quick scan'

Met de eerste zes stappen van deze methode kan een 'quick scan' worden uitgevoerd van een beoogde winlocatie en kunnen ook meerdere winlocaties worden vergeleken op basis van de berekende geïntegreerde risico's voor de reinwaterkwaliteit.

9.4 Stap 2: Voorstudie

In de voorstudie is het zaak alle informatie over het gebied te verzamelen die nodig is om tot een goede inrichting van het meetnet te komen en om een goed voorspelmodel van de ruwwaterkwaliteit te ontwikkelen. Van belang daarbij zijn vooral de volgende gebiedskenmerken:

- a. de grondwaterstroming en de ligging van het intrekgebied;
- b. de belasting van het grondwater;
- c. de grondwaterkwaliteit;
- d. de reactiviteit van de ondergrond.

9.4.1 *Grondwaterstroming en ligging intrekgebied*

De voorstudie vangt aan met vast te stellen waar het opgepompte grondwater vandaan komt, zodat we vervolgens kunnen nagaan welke bedreigingen van de ruwwaterkwaliteit er in dat intrekgebied zijn. Gezien de doorgaans lange reistijden van grondwater is het nodig hierbij ook de historische ontwikkeling van het intrekgebied te reconstrueren, opdat we een beeld krijgen van alle vervuilingsbronnen die relevant zijn, zowel de huidige als de historische.

We moeten er bij deze analyse ook rekening mee houden dat de kenmerken van de bovenkant van het geohydrologisch systeem in de loop der tijd kunnen zijn veranderd, door voortgaande verstedelijking en/of herinrichting van de bebouwde omgeving. Verder kan ook de hoeveelheid grondwateronttrekking zijn veranderd. Beide verschijnselen leiden tot wijzigingen van het intrekgebied van de winning.

Het intrekgebied kan men reconstrueren met stroombaan- of transportberekeningen op basis van een serie stationaire modelleringen van de grondwaterstroming, die voldoende ver teruggaan in de tijd en met tijdstappen die zijn afgestemd op de snelheid van de hydrologische veranderingen van het systeem (zoals vijf of tien jaar). Bij voorkeur worden hierbij ook de onzekerheden over de door het model gehanteerde bodemconstanten verdisconteerd in de uitkomsten. Dit kan bijvoorbeeld met Monte Carlo-simulatie, waarbij steeds trekkingen worden gedaan uit de veronderstelde kansverdelingen van de bodemconstanten. Per tijdstip resulteert dit in een kaart van het onderzoeksgebied waarop voor elk knooppunt van het grondwatermodel de kans is aangegeven dat het betreffende punt op dat tijdstip deel uitmaakte van het intrekgebied (zie bijvoorbeeld [Kooiman, 1997]).

9.4.2 *Belasting grondwater*

Vervolgens is het zaak alle huidige en historische potentiële vervuilingsbronnen te inventariseren, met de veronderstelde bijbehorende vervuilende stoffen en hun concentraties, voorzover ze nog risico's inhouden gezien de beoogde vorm van zuivering. Dit dient te geschieden voor elk afzonderlijk tijdstip dat door het bovenvermelde grondwatermodel is gehanteerd. Het is raadzaam hiervoor ondermeer de gegevensbestanden van de gemeente en de provincie over bodem- en grondwaterverontreinigingen te raadplegen.

Afhankelijk van de te hanteren optimalisatiemethode van het meetsysteem grondwaterkwaliteit dienen ook de onzekerheden over de locaties van vervuilingsbronnen, vervuilende stoffen en hun concentraties te worden verdisconteerd. Zo mogelijk dient per tijdstip en per knooppunt van het grondwatermodel de kans te worden aangegeven dat het betreffende punt op dat tijdstip een vervuilingsbron vormde, en dient tevens de kansverdeling van de concentratie te worden aangegeven (een stof die niet bij de betreffende bron past heeft dan bijvoorbeeld voor elke mogelijke concentratie de kans nul).

9.4.3 Grondwaterkwaliteit

In het geval van mogelijk ernstige vervuilingen van het grondwater is het raadzaam de onzekerheden te verkleinen met gerichte meetcampagnes om de ruimtelijke verdeling van de grondwaterkwaliteit vast te stellen. Bij serieuze vervuilingbronnen is het ook zaak om de locatie, omvang en concentratieverdeling van vuilpluimen vast te stellen. Hiervoor zijn enkele statistisch onderbouwde steekproefmethoden beschikbaar [Gilbert, 1987]. Bij één van deze methoden kan aanvullend ook nog gebruik worden gemaakt van expertkennis over de mogelijke eigenschappen van de vuilpluim.

9.4.4 Reactiviteit van de ondergrond

Van elke stof die in het gebied kan voorkomen en een risico vormt gezien de beoogde zuivering, dient bekend te zijn in welke mate deze interacties kan vertonen met de ondergrond. Ook hier dienen zonnodig onzekerheden te worden verdisconteerd, door kansverdelingen te postuleren van reactieconstanten.

9.5 Stap 3: Ontwerp van het meetnet

Het ontwerpen van het meetnet houdt in dat we antwoorden geven op de vragen *wat* (welke stoffen), *wáár* (welke meetlocaties) en *wannéér* (welke meetfrequenties) bemonsterd moet worden. Het meetnetontwerp dient uiteraard rekening te houden met de invoerwensen van het te hanteren voorspelmodel van de ruwwaterkwaliteit.

9.5.1 Afleiden samenstelling analysepakket

Aangezien de analysekosten doorgaans de bulk vormen van de kosten van een meetsysteem grondwaterkwaliteit, dient het zo doelgericht mogelijk te worden vastgesteld. Het meetnet moet routinematig alle stoffen beschouwen die *mogelijk* de reinwaterwaliteit bedreigen. Welke stoffen dat zijn kan worden afgeleid uit de voorstudie en de te hanteren zuivering. Ter aanvulling is het aan te bevelen om met een lagere frequentie een uitgebreider analysepakket te hanteren, om te bezien of er bedreigingen zijn bijgekomen. Het eerste, routinematig te hanteren strakke pakket kunnen we aanduiden als het *toetspakket*, terwijl het tweede, laagfrequenter te hanteren brede pakket is aan te duiden als het *exploratiepakket*. Het is overigens aan te bevelen om al in de voorstudiefase een exploratiepakket te hanteren, om het zo belangrijke beeld van de uitgangssituatie te verscherpen.

9.5.2 Afleiden meest geschikte meetlocaties

De meest geschikte meetlocaties moeten worden bepaald met één van de methoden om het meetsysteem grondwaterkwaliteit te optimaliseren (zie paragraaf 9.3.3). Behalve de metingen van de grondwaterkwaliteit in het intrekgebied, zijn uiteraard ook de metingen van de ruwwaterkwaliteit van belang, ondermeer om een gebruikt stoftransportmodel te kunnen ijken. Houd er wel rekening mee dat de representativiteit van een grondwatermonster zal afhangen van: 1) de filterlengte, 2) de onttrekkingshoeveelheid bij het bemonsteren en 3) het al of niet mengen van meerdere monsters.

9.5.3 Afleiden meest geschikte meetfrequentie(s)

Ook de meest geschikte meetfrequenties moeten worden bepaald met één van de methoden om het meetsysteem grondwaterkwaliteit te optimaliseren (zie 9.3.3).

9.6 Stap 4: Vastleggen procedures

De vierde stap van het opzetten van het meetsysteem grondwaterkwaliteit omvat het vastleggen van de procedures voor alle handelingen die de informatiestroom aandrijven. Die handelingen zijn: 1) bemonsteren van het grondwater, 2) analyseren van het monster in het laboratorium, 3) controleren en opslaan van de analyseresultaten, 4) verwerken van de ruwe data tot de gewenste informatie (hier is dat het voorspellen van de ruwwaterkwaliteit) en 5) rapporteren van de gewenste informatie aan de doelgroep.

De procedures garanderen dat het meetsysteem op de gewenste tijdstippen de gewenste informatie levert aan de doelgroep van die informatie. Verder voorkomen de procedures dat de informatie wordt vertroebeld door tussentijdse veranderingen in aanpak bij bijvoorbeeld het bemonsteren of het analyseren.

Voor wat betreft het bemonsteren van het grondwater (handeling 1) en het analyseren van het monster in het laboratorium (handeling 2) kan doorgaans direct gebruik worden gemaakt van al bestaande bemonsterings- en analyseprocedures. Voor het controleren en opslaan van de analyseresultaten (handeling 3) zal in de meeste gevallen nog een procedure op maat moeten worden opgesteld. Het is aan te bevelen de controle zodanig uit te rusten met hardwarematige en softwarematige filters, dat de database met meetresultaten niet vervuild raakt met duidelijke bemonsterings-, meet- of transcriptiefouten. Het verwerken van de ruwe data tot de gewenste informatie (handeling 4) geschiedt met het voorspelmodel ruwwaterkwaliteit. Voor het rapporteren van de gewenste informatie aan de doelgroep (handeling 5) dient tenslotte een procedure te worden opgesteld, die de frequentie, opmaak en globale inhoud vastlegt van de rapportage.

9.7 Stap 5: Exploiteren meetsysteem

Zodra het meetnet is ingericht, kan met zijn exploitatie worden begonnen. Dit betekent dat de informatiestroom van bemonsteren tot en met rapporteren in werking wordt gesteld.

9.8 Stap 6: Optimaliseren meetsysteem

Nieuwe meetwaarden uit het beschouwde gebied kunnen aanleiding geven tot bijstelling van het ruimtelijke vervuilingsbeeld, of ze kunnen een tot dan toe onvermoede vervuilingsbron openbaren. Ook kan de nieuwe informatie aanleiding geven om het stoftransportmodel aan te passen. Na een bepaald aantal meetronden (en de daaraan gekoppelde rapportageronden) dient daarom steeds te worden nagegaan of er inmiddels voldoende aanvullende informatie beschikbaar is gekomen om het meetsysteem verder te optimaliseren. Een door ons geoptimaliseerd meetsysteem is immers slechts optimaal *gegeven* de op dat moment beschikbare informatie over het beschouwde gebied.

10 Kosten en baten van stedelijke waterwinning

10.1 Samenvatting

Naast financiële, zijn er andere categorieën van kosten en baten die een belangrijke rol spelen bij de keuze van een winlocatie. In algemene zin is een stedelijke winning in vergelijking met een landelijke grondwaterwinning interessant om de volgende redenen:

- kortere transportafstanden, dus minder investeringen in transportleidingen, lagere exploitatiekosten van het transportsysteem en een lager energieverbruik voor transport
- minder schade aan grondwaterafhankelijke vegetatie door verdroging
- goede inpasbaarheid in het landschap
- meer maatschappelijk draagvlak bij landbouworganisaties
- waarschijnlijk meer maatschappelijk draagvlak bij natuurorganisaties

Wanneer een nevenfunctie kan worden vervuld in de waterbeheersing, bijvoorbeeld door grondwateroverlast te helpen voorkomen, dan gelden de volgende voordelen:

- meer bestuurlijk draagvlak bij waterbeherende organisatie(s)
- mogelijk reductie van de netto kosten door bijdragen van waterbeherende organisaties en door reductie of ontheffing van de grondwaterbelasting

In algemene zin is een stedelijke winning ongunstig in vergelijking met een landelijke winning om de volgende redenen:

- grotere kans op verontreiniging van het ruwwater door puntverontreinigingen;
- grotere kans op verspreiding van verontreinigingen als gevolg van grondwateronttrekking;
- meer zuivering benodigd, daardoor in het algemeen hogere financiële en milieukosten voor dit onderdeel door een hoger gebruik van energie, chemicaliën, een hogere productie van reststoffen en een grotere complexiteit van het productieproces
- hogere investeringen en exploitatiekosten benodigd voor pompstation en zuivering
- mogelijk minder draagvlak bij consumenten omdat consumenten drinkwater verkiezen dat is bereid uit het "zuiverste" grondwater.

Een concrete vergelijking van de kosten en baten van verschillende productiescenario's kan alleen worden uitgevoerd in een locatiespecifieke context. Uiteindelijk bepaalt de lokale beschikbaarheid van productie-alternatieven in hoeverre een stedelijke winning een interessante optie is.

10.2 Criteria van drinkwaterbedrijven

In 1997 is een studie uitgevoerd door Kiwa in samenwerking met enkele drinkwaterbedrijven, naar doelen en criteria van de drinkwaterbedrijven bij waarderingen van de geschiktheid van winlocaties [Kiwa, 1997]. Deze criteria zijn geïnventariseerd tijdens panelsessies. Het belang van de verschillende criteria is tijdens de sessies onderzocht door de betrokken personen impliciet gewichten aan de criteria te laten toekennen door middel van *paarsgewijze vergelijking* (pairwise comparison). Paarsgewijze vergelijking is een bekende waarderingstechniek om gewichten toe te kennen aan criteria die niet gemakkelijk in financiële waarden uitgedrukt worden.

De kosten en baten die relevant zijn bij beoordeling van winlocaties hebben niet uitsluitend betrekking op financiële kosten en baten, maar ook op andere kostencategorieën (zie Tabel 26). De criteria die bij de waterbedrijven zijn geïnventariseerd tijdens de zogenaamde "Crime-DAV sessies" [Kiwa, 1997] bieden een handzaam raamwerk om een eerste verkenning van de haalbaarheid en wenselijkheid van stedelijke winningen uit te voeren. De criteria verwijzen naar de doelen die voor de waterbedrijven van belang zijn bij de beoordeling van alternatieve winlocaties.

In onderstaande Tabel 26 zijn de criteria opgesomd die tijdens de sessies gewaardeerd zijn door vertegenwoordigers van de drinkwaterbedrijven. De gewichten die aan de verschillende criteria tijdens de workshops zijn gegeven zijn uiteraard subjectief en onderhevig aan veranderingen. In de tabel is het gemiddelde van een aantal verschillende panelsessies met vertegenwoordigers van waterbedrijven gepresenteerd, om een indruk te geven van de *communis opinio* in 2001.

Tabel 26 Waarderingen van criteria volgens de CRIME-DAV systematiek [Kiwa 1997]

Criteria (effectcategorie)	Gemiddelde waardering van de importantie per categorie (%) ³
Kwaliteits- en gezondheidsaspecten	37
Bedrijfsvoeringsaspecten	10
Milieu	13
Natuur	10
Landschap	5
Ruimtegebruik	4
Economie	11
Bestuurlijk-juridische en organisatorische aspecten	3
Maatschappelijke aspecten	10

Een nadere specificatie van de CRIME-DAV criteria is opgenomen in Tabel 27, waarbij door de auteurs van dit rapport een verkennende vergelijking is uitgevoerd tussen een gemiddelde winlocatie van grondwater in stedelijk

³ Deze waardering is het rekenkundige gemiddelde van enkele afzonderlijke panelsessies in 1997.

gebied en een gemiddelde winlocatie van grondwater in landelijk gebied. Relatieve voordelen van een stedelijke winning ten opzichte van een landelijke winning zijn aangemerkt met een '+', in het tegengestelde geval met een '-'. Aspecten die bij gemiddelde gevallen niet als voordeel, maar ook niet als nadeel worden gekenmerkt zijn aangegeven met een '0'.

Tabel 27 *Verkennde vergelijking van een gemiddelde stedelijke winlocaties met een gemiddelde landelijke winlocaties*

Criteria	Waardering stedelijke winning t.o.v landelijke	Commentaar
1. Kwaliteits en Gezondheidsaspecten		
1.a herkenbaarheid verontreinigingen (kans op onbekende stoffen)	-	
1.b normonderschrijding	0	de gemiddelde normonderschrijding hangt niet alleen af van de kwaliteit van de grondstof, maar ook van de aard van de zuivering. Zeer in het algemeen beoordeeld zal stedelijk grondwater eerder verhoogde concentraties oplosmiddelen en minerale oliën kunnen bevatten, terwijl landelijk grondwater mogelijk eerder een verhoogde concentratie nutriënten en bestrijdingsmiddelen zal bevatten.
1.c introductie nieuwe stoffen door zuivering	0	
1.d gebruiksgenot (klanttevredenheid t.a.v. temperatuur, smaak, geur, troebeling, waterdruk)	0	
2. Bedrijfsvoeringsaspecten		
2.a complexiteit	-	een zwaardere zuivering impliceert een complexere bedrijfsvoering
2.b leveringszekerheid (kunnen tegemoetkomen aan toename van de vraag door goed beschermde voorraad en koppeling met andere stations)	0	de bescherming van een gemiddelde stedelijke winning is minder goed dan van een gemiddelde landelijke, maar de koppeling met andere stations is mogelijk beter dan bij landelijk stations.
2.c kans op langdurige uitval van de bron door verontreiniging (e.g. nucleair, calamiteiten)	-	de kans op een calamiteit is in een gemiddelde stedelijke omgeving groter dan in een gemiddelde landelijke omgeving

Criteria	Waardering stedelijke winning t.o.v landelijke	Commentaar
2.d flexibiliteit (mogelijkheden om in te spelen op veranderingen van de vraag: liever veel kleine winningen dan 1 grote))	0	
3. Milieu		
3.a energieverbruik zuivering	0/-	
3.b energieverbruik transport	+	een stedelijke winning is op korte afstand van de vraagpunten gelegen
3.c productie van niet herbruikbaar bedrijfsafval	0	
3.d productie van gevaarlijk afval (zoals arseenrijk ontijzeringsslib)	0	
3.e grondstoffenverbruik (zoals koolchemicaliën en filtermateriaal)	-	een gemiddelde stedelijke winning heeft een zwaardere zuivering dan een gemiddelde landelijke winning
3.f beïnvloeding van milieucompartimenten (zoals bijv. Bij diepinfiltratie)	0	
4. Natuur		
4.a effecten vegetatie	+	
4.b effecten fauna	+	
5. Landschap		
5.a inpasbaarheid	0	
5.b cultuurhistorische waarden landschap	+	
5.c mogelijkheden tot landschapsbouw en herstel landschap	0	
5.d niet-visuele aantasting landschap (zoals vergraving)	+	
6. Ruimtegebruik		
6.a permanent direct ruimtegebruik exclusief	0	
6.b semi- exclusief ruimtegebruik (zoals gwbb)	0	
6.c niet-exclusief gebruik van de ruimte (zoals leidingstroken)	+	
7. Economie		
7.a ontwerp	-	in een stedelijke omgeving is de beschikbare ruimte om te bouwen schaarser en de benodigde zuivering is gemiddeld zwaarder; kostenverschillen voor zuivering hebben een grootteorde

Criteria	Waardering stedelijke winning t.o.v landelijke	Commentaar
		van 0.2 €/m ³
7.b investering pompstation	-/+	de kosten van grond in een stedelijke omgeving zijn hoger dan in landelijk omgeving, de benodigde investering is dus groter. Het rendement op het geïnvesteerde kapitaal in grond is een stedelijke omgeving gemiddeld groter dan in een landelijke omgeving
7.c investering infrastructuur	+	indicatieve gemiddelde transportkosten bedragen 0.25 €/m ³ bij een debiet van 5 miljoen m ³ /jaar en een transportafstand van 50 km.
7.c exploitatie	0/+	wanneer een grondwater onttrekking een nevenfunctie vervult m.b.t. bijvoorbeeld de waterbeheersing, kan een kostenreductie worden bereikt in vergelijking met een landelijke winning
7.d herstel na gebruik	0	
8. Bestuurlijk-juridische en organisatorische aspecten		
8.a bestuurlijk draagvlak		
8.b realisatietermijn	0	
9. Maatschappelijke aspecten		
9.a maatschappelijk draagvlak consumenten	-	de inschatting van de auteurs van dit rapport is dat er bij consumenten een gevoelsmatige voorkeur bestaat voor drinkwater dat is bereid uit de zuiverste grondstof.
9.b maatschappelijk draagvlak natuurorganisaties	+/-	natuurorganisaties staan positief ten opzichte van stedelijke winningen voorzover dit een reductie van verdrogings schade in het landelijk gebied betekent. Anderzijds heeft de regelgeving die van toepassing is in grondwaterbeschermingsgebieden ook een beschermend effect op natuurgebieden die binnen deze zones zijn gelegen. Met betrekking tot dit laatste gezichtspunt zou verwacht

Criteria	Waardering stedelijke winning t.o.v landelijke	Commentaar
		mogen worden dat natuurorganisaties positief staan tegenover de aanwezigheid van grondwaterbeschermingsgebieden in landelijk gebied. In de praktijk lijkt de zorg om verdrogingschade te prevaleren.
9.c maatschappelijk draagvlak groeperingen uit landbouw	+	de regelgeving die van toepassing is in grondwaterbeschermingsgebieden beperkt de bedrijfsvoering van landbouwbedrijven.
9.e maatschappelijk draagvlak groeperingen uit de industrie	+	de regelgeving die van toepassing is in grondwaterbeschermingsgebieden beperkt de vestigingsmogelijkheden en de bedrijfsvoering van industrie.

De waarderingen die zijn aangegeven in bovenstaande tabel hebben een indicatieve waarde. Op de eerste plaats bestaan er nauwelijks volledig stedelijke en volledig landelijke winningen. Het merendeel van de winningen heeft zowel stedelijk als landelijk gebied in het intrekgebied. Op de tweede plaats hangt de waardering af van andere alternatieven die binnen een bepaalde context beschikbaar zijn. Niettemin achten wij het mogelijk om op basis van deze eerste verkenning een indruk te krijgen van de criteria die naar verwachting positief zullen uitvallen bij een stedelijke winning en van criteria die waarschijnlijk negatief zullen uitvallen. Hierbij dient in het oog gehouden te worden dat tenminste een deel van de genoemde aspecten beïnvloedbaar zijn door er rekening mee te houden bij de organisatie, de keuze van de exacte locatie en het ontwerp van pompstation en zuivering. Een volledig reële afweging kan alleen plaatsvinden tussen concrete alternatieven.

In algemene zin is een stedelijke winning in vergelijking met een landelijke grondwaterwinning interessant om de volgende redenen:

- kortere transportafstanden, dus minder investeringen in transportleidingen, lagere exploitatiekosten van het transportsysteem en een lager energieverbruik voor transport
- minder schade aan grondwaterafhankelijke vegetatie door verdroging
- goede inpasbaarheid in het landschap
- meer maatschappelijk draagvlak bij landbouworganisaties
- waarschijnlijk meer maatschappelijk draagvlak bij natuurorganisaties

Wanneer een nevenfunctie kan worden vervuld in de waterbeheersing, door grondwateroverlast te helpen voorkomen:

- meer bestuurlijk draagvlak bij waterbeherende organisatie(s)
- mogelijk reductie van de netto kosten door bijdragen van waterbeherende organisaties en door reductie of ontheffing van de grondwaterbelasting

In algemene zin is een stedelijke winning ongunstig in vergelijking met een landelijke winning om de volgende redenen:

- grotere kans op verontreiniging van het ruwwater door puntverontreinigingen;
- grotere kans op verspreiding van verontreinigingen als gevolg van grondwateronttrekking;
- meer zuivering benodigd, daardoor in het algemeen hogere financiële en milieukosten voor dit onderdeel door een hoger gebruik van energie, chemicaliën, een hogere productie van reststoffen en een grotere complexiteit van het productieproces
- hogere investeringen en exploitatiekosten benodigd voor pompstation en zuivering
- mogelijk minder draagvlak bij consumenten omdat consumenten voorkeur hebben voor drinkwater dat is bereid uit het “zuiverste” grondwater.

Een concrete vergelijking van de kosten en baten van verschillende productiescenario's kan alleen worden uitgevoerd in een locatiespecifieke context. Uiteindelijk bepaalt de lokale beschikbaarheid van productiealternatieven in hoeverre een stedelijke winning een interessante optie is.

10.3 Kosten van zuivering

10.3.1 *Uitgangspunten kostenberekeningen*

- Er is gebruik gemaakt van een kostenspreadsheet met daarin de DHV kostenfuncties voor grootschalige installaties [1998]. Deze bevat kostenfuncties voor een groter aantal behandelingsstappen en is gericht op drinkwaterproductie vanaf een productie van ca 2.5 Mm³/j.
- Het slaan van putten en het bouwen van een reinwaterkelder zijn niet meegenomen in de kosten, omdat dit voor alle watertypen hetzelfde is. Ditzelfde geldt ook voor de staartkosten.
- Er is geen rekening gehouden met eventuele doseringen om de pH te corrigeren.
- Er is gerekend met een piekfactor van 1.4. Wanneer men een flexibelere zuivering, met betrekking tot het debiet, op wil zetten, zal een hogere ontwerpcapaciteit moeten worden genomen.
- Er zijn grote verschillen mogelijk tussen de verschillende ionenwisselingsbehandelingen, te weten, de kosten voor harsen, frequentie van regenereren en hoeveelheid chemicaliën benodigd voor het regenereren. Hier is geen rekening mee gehouden.

10.3.2 *Opbouw exploitatiekosten*

Exploitatiekosten DHV kostenfuncties voor grootschalige installaties [1998]:

De exploitatiekosten omvatten alle kosten die een waterbedrijf heeft om de installatie in stand te houden en te bedienen. Bij de berekeningen in dit rapport zijn de volgende kostenposten op de vermelde manier meegenomen:

- *Vaste kosten:* deze kosten bestaan uit rente en afschrijvingen en worden annuitair berekend. De verschillende onderdelen van de installaties hebben verschillende afschrijvingstermijnen: civieltechnisch (30 jaar), werktuigbouwkundig (15 jaar), elektrotechnisch (10 jaar). Het gehanteerde rentepercentage is 7 %. Inrichtingskosten zijn niet meegenomen bij de bouwkosten, daar wordt dus ook niet op afgeschreven.
- *Verbruikskosten:* kosten voor energie, chemicaliën, overige verbruiksgoederen zoals membranen en UV-lampen, regeneratie actieve kool, vervanging filtermaterialen. Ook de belasting op het grondwater hoort hierbij. Kosten voor afvoer van afvalstoffen zijn niet meegenomen.
- *Onderhoudskosten:* deze omvatten alle kosten voor onderhoud binnen de afschrijvingstermijn, voor zover deze niet als verbruikskosten zijn opgenomen. De onderhoudskosten per jaar worden berekend als percentage van de bouwkosten. De gehanteerde percentages zijn: civieltechnisch (0.5%), werktuigbouwkundig (2%), elektrotechnisch (4%)
- *Administratieve beheerskosten:* kosten van de administratie, uitsluitend met betrekking tot het beheer van de installatie. Deze kosten zijn berekend door 20% te nemen van de kosten voor bediening van de installatie (zie punt 5)
- *Specifieke bedrijfskosten:* kosten voor bediening en kwaliteitsbewaking. De laatstgenoemde kosten zijn niet meegenomen in deze berekening. Het benodigde aantal manjaren wordt berekend door de waterproductie in miljoen m³ per jaar, tot de macht 0.9 te verheffen. Met een jaarsalaris van €50.000 kunnen de bedieningskosten worden berekend.

11 Literatuur

- Absil, L.L.M., 1997, Grondwaterkwaliteit in stedelijk gebied en op locaties met oeverinfiltratie; twee selecties uit het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit. RIVM rapport 714871001.
- Anonymus, 1980, Commissie bescherming waterwingebieden, Rijswijk.
- Anonymus, 2001, RIWA jaarverslag 1999-2001; deel B De Maas.
- Anonymus, 2002, RIWA jaarverslag 2001-2002; De Rijn.
- Baggelaar, P.K., 1992, 'Naar een meetsysteem waterkwaliteit bij grondwaterwinning'. Kiwa-mededeling nummer 117, P.K. Baggelaar, Nieuwegein, februari 1992, 179 blz.
- Anonymus, 2001, Besluit tot wijziging van het Waterleidingbesluit, Staatsblad 31. In werking februari 2001.
- Beek, C.G.E.M. van, J.G.R. Beemster, L. Bernhardi, J.W.N.M. Kappelhof, C. Vink en J.H.C. Mülschlegel, 2002, Vermesting en Grondwaterwinning. Invloed van meststoffen uit de landbouw op de kwaliteit van grondwater opgepompt door waterleidingbedrijven. Kiwa, KOA 01.116. (betreft toepassing van de NSH tool in opdracht van RIVM)
- Beek, C.G.E.M. van, L.M. Puijker, 2002, Meer weten, minder meten: optimalisatie, monitoringprogramma grondstof, Kiwa-rapport BTO 2001.210 (c), Kiwa, Nieuwegein.
- Broers, H. P., 2002, 'Strategies for regional groundwater quality monitoring'. Proefschrift. Nederlandse Geografische Studies nr. 306, KNAG, Utrecht.
- Bunnik, J., 2001, Bestrijdingsmiddelen op het spoor!? De kwetsbaarheid van grondwaterbeschermingsgebieden die doorsneden worden door spoorbanen, KIWA rapport KOA 00063, Kiwa, Nieuwegein
- Chilton, John(ed), 1999, Groundwater in the urban environment, Problems, processes and management, IAH
- Chilton, John(ed), 1999, Groundwater in the urban environment, Selected city profiles, IAH 24
- Cirkel, D.G., B. Raterman en C. Vink, 2004, Projectplan Stedelijk waterbeheer en waterwinning- risicobeheer: GIS instrument voor Risicobeheer. Kiwa BTO projectplan.
- Cirkel, D.G., P. Baggelaar, A. Doomen, 2003, Klimaatverandering en drinkwaterproductie, Kiwa WR, Nieuwegein
- CLM en IKC, 1993, Achtergronden van de milieumeetlat voor bestrijdingsmiddelen, Centrum voor Landbouw en Milieu en Informatie en Kennis Centrum, Utrecht/Lelystad.
- Cronin, A.A. & D.N. Lerner, 2004, In: (D.N. Lerner, Ed.) Urban Groundwater Pollution. International contributions to hydrogeology 24, Ch. 4 Mature industrial cities. International association of hydrogeologists.
- CTB, 2003, Gewasbeschermingsgids, gids voor de gewasbescherming in de land- en tuinbouw en het openbaar en particulier groen. Plantenziektenkundige Dienst, Wageningen.
- De Straat milieu-adviseurs, 2004, Waterkwaliteitsonderzoek Noorderplassen te Almere.
- Gilbert, R.O., 1987, 'Statistical methods for environmental pollution monitoring'. Van Nostrand Reinhold, New York, 320 blz.
- Goyal, S. M. and C. P. Gerba. 1979. Comparative adsorption of human enteroviruses, simian rotavirus, and selected bacteriophages to soils. Appl Environ Microbiol 38:241-7.
- Gustafson, D.I., 1989, Groundwater utility score: a simple method for assessing

pesticide leachability. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol.8, p. 339 – 357.

Hijnen, W. A. M., R. Jong, and G. J. Medema. 2000. Dimensionering van bodempassagesystemen voor de verwijdering van micro-organismen met kolomproeven. KIWA NV, Nieuwegein.

Janssen, H.M.J. en L.M. Puijker, 1997, Overzicht meetgegevens bestrijdingsmiddelen, informatie over een selectie van 42 middelen. Kiwa rapport KOA 97.231, Kiwa, Nieuwegein.

KNMI, april 2003: De toestand van het klimaat in Nederland 2003, KNMI, De Bilt

Kolpin, D.W., P.J. Squillace, J.S. Zogorski, & J.E. Barbash, 1997, In: (J.Chilton et al.) *Groundwater in the urban environment: Problems, processes and management. Pesticides and volatile organic compounds in shallow urban groundwater of the United States*. Balkema, Rotterdam.

Koning, J. de, 1994, Cyaniden – eigenschappen, analyse en behandeling van cyanidehoudend afvalwater. TU Delft Mededeling nr. 61. (vakgroep Waterbeheer, Milieu- en Gezondheidstechniek).

Kooiman, J.W., 1997, 'Berekening verblijftijdzones van grondwaterwinningen'; 'Ontwikkeling en toepassing van een nieuwe methode: de spreidingsanalyse'. Kiwa rapport SWE 97.005.

Laeven, M. P. en J.J. van Rotterdam. 1995. "Criteria voor het vergelijken van locaties, bronnen en technieken voor de drinkwatervoorziening". Kiwa SWE 94.042

Laeven, M.P., Beekman, W., Drogendijk, L.J.L., Van Bergen, P. en Van den Brink, C., 1999, 'Functieverweving en Duurzame Waterwinning – REFLECT: bepaling van risico's van functies voor grondwaterwinningen'. Kiwa-rapport SWE 99.007, Nieuwegein, augustus 1999, 28 blz. + bijlagen.

Lance, J. C. and C. P. Gerba. 1984. Virus movement in soil during saturated and unsaturated flow. *Appl Environ Microbiol* 47:335-7.

Lerner, David N. *Urban Groundwater Pollution*, IAH 21, 2004

Loaiciga, H.A., Charbeneau, R.J., Everett, L.G., Fogg, G.E., Hobbs, B.F. and Rouhani, S., 1992, 'Review of Ground-Water Quality Monitoring Network Design'. *Journal of Hydraulic Engineering*, 1992, blz. 11 – 37.

Medema, G. J., A. J. Vogelaar, J. H. Peters, R. Voogt, and J. F. Schijven. 2000. Verwijdering van micro-organismen bij diepinfiltratie. KIWA Water Research, Nieuwegein.

Mons, M., 2004, Samenvatting informatie geneesmiddelen. KIWA rapport BTO 2004.004, Kiwa, Nieuwegein

Morgenstern, P.P., E.A. Hogendoord, G.A.L. de Korte & J.F.M. Versteegh, 2002, De aanwezigheid van methyl tert-butylether (MTBE) in drinkwater en drinkwaterbronnen, RIVM rapport 703719001

Neerslag-magazine.nl, 2003/5: Eindhovenaren zetten grondwaterprobleem op politieke agenda NVA.

Provincie Gelderland, Dienst Milieu en Water, 1987. Grondwateroverlast in het stedelijk gebied van Westervoort. Rapport van de studiegroep wateroverlast Westervoort. Arnhem. Landelijke hydrologische systeemanalyse, rapport dl III Provincie Utrecht/TNO (2002): Bestrijdingsmiddelen becijferd. Een samenvatting van het onderzoeksrapport 'Bestrijdingsmiddelen in stroomgebieden van de provincie Utrecht', TNO rapport R2002/277. Platform Diffuse Bronnen Utrecht, Provincie Utrecht, Utrecht.

Puijker, L.M. & J. van de Broeke, 2003, Onderzoek naar de belasting van het grondwater met bestrijdingsmiddelen, KIWA rapport KWR 03.064, Kiwa, Nieuwegein

Puijker, L.M. en C.G.E.M. van Beek, 1999, Monitoring van bestrijdingsmiddelen in grondwater. Kiwa rapport SWE 99.001, Kiwa, Nieuwegein.

REWAB database VEWIN

RIVM, 2003, Summary of the nature balance 2003, MNP, Bilthoven

Rotterdam van, J.J. en W.Koerselman en M. de Haan. 1997. "Criteria voor meetmethoden en anderwatervoorziening; Een afwegingsmethode voor alternatieven". Kiwa SWE 97.009

Schijven, J. F. 2001. thesis. Technical University Delft. Virus removal from groundwater by soil passage.

Schijven, J. F. and S. M. Hassanizadeh. 2000. Removal of viruses by soil passage: overview of modeling, processes and parameters. *Crit. Rev. Environ. Sci. Tech.* 31:49-125.

Schijven, J. F. and S. M. Hassanizadeh. 2002. Virus removal by soil passage at field scale and groundwater protection of sandy aquifers. *Water Sci Technol* 46:123-9.

Segrave, A.J. (2004) Urban groundwater quality. Kiwa BTO rapport 2004.030

Squillace, P.J., J.S. Zogorski, C.V. Price & W.G. Wilber, 1997, In: (J.Chilton et al.) Groundwater in the urban environment: Problems, processes and management. Preliminary assessment of the occurrence and possible sources of MTBE in groundwater in the United States, 1993-1994. Balkema, Rotterdam.

Stichting RIONED, 2002, Riol in cijfers 2002 - 2003, Stichting RIONED, Ede

Stuyfzand, P. J. 1999. Diepinfiltratie in Zuid-Oost Nederland (DIZON) Eindrapportage over kwaliteitsveranderingen door bodempassage. Kiwa, Nieuwegein.

Stuyfzand, P.J. & A.D. Bannink, 2003, Zijn de Nederlandse bronnen van drinkwater voldoende beschermd tegen ziektenverwekkende micro-organismen, KIWA rapport KWR 2003.021, Kiwa, Nieuwegein

Stuyfzand, P.J., M.H.A. Juhász-Holterman & W.J. de Lange, 2004, Riverbank filtration in the Netherlands: well fields, clogging and geochemical reactions. NATO Advanced Research Workshop: Clogging in riverbank filtration, Bratislava, 7-10 Sept. 2004.

Thornton, S.F., D.N. Lerner & R.M. Davison, 2002, In: (A.H. El Shaarawi & W.W. Piegorsch, Eds) *Encyclopedia of Environmetrics*, vol. 2, pp. 960-974. Groundwater monitoring. John Wiley & sons.

Veenendaal, G., C.G.E.M. van Beek & L.M. Puijker, 1986, Het voorkomen van organische stoffen in het grondwater onttrokken door de Nederlandse waterleidingbedrijven, KIWA mededeling 97, Kiwa, Nieuwegein.

Verstraelen, J. en I. Leunk, 2002, Bestrijdingsmiddelenonderzoek Eindhoven, Onderzoeksrapport Brabant Water, 's-Hertogenbosch.

VEWIN/grondwateroverlast, 13 december 2002 (hardcopy). 4) Visie op oplossingen. Geen referentie.

Vink, K. and Schot, P.P., 2002, 'Multiple-objective optimization of drinking water production strategies using a genetic algorithm'. *Water Resources Research* 38(9), 1181, doi:10.1029/2000WR000034, 2002.

Vink, K. and Schot, P.P., 2005, 'An analysis of the prioritization of groundwater quality prediction studies with a sequential numerical game'. accepted paper for Modelcare 2005, Den Haag.

Vink, C and Schot, P.P., 2000, 'Application of a genetic algorithm in a GIS-based decision support system for multi-objective optimisation of drinking water production'. 4th International Conference on Integrating GIS and Environmental Modeling (GIS/EM4): Problems, Prospects and Research Needs. Banff, Alberta, Canada, September 2 - 8.

Wagemaker, F., Rölling, I., 2000. Stedelijk grondwater in een ander daglicht, kansen van een actief grondwaterbeheer. RIZA Lelystad.

Ward, R.C., Loftis, J.C. and McBride, G.B., 1990, 'Design of Water Quality Monitoring Systems'. Van Nostrand Reinhold, New York.

Wolf, J.W.A., 2001. Wateroverlast in Bloemendaal, Haarlem, Heemstede, Velsen, Santpoort, Zandvoort in relatie met reduceren waterwinningen Kennemerduinen. Fugro ingenieursburo B.V., afdeling Geohydrologie.

Zhang, S., K. Howard, C. Otto, V. Ritchie, O.T.N. Sililo & S. Appleyard, 2004, In: (D.N. Lerner, Ed.) Urban Groundwater Pollution. International contributions to hydrogeology 24, Ch. 3 Sources, types, characteristics and investigation of urban groundwater pollutants. International association of hydrogeologists.
Zhang, S., K. Howard, C. Otto, V. Ritchie, O.T.N. Sililo & S. Appleyard, 2004, Sources, types, characteristics and investigation of urban groundwater pollutants. Chapter in (D.N. Lerner, Ed.) Urban groundwater pollution, p. 53-107. Balkema Publishers.

Geraadpleegde internetsites:

CBS (2004): <http://statline.cbs.nl>, onder zoeknaam bestrijdingsmiddelen.CBS, Voorburg/Heerlen.
http://www.wateremissies.nl/documenten/steunpunt/brochure_stedelijk_grondwater.pdf
<http://www.vewin.nl/tappunt/> Knipsel Volkskrant 2-2-2004. titel: Het grondwater komt terug. Besparing industrieel wategebruik leidt elders tot natte voeten.
<http://www.easy-site.nl/siteimg/40/001092004022503313000.pdf>
<http://www.eigenhuis.nl/images/documents/wateroverlast.pdf>
Persbericht provincie Noord-Holland, 18 januari 1995. <http://data.noord-holland.nl>
Persbericht provincie Noord-Holland, 9 februari 1995 <http://data.noord-holland.nl>
<http://www.vewin.nl/tappunt/> Knipsel Provincie Utrecht, 3-7-2003. titel: Maatregelen tegen mogelijke grondwateroverlast.
Waterland.net:
<http://www.waterland.net/smartsite.dws?id=45&si=1&PageID=3816>
Nota Stadwerken Dordrecht:
http://www.platformfundering.nl/docs/nota_aanp_grondwater_dec03.doc
Nota gemeente Noordwijk:
<http://www.noordwijk.nl/gembestuur/raad/03/bl030325.pdf>
Arcadis.nl, waterplan Winterswijk:
<http://www.arcadis.nl/service+types/infrastructure/stedelijke+ontwikkeling/stedelijk+waterbeheer/projects/waterplan+winterswijk.htm>
Persberichten IKC-RO: <http://www.nirov.nl/ikcro/archief-water.htm>
Waterforum online:
http://www.netserver1.net/waterforum/index.asp?url=/template_a1.asp&que=pa ginanr=1975

Bijlagen

I Zuiveringsstappen

Afkortingen

AKF	aktieve koolfiltratie
BEL	beluchting
ED	electrodialyse
IEX	ionenwisseling (+kation; - anion)
marmerF	marmerfiltratie
ox	oxidatieve behandeling
PLBEL	plaatbeluchting
PO	pelletontharding
RO	omgekeerde osmose (reverse osmosis)
SF	snelfiltratie
TBEL	torenbeluchting
UF	ultrafiltratie
UV	ultraviolet behandeling
UV/H ₂ O ₂	ultraviolet waarbij waterstofperoxide wordt gedoseerd

Korte toelichting op zuiveringstechnieken

Beluchting (ontgassing): gasuitwisseling, met als doel het inbrengen van zuurstof en het verwijderen van kooldioxide, methaan, zwavelwaterstof, stikstof en vluchtige organische verbindingen. Beluchting is vaak de eerste zuiveringsstap bij de bereiding van drinkwater uit grondwater en oevergrondwater. O.a. afhankelijk van de benodigde hoeveelheid stofoverdracht kan gekozen worden voor cascadebeluchting, torenbeluchting, plaatbeluchting of versproeiing.

Filtratie: bij filtratie wordt water door een poreus bed geleid, waarin zwevende stof (zand, klei, ijzer- en aluminiumvlokken) wordt afgevangen, stoffen biochemisch (ammonium, mangaan, organische stof) worden omgezet en pathogene micro-organismen (bacteriën, virussen, protozoa) worden verwijderd. De meest voorkomende vorm is de zogenaamde snelfiltratie (meestal gevuld met een zandbed), die in bijna elke zuiveringsopzet voorkomt.

Aktieve koolfiltratie: het water wordt langs actieve kool geleid, dat organische stoffen adsorbeert. De actieve kool heeft een groot inwendig oppervlak en kan veel stoffen adsorberen. Er stelt zich echter een evenwicht in. Bovendien kunnen grote organische moleculen kleine poriën blokkeren. Omdat op de organische stof microorganismen zullen groeien, is een nadesinfectie noodzakelijk. Na verloop van tijd is de actieve kool verzadigd en dient geregenereerd te worden (eens in de paar jaar). De kool wordt dan uit de installatie gehaald en verhit tot ca. 1000 °C.

Pelletontharding: verwijdering van calciumionen door het neerslaan van CaCO_3 op entkorrels van hetzelfde materiaal. De pelletreactor is slechts gedeeltelijk gevuld met entmateriaal. Door de hoge opwaartse snelheid van het water, is het bed gefluidiseerd. De aangroeiende korrels (pellets) zakken steeds verder naar beneden en worden na verloop van tijd afgetapt (als ze 1 – 1.2 mm in diameter zijn). “Carry-over”, kleine kalkkorrels die met het water de reactor verlaten, dient verwijderd te worden. Dit kan met een snelfiltratiestap.

Micro- en ultrafiltratie: verwijdering van zwevende en colloïdale stoffen en micro-organismen met behulp van een semi-permeabel membraan. Met ultrafiltratie worden ook virussen verwijderd. De stoffen die worden verwijderd blijven achter op het membraan. Het gezuiverde water dat door het membraan heen gaat noemt men het permeaat. De stoffen worden van het membraan verwijderd door eens in de zoveel tijd (bv. 15 min) permeaat terug te spoelen door het membraan. De vervuilde waterstroom wordt concentraat genoemd. Daarnaast vinden dagelijks 1 of meer chemische reinigingen plaats. Membranen gaan ca. 5 jaar mee.

Nanofiltratie en omgekeerde osmose (reverse osmosis): verwijdering van opgeloste zouten en organische microverontreinigingen met behulp van een semi-permeabel membraan. Om te hoge zoutconcentraties bij het membraan te vermijden (anders ontstaat een neerslag) wordt een deel van het water (het concentraat) afgevoerd. De waterverliezen zijn dus relatief hoog en er ontstaat een zoute reststroom die moet worden geloosd. Doordat de membraanporiën klein zijn, is de kans op verstopping groot. Daarom moet NF/RO voorafgegaan worden door een voorzuivering. Echter, NF/RO kan als eerste stap worden toegepast bij de behandeling van strict anaerob water met weinig deeltjes. Vanwege de anaerobie kunnen micro-organismen niet groeien en worden geen (ijzer)oxides gevormd. Hoe hoger de zoutconcentratie, des te hoger de benodigde druk en des te meer energie is er nodig. Met NF worden niet alle zouten verwijderd, met RO wel, daarom moet bij gebruik van RO het water worden “opgehard” m.b.v. marmerfiltratie.

Oxidatieve processen: het verwijderen van (opgeloste) organische stoffen en micro-organismen en virussen door chemische reacties. Bij de verschillende oxidatieve processen worden radicalen gevormd die zeer reactief zijn. Omdat de stoffen meestal niet volledig worden afgebroken, moeten de overblijvende kleinere componenten worden verwijderd, bv. met actieve koolfiltratie. Oxidatieve processen zijn: ozon, ozon/peroxide, UV, UV/peroxide.

Ionenwisseling: Bij het gebruik van een ionenwisselaar kunnen ongewenste ionen worden uitgewisseld tegen andere ionen. Ofwel kationen of anionen worden uitgewisseld. Een veelgebruikte toepassing van kationenwisselaars is het verwijderen van zware metalen. Ook hardheid kan worden verwijderd met een kationenwisselaar. Een anionenwisselaar kan bijvoorbeeld worden gebruikt voor de verwijdering van nitraat. Na verloop van tijd zal de uitwisselingscapaciteit van de hars worden overschreden en moet de ionenwisselaar geregenereerd worden met een grote overmaat zout. Het

spoelwater en verzadigde regeneratievloei­stof met de verwijderde ionen kunnen een probleem vormen. Ook ammoniak, boor en cyanide kunnen m.b.v. specifieke harsen worden verwijderd. Het rendement van ionenwisseling ligt over het algemeen tussen 80 en 99%. Het is een vrij duur proces.

II Diffuse belastingscores van de 4 microbiologische stofgroepen voor landgebruikfuncties

	Buitengebied											
	Natuur		Akkerbouw			Veeteelt		Overig				
	Water	Heide/bos	Intensief Hoog niveau	Intensief Laag niveau	Extensief biologisch	intensief	Extensief biologisch	tuinbouw	boomgaard	landgoed	camping	volkstuinten
Virussen	1	1	8	6	3	4	5	1	1	2	3	3
Bacteriën	2	2	10	8	5	6	7	2	3	2	3	5
Sporen	2	2	10	8	5	6	7	2	3	2	3	5
Protozoën	2	2	10	8	5	6	7	2	3	2	3	5
	Stedelijk gebied											
	Wonen					Handel/Diensten		Openbaar Groen				
	Hoge dichtheid (oud)	Hoge dichtheid (nieuw)	Lage dichtheid (oud)	Lage dichtheid (nieuw)	Bungalow- park	Kantoren Onderwijs	MKB	Begraaf-plaatsen	Park Plantsoen	Sportvelden		
Virussen	8	6	7	5	4	4	4	4	2	2		
Bacteriën	8	6	7	5	4	4	4	4	2	2		
Sporen	8	6	7	5	4	4	4	4	2	2		
Protozoën	8	6	7	5	4	4	4	4	2	2		
	Industrie		Infrastructuur									
	Hoog niveau	Laag niveau	Wegen	Parkeer- terrein	Water-wegen	Haven	Spoorlijn	Spoorweg- emplacement				
	Virussen	2	2	1	2	5	4	2	2			
Bacteriën	2	2	1	2	5	4	2	2				
Sporen	2	2	1	2	5	4	2	2				
Protozoën	2	2	1	2	5	4	2	2				

III Stofgroepen, functies en prioritaire stoffen volgens de Respond methodiek

Tabel 28 Stofgroepenindeling van verontreinigende stoffen ontleend aan Reflect

<u>Stofgroepen</u>
1 Nutriënten
2 Zouten
3 Zuren
4 Zware metalen
5 Ontsmettingsmiddelen
6 Bestrijdingsmiddelen
7 Vluchtige aromaten
8 Gehalogeneerde koolwaterstoffen
9 Overige koolwaterstoffen

Tabel 29 Indeling van landgebruiksfuncties ontleend aan Reflect

Nummer	Hoofdgroep	Subgroep
1	Natuur	Water
2		Heide
3		Bos
4	Akkerbouw	Intensief-hoog
5		Intensief-laag
6		Extensief/biologisch
7	Veeteelt	Intensief
8		Extensief/biologisch
9	Overig	Tuinbouw
10		Boomgaard
11		Landgoed
12		Camping
13		Volkstuinen
14	Wonen	Hoge dichtheid-oud
15		Hoge dichtheid-nieuw
16		Lage dichtheid –oud
17		Lage dichtheid – nieuw
18		Bungalowpark
19	Handel/diensten	Kantoren/onderwijs
20		MKB
21	Openbaar groen	Begraafplaats
22		Park/plantsoen
23		Sportvelden
24	Industrie	Hoog niveau
25		Laag niveau
26	Infrastructuur	Wegen
27		Parkeerterreinen
28		Waterwegen
29		Haven

Nummer	Hoofdgroep	Subgroep
30		Spoorlijn
31		Spoorwegemplacement

Tabel 30 Lijst van prioritaire stoffen die zijn geselecteerd om met RESPOND de risico's voor verontreiniging van de grondstof te analyseren

De processen die gemodelleerd worden zijn ook weergegeven.

Nummer	Stofgroep	Prioritaire stof	Proces 1	Proces 2
1	Nutriënten	Nitraat	Redox	-
2	Zuren	Sulfaat	Redox	-
3	Zware metalen	Nikkel	Sorptie	-
4	Zware metalen	Cadmium	Sorptie	-
5	Bestrijdingsmidde len	Dicamba	Sorptie	eerste orde afbraak
6	Bestrijdingsmidde len	2,4-D	Sorptie	eerste orde afbraak
7	Bestrijdingsmidde len	MCPA/MCPP	Sorptie	eerste orde afbraak
8	Bestrijdingsmidde len	Bentazon	Sorptie	eerste orde afbraak
9	Bestrijdingsmidde len	Bromacil	Sorptie	eerste orde afbraak
10	Bestrijdingsmidde len	Dichlobenil, BAM	Sorptie	eerste orde afbraak
11	Bestrijdingsmidde len	Diuron	Sorptie	eerste orde afbraak
12	Bestrijdingsmidde len	Simazin+metaboli eten	Sorptie	eerste orde afbraak
13	Bestrijdingsmidde len	Glyfosaat (AMPA)	Sorptie	eerste orde afbraak
14	Vluchtige aromaten	Benzeen	Sorptie	eerste orde afbraak
15	Vluchtige aromaten	Tolueen	Sorptie	eerste orde afbraak
16	Vluchtige aromaten	Ethylbenzeen	Sorptie	eerste orde afbraak
17	Vluchtige aromaten	Xyleen	Sorptie	eerste orde afbraak
18	Oplosmiddelen	Tri	Sorptie	eerste orde afbraak
19	Oplosmiddelen	Tetra	Sorptie	eerste orde afbraak
20	Overige koolwaterstoffen	MTBE	-	-
21	Pathogene organismen	Virussen	verwijdering onverzadigd	verzadigde zone
22	Pathogene organismen	Bacteriën	verwijdering onverzadigd	verzadigde zone
23	Pathogene organismen	Sporen	verwijdering onverzadigd	verzadigde zone
24	Pathogene organismen	Protozoën	verwijdering onverzadigd	verzadigde zone

IV Indicatieve kwaliteitsscenario's voor de chemische samenstelling van stedelijke grondwatertypen

		Grondwater type 1			Grondwater type 2			Grondwater type 3			Grondwater type 4			Grondwater type 5			Grondwater type 6			
		aeroob basisch nitraat gechlororede CHS			aeroob basisch BTEX MTBE PAK cyanide			aeroob basisch gechlororede CHS zink pesticides virussen			aeroob zuur metalen gechlororede CHS			anaeroob basisch ammonium ijzer OMIVE uit oppervlaktewater			anaeroob basisch BTEX MTBE Na, K, Cl virussen			
	eenheid	Scenario 1	Scenario 2	ref.	Scenario 1	Scenario 2	ref.	Scenario 1	Scenario 2	ref.	Scenario 1	Scenario 2	ref.	Scenario 1	Scenario 2	ref.	Scenario 1	Scenario 2	ref.	norm
algemene parameters																				
pH		7,2		1	7,2		1	7,2		1	5,5	4,3	1	7		1	7		1	7-9,5
O2	mg/l	8		1	8		1	8		1	6	6	1	0		1	0		1	>2
EGV	mS/cm	100		1	100		1	100		1				100		1	100		1	geen
CH4	mg/l	0			0			0			0			2	12	16	2	12	16	geen
SO4	mg/l	50	150	1	50	150	1	50	150	1	50	150	1	5		1	5		1	150
HCO3	mg/l	250		1	250		1	250		1	250		1	250		1	250		1	geen
Ca	mg/l	100	120	1	100	120	1	100	120	1	100	120	1	100	120	1	100	120	1	geen
Mg	mg/l	10	15	1	10	15	1	10	15	1	10	15	1	10	15	1	10	15	1	geen
SiO2	mg/l	10		1	10		1	10		1	10		1	10		1	10		1	geen
TOC	mgC/l	1,5		1	1,5		1	1,5		1	1,5		1	1,5		1	1,5		1	geen
DOC	mgC/l	2		1	2		1	2		1	2		1	2		1	2		1	geen
kleur	mg/lPt	40		1	40		1	40		1	40		1	40		1	40		1	20
NO3-N	mgN/l	15	25	2	15	25	2	15	25	2	15	25	2	0		1	0		1	11,3
Cl	mg/l	150	1000	2	150	1000	2	150	1000	2	150	1000	2	75	1000	1	250	1000	1	150
Na	mg/l	100	600	2	100	600	2	100	600	2	100	600	2	50	600	1	200	600	1	150
K	mg/l	15	40	2	15	40	2	15	40	2	15	40	2	6,5	40	1	6,5	40	1	geen
NH4	mg/l	0		2	0		2	0		2	0		2		1	2		1	2	0,2
															50	2		50	2	0,2
Mn	µg/l	0		2	0		2	0		2	0		2	0,5		1	0,5		1	50
Fe	µg/l	0		2	0		2	0		2	0		2	4,4		1	4,4		1	200
															40	2		40	2	
metalen																				
As	µg/l	< norm		2	< norm			< norm			< norm			6		1	6		1	10
															170	2		170	2	10
Cd	µg/l	0,4	0,6	2	0,4	0,6	2	0,4	0,6	2	0,5		2	< norm			< norm			5
Cu	µg/l	4	10	2	4	10	2	4	10	2	1,5		2	< norm			< norm			2000
Ni	µg/l	15	50	2	15	50	2	15	50	2	3		2	< norm			< norm			20
Pb	µg/l	3	12	2	3	12	2	3	12	2	5		2	< norm			< norm			10
Zn	µg/l	20	100	2	20	100	2	20	100	2	20		2	< norm			< norm			3000
Al	µg/l	15	200	2	15	200	2	15	200	2	15	200	2	15	200	2	15	200	2	200
MTBE																				
	µg/l	< norm			11,9		3	< norm			< norm			< norm			11,9		3	5-40
							> 100	4											> 100	4
BTEX																				
Benzene	µg/l	< norm			0,1-0,2		1	< norm			< norm			< norm			0,1-0,2		1	1
							2	5											2	5
Tolueen	µg/l	< norm			0,5		13	< norm			< norm			< norm			0,5		13	1
Ethylbenzeen	µg/l	< norm			0,4		13	< norm			< norm			< norm			0,4		13	1
Xyleen	µg/l	< norm			0,7		13	< norm			< norm			< norm			0,7		13	1
Boor																				
	µg/l	< norm			745		5	< norm			< norm			< norm			< norm			500
Cyanide (totaal)																				
	µg/l	< norm			1		1	< norm			< norm			< norm			1		1	50
							> 400	7											> 400	7
som PAK																				
	µg/l	< norm			6		17	< norm			< norm			< norm			< norm			0,1
minerale olie																				
	µg/l				1		13										1		13	geen
gechlororede koolwaterstoffen																				
Tetrachlooretheen (TeCE)	µg/l	5		1	< norm			5		1	5		1	5		1	< norm			10
			53	5					53	5			5		53	5				10
Trichlooretheen (TCE, tri)	µg/l	120		1	< norm			120		1	120		1	120		1	< norm			10
			1100	5					1100	5			5		1100	5				10
cis-1,2 dichlooretheen	µg/l	> norm	82	6	< norm			> norm	82	6	> norm	82	6	> norm	82	6	< norm			1
Trichloormethaan (TCM)	µg/l	> norm	21	5	< norm			> norm	21	5	> norm	21	5	> norm	21	5	< norm			25
Tetrachloormethaan (TeCM)	µg/l	> norm	80	5	< norm			> norm	80	5	> norm	80	5	> norm	80	5	< norm			1
1,1,1-trichloorethaan (TCA)	µg/l	> norm	270	5	< norm			> norm	270	5	> norm	270	5	> norm	270	5	< norm			1
1,1 dichloorethaan	µg/l	> norm	2,2	6	< norm			> norm	2,2	6	> norm	2,2	6	> norm	2,2	6	< norm			1
1,2 dichloorethaan	µg/l	1,3		1	< norm			1,3		1	1,3		1	1,3		1	< norm			1
dichloorbenzeen	µg/l	0,2		1	< norm			< norm						2			< norm			1
som gehal alifatische koolwaterstoffen	µg/l	> norm	> norm		< norm			< norm	> norm		> norm	> norm		> norm	> norm		< norm			1
som gehal monocyclische koolwaterstoffen	µg/l	< norm	> norm		< norm			< norm	> norm		< norm	> norm		> norm	> norm		< norm			1
bestrijdingsmiddelen																				
bromacil	µg/l	< norm			< norm			0,23-0,6		1,8	< norm			< norm			< norm			0,1
2,6-dichloorbenzamide (BAM)	µg/l	< norm			< norm			0,13-0,4		1,8,9	< norm			< norm			< norm			0,1
Amitrol	µg/l	< norm			< norm			0,11		8	< norm			< norm			< norm			0,1
mecoprop	µg/l	< norm			< norm			> norm		9	< norm			< norm			< norm			0,1
MCPA	µg/l	< norm			< norm			> norm		9	< norm			< norm			< norm			0,1
Bentazon	µg/l	< norm			< norm			0,2		1,9	< norm			< norm			< norm			0,1
2,4D (2,4-dichloorfenoxazylnzuur)	µg/l	< norm			< norm			> norm		9	< norm			< norm			< norm			0,1
Diuron	µg/l	< norm			< norm			> norm		9	< norm			< norm			0,6		14	0,1
isoproturon	µg/l	< norm			< norm			> norm		9	< norm			< norm			0,7		14	0,1
metoxuron	µg/l	< norm			< norm			> norm		9	< norm			< norm			< norm			0,1
Linuron	µg/l	< norm			< norm			> norm		9	< norm			< norm			< norm			0,1
monolinuron	µg/l	< norm			< norm			> norm		9	< norm			< norm			< norm			0,1
Simazin	µg/l	< norm			< norm			> norm		9	< norm			< norm			< norm			0,1
									1,1	6										0,1
Bentazon	µg/l	< norm			< norm			< norm			< norm			0,2	5	1	< norm			0,1
atrazin	µg/l	< norm			< norm			< norm			< norm			0,3		14	< norm			0,1
AMPA	µg/l	< norm			< norm			< norm			< norm			1,7		14	< norm			0,1
mecoprop	µg/l	< norm			< norm			< norm			< norm			< norm			< norm			0,1
glyfosaat	µg/l	< norm			< norm			< norm			< norm			0,3		14	< norm			0,1
geneesmiddelen																				
Ibuprofen	ng/l													120		12				geen
Carbamazepine	ng/l													500		12				geen
Diclofenac	ng/l													831		12				geen

VI Modelbeschrijving van chemische processen tijdens de bodempassage in Respond

Pieter J. Stuyfzand

1. SCHEMATISING THE AQUIFER SYSTEM

Aquifer layers need to be defined if they have distinct properties regarding:

- porosity and air filled porosity (saturated versus unsaturated zone);
- permeability (horizontal and vertical); and
- density of solid phases (if clastic aquifer then $\rho_s = 2.65 \text{ kg/L}$)
- the following chemical characteristics: pH-water, clay size fraction (fraction $< 2\mu\text{m}$), bulk organic matter (BOM) or organic Carbon (C_{ORG}), Redox level (suboxic, anoxic or deep anoxic), presence of CaCO_3 , FeCO_3 and FeS_2 (just yes or no). CEC needs to be calculated (see section 2.1) from pH, L and C_{ORG} (or BOM).

All these characteristics are assumed constant. This means that flow is in steady state, and there is no clogging of the aquifer system and no leaching of the above mentioned aquifer constituents. This also means that the assigned redox and pH levels remain fixed within each aquifer layer. The parameters needed are summarized in Table 1.

TABLE 1. Parameters needed to characterize the various layers of the aquifer system.

Parameter code	Parameter description	Needed
N	Porosity	For MODFLOW and MT3D
n_A	Air filled porosity (0 if saturated zone)	To calculate transit time in unsaturated zone
K_H	Hydraulic conductivity, horizontal	For MODFLOW and MT3D
K_V	Hydraulic conductivity, vertical (default $0.1-0.2 \cdot K_H$)	For MODFLOW and MT3D
ρ_s	Density of solid phases in aquifer (default 2.65 kg/L)	To calculate retardation factor for TEs and OMPs
pH	$-\log [\text{H}^+]$ in water	To calc CEC, to predict retardation TEs
BOM	Bulk Organic Material (= Loss on ignition) in aquifer	To calc C_{ORG} (if lacking)
C_{ORG}	Organic Carbon (= 0.5 BOM) in aquifer	To calculate CEC, to predict retardation OMP
L	Lutum = clay size fraction ($< 2 \mu\text{m}$) in aquifer	To calculate CEC
Redox	Redox level: OX, AN or DAN	To select $T_{1/2}$ for OMP-biodegradation, to predict TE
CaCO_3	Calcite: yes or no	To calculate pH, Ca, HCO_3 , TIC
FeCO_3	Siderite: yes or no	To calculate pH, Fe, HCO_3 , TIC
FeS_2	Pyrite: yes or no	To calculate SO_4 ,

2. DETERMINATION OF Rho-solids, CEC AND REDOX LEVEL

2.1 Rho-solids

The density of the aquifer matrix (ρ_s) can be estimated as follows:

$$\rho_s = (1 - \text{BOM}/100) \cdot 2.65 + \text{BOM}/100 \quad (1)$$

with:

BOM = Bulk Organic Material = $2 \cdot C_{\text{ORG}}$ (% dry weight).

2.2 CEC

The actual CEC (Cation Exchange Capacity) can be calculated as follows:

$$\text{CEC}_{\text{calc}} = 5 L + 27.25 (\text{pH}/6.5) C_{\text{ORG}} \quad [\text{meq}/\text{kg d.w.}] \quad (2)$$

with:

L = clay size fraction = fraction < 2 μm [% d.w.]; C_{ORG} = organic carbon [% d.w.].

If C_{ORG} unavailable, take bulk organic matter (BOM = loss on ignition – 0.07L) divided by 2.

2.3 Redox level

The redox level is defined as a specific range of the redox potential (degree of aerobicity) with a specific cluster of dissolved ions and gasses with characteristic concentration levels; ions and gasses that remain stable only within those ranges of the redox potential.

For practical purposes we discern only the following 3 (not 7) levels (Fig.1 and Table 1):

TABLE 1 Practical criteria for determining the redox environment (after Stuyfzand, 1993; concentrations in mg/L).

Level	Environment	Criteria
(0)	Oxic:	$\text{O}_2 \geq 0,9 (\text{O}_2)_{\text{sat}}$
(1)	Penoxic:	$1 \leq \text{O}_2 < 0,9 (\text{O}_2)_{\text{sat}}$
(2)	Suboxic:	$\text{O}_2 < 1, \text{NO}_3^- \geq 1$
(3)	Transition:	$\text{O}_2 < 0,5, \text{NO}_3^- < 0,5, \text{Mn}^{2+} \geq 0,1, \text{Fe}^{2+} < 0,1.$
(4)	Sulphate-stable: (SO_4) _o	$\text{O}_2 < 0,5, \text{NO}_3^- < 0,5, \text{Fe}^{2+} \geq 0,1, \text{SO}_4^{2-} \geq 0,9$
(5)	Sulphate-reducing:	$\text{O}_2 < 0,5, \text{NO}_3^- < 0,5, 0,1 (\text{SO}_4)_o < \text{SO}_4^{2-} < 0,9 (\text{SO}_4)_o \text{CH}_4 < 1.$
(6)	Methanogenic:	$\text{O}_2 < 0,5, \text{NO}_3^- < 0,5, \text{SO}_4^{2-} \leq 0,1 (\text{SO}_4)_o \text{CH}_4 \geq 1.$
Redox clusters:		
0-2	(sub)oxic:	$\text{O}_2 \geq 1 \text{ or } \text{NO}_3^- \geq 1$
3-4	anoxic:	$\text{O}_2 < 0,5 \text{ and } \text{NO}_3^- < 0,5, \text{SO}_4^{2-} \geq 0,9 (\text{SO}_4)_o \text{CH}_4 < 0,5$
5-6	deep anoxic:	$\text{O}_2 < 0,5 \text{ and } \text{NO}_3^- < 0,5, \text{SO}_4^{2-} < 0,9 (\text{SO}_4)_o \text{CH}_4 > 0,5$
0-2	aerobic: as (sub)oxic	
3-6	anaerobic: as anoxic or deep anoxic	

$(O_2)_{sat} =$ oxygen saturation concentration, with $t = \text{temp } [^\circ\text{C}]$ and $Cl^- = \text{chloride } [\text{mg/L}]$:
 $= 14.594 - 0.4 t + 0.0085 t^2 - 97 \cdot 10^{-6} t^3 - 10^{-5} (16.35 + 0.008 t^2 - 5.32/t) Cl^-$
 $(SO_4)_0 =$ sulphate concentration in influent (prior to aquifer passage; to be calculated by linear regression with chloride).

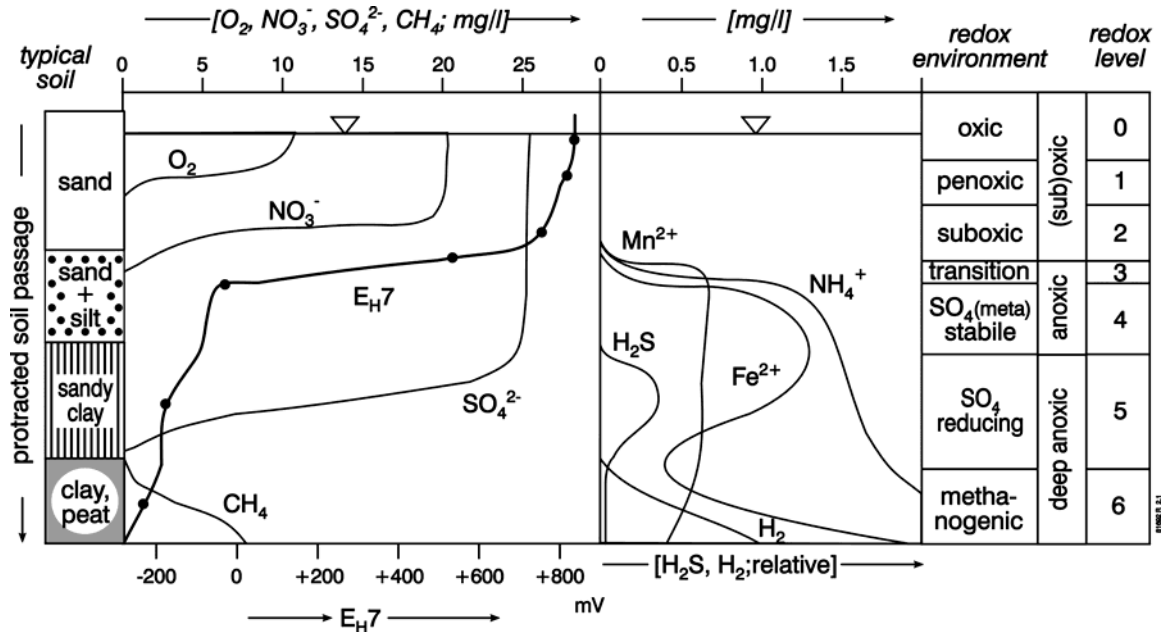


FIG. 1 The ideal redox sequence for a system closed from the atmosphere like groundwater, where no mixing occurs and first all oxygen, then all nitrate and subsequently all sulphate is used to oxidise dead organic material, and finally methane appears (after Stuyfzand, 1993). Also indicated are the theoretical redox potentials at pH7 (E_{H7}), the concentration logs for iron, manganese, hydrogen, hydrogensulphide and ammonium, and a subdivision into redox environments. Criteria for subdivision are presented in Table 1.

- (sub)oxic, which is redox cluster 0-2. For criteria see Table 1. Clastic sediment colour also is an excellent indicator: needs to be yellow in case of sandy material.
- Anoxic, being redox cluster 3-4. For criteria see Table 1. Clastic sediment colour in combination with smell are also good indicators: colour needs to be gray or black in case of sandy material, and smell should be without rotten eggs (H_2S).
- Deep anoxic, the redox cluster 5-6. For criteria see Table 1. Clastic sediment colour in combination with smell are also good indicators: colour needs to be gray or black in case of sandy material, and smell should be with rotten eggs (H_2S).

3. OVERVIEW OF PROCESSES IN ALL ZONES

The quality of groundwater around well fields of water works, reflects the composition of its recharge and the materials, both organic (dead and alive) and **inorganic**, it contacted.

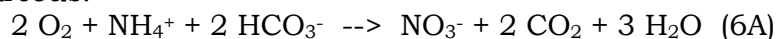
Processes that affect groundwater quality operate successively in 3 distinct zones: (i) the interface between the atmosphere and lithosphere; (ii) the unsaturated zone; and (iii) the saturated zone. The most important processes, that effectuate the chemical metamorphosis of rain water into groundwater, are summarized in Table 1. Indicated is whether a process can be neglected, is taken care of by MODFLOW or MT3D, and is included in the RESPOND approach.

3. NITRIFICATION

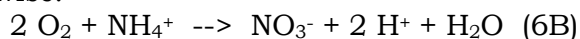
The influent NH_4^+ is assumed to completely nitrify, only if there is an unsaturated zone or an upper (sub)oxic, saturated aquifer layer. Otherwise reaction progress is assumed 50%.

The reaction is:

If calcareous:



Otherwise:



4. EXCHANGE REACTIONS AND SORPTION

Exchange reactions and sorption processes with soil and aquifer constituents lead to retardation in reaching the pumping wells. On the other hand, when input pollution levels decline it takes more time for the groundwater to get lower concentrations of these ions due to desorption. It is therefore convenient to define a retardation factor, which is easily implemented in MT3D for application to both the unsaturated and saturated zone.

4.1 The retardation factor

Sorbing solutes are retarded during aquifer passage. The delay is quantified by the well-known retardation factor R_i ,

$$R_i = t_i/t_{\text{H}_2\text{O}} = 1 + f_{\text{G}\rightarrow\text{L}} K_d \quad (7)$$

with:

t_i = time for 100% breakthrough of solute "i" [days];

$t_{\text{H}_2\text{O}}$ = mean travel time for water or a conservative tracer like chloride [days];

$f_{\text{G}\rightarrow\text{L}}$ = conversion factor for soil analysis, from mmole/kg to mmole/L pore water [kg/L];

K_d = distribution coefficient (slope of linear portion of adsorption isotherm) = C_s/C_L [L/kg];

$$f_{\text{G}\rightarrow\text{L}} = \rho_s(1-n)/n \quad [\text{kg/L}] \quad (8)$$

with: ρ_s = density of solids of porous medium [kg/L];

n = porosity [L/L];

When dealing with experimental assessment of R_i it is more practical to choose for 90 in stead of 100% breakthrough or leaching. This is caused by the relative ease to choose the moment of 90% leaching or breakthrough as compared to the 100% moment. In RESPOND, the retardation is calculated within MT3d, based on K_d , ρ_s and n .

4.2 Cation exchange

The period of cation exchange reactions (here Base EXchange) can be estimated by:

$$R_{BEX} = 1 + \{ f_{G \rightarrow L} \text{ CEC} \} / \Sigma c \quad (9)$$

with: CEC = actual cation exchange capacity, using the measured or calculated value [meq/kg d.w.]; Σc = sum of cations in flushing liquid, the influent [meq/L].

The period of cation exchange for the individual cations Na^+ , K^+ , Ca^{2+} and Mg^{2+} is approximated as follows:

$$R_X = 1 + f_X \{ f_{G \rightarrow L} \text{ CEC} \} / \Sigma c \quad (10)$$

with:

f_X = correction factor for cation X: $f_{\text{Na}} = 0.05$, $f_{\text{K}} = 0.2$; $f_{\text{NH}_4} = 0.4$, $f_{\text{Ca}} = 1$; $f_{\text{Mg}} = 0.5$.

4.3 Sorption of trace metals within the aquifer system

If CaCO_3 is present

When CaCO_3 is present in the aquifer, then in general Ca^{2+} will be the dominant cation in soil and groundwater, and in that case it generally also is the dominant cation sorbed.

If calcium is indeed the main cation sorbed to the aquifer matrix, then the retardation of a positively charged trace element M can be calculated as follows (see Appelo & Postma, 1993):

$$R_M = 1 + K_d = 1 + (f_{G \rightarrow L} \text{ CEC} / m) (K_{M/Ca} \text{ SQRT}(\beta_{\text{Ca}}) / \text{SQRT}(\text{Ca}^{2+}))^m \quad (10)$$

with:

$K_{M/Ca}$ = exchange constant (using the Gaines-Thomas convention) for metal M^{m+} in equilibrium with Ca^{2+} [-], according to the reaction: $1/m \text{ M}^{m+} + 1/2 \text{ Ca-EXCH}_2 \leftrightarrow 1/m \text{ M-EXCH}_m + 1/2 \text{ Ca}^{2+}$. This constant is calculated from $K_{\text{Na}/\text{M}}$ -values listed in Table 4, by taking: $K_{M/Ca} = (K_{\text{Na}/\text{Ca}} / K_{\text{Na}/\text{M}})$;

β_{Ca} = fraction of calcium in CEC of aquifer matrix [-];

m = charge of metal M;

$[\text{Ca}^{2+}]$ = total calcium concentration in water [mmole/L].

The enhanced mobility of trace cations by DOC-binding and by complexing with anions is neglected. For simplicity, in calcareous environment β_{Ca} is fixed at 0.85.

If CaCO₃ is not present

For simplicity we still apply Eq.10 but replace (Ca²⁺) by (Ca²⁺ + Mg²⁺ + Al³⁺).

The lower pH will help to depress R_M, as observed in practice, by reducing the CEC.

The Al³⁺ concentration is calculated as follows assuming equilibrium with microcrystalline gibbsite (Al(OH)₃ with logK_{SO} = 9.35):

If pH >4.1: $Al^{3+} = 10^{9.35} [H^+]^3 / \gamma_{Al}$ (11)

Else: $Al^{3+} = 10^{9.35} [10^{-4.1}]^3 / \gamma_{Al}$ (12)

With: $\gamma_{Al} = 0.66$; $H^+ = 10^{(-pH)}$

Table 3.1 Values for the selectivity coefficients $K_{Na/X}$ as presented by Appelo & Postma (1993, p.160).

Ion I ⁺	$K_{Na/I}$	Ion I ²⁺	$K_{Na/I}$	Ion I ³⁺	$K_{Na/I}$
Li ⁺	1.2 (0.95-1.2)	Mg ²⁺	0,50 (0,4-0,6)	Al ³⁺	0.6 (0.5-0.9)
K ⁺	0,20 (0,15-0,25)	Ca ²⁺	0,40 (0,3-0,6)	Fe ³⁺	?
NH ₄ ⁺	0,25 (0,2-0,3)	Sr ²⁺	0,35 (0,3-0,6)		
Rb ⁺	0.10	Ba ²⁺	0,35 (0,2-0,5)		
Cs ⁺	0.08	Mn ²⁺	0.55		
		Fe ²⁺	0.6		
		Co ²⁺	0.6		
		Ni ²⁺	0.5		
		Cu ²⁺	0.5		
		Zn ²⁺	0.4 (0.3-0.6)		
		Cd ²⁺	0.4 (0.3-0.6)		
		Pb ²⁺	0.3		

Note: $K_{M/Ca} = (K_{Na/Ca} / K_{Na/M})$, thus for Ba²⁺ = Sr²⁺ = 1.14; Cd²⁺ = Zn²⁺ = 1.0; Co²⁺ = 0.67; Cu²⁺ = Ni²⁺ = 0.8; Pb²⁺ = 1.33.

4.4 Sorption of organic micropollutants

Retardation of OMPs due to sorption is calculated using the classical approach (see Appelo & Postma 1993), however, with addition of the effects of DOC-binding according to Kan & Tomson (1990) and of dissociation according to Schellenberg (1984):

$$R_{OMP} = 1 + (f_{G \rightarrow L} f_{OC} f_{ND} K_{OC}) / (1 + f_{ND} TOC 10^{-6} K_{OC}) \quad (13)$$

$$f_{ND} = 1 / (1 + 10^{pH - pK_A}) \quad (14)$$

with: f_{OC} = weight fraction of organic carbon in aquifer matrix [-]; f_{ND} = correction for dissociation, which is important only if K_{OC} or K_{OW} were measured at $pH_{EXP} < pK_A$ and $pH (= pH_{SAMPLE}) > pH_{EXP}$; $pK_A = -\log K_A$ with K_A = first dissociation constant H-OMP.

For K_{OC} values see Stuyfzand & Lüers (1996) or Appelo & Postma (1993).

5. DEGRADATION OF ORGANIC MICROPOLLUTANTS

OMPs may be broken down in the aquifer system by (bio)chemical processes. This can be modelled in the easiest way by assuming a first order decay similar to radionuclides:

$$C_t = C_0 / 2^{t R_{OMP} / T_{1/2}} \quad (15)$$

with: $T_{1/2}$ = half life due to (bio)degradation (depends on redox etc.) [d]; R_{OMP} = retardation factor for OMP according to Eq.13. The degradation of Omp's is simulated with MT3d, where the values of $T_{1/2}$ have been based upon scientific publications.

6. OXIDATION AND REDUCTION

Redox reactions are schematized to occur at the transition from one to another aquifer layer if there is a change in redox level, either from (sub)oxic to anoxic, or from (sub)oxic to deep anoxic, or from anoxic to deep anoxic. Redox reactions are assumed to occur completely. Creation of reaction products is not simulated.

7. REFERENCES

- APPELO, C.A.J. & D. POSTMA 1993. *Geochemistry, groundwater and pollution*. Balkema, 536p.
- BALL, J.W. & D.K. NORDSTROM 1991. User's manual for WATEQ4F, with revised thermodynamic data base and test cases for calculating speciation of major, trace and redox elements in natural waters. US Geol. Surv., Open-File Report 91-183.
- KAN, A.T. & M.B. THOMSON 1990. Ground water transport of hydrophobic organic compounds in the presence of dissolved organic matter. *Env. Toxicol. and Chem.* 9, 253-263.
- MACKAY, D. & W.Y. SHIU 1981. *J. Phys. Chem. Ref. Data* 10, 1175-1199.
- MATHESS, G. 1990. *Die Beschaffenheit des Grundwassers*. 2nd Ed., Borntraeger, Berlin, 498p.
- SCHELLENBERG, K., C. LEUENBERGER & R.P. SCHWARZENBACH 1984. Sorption of chlorinated phenols by natural sediments and aquifer materials. *Environ. Sci. Technol.* 18.
- SOUTHWORTH, G.S. 1979. The role of volatilization in removing PAH from aquatic environments. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 21, 507-514.
- STUYFZAND, P.J. 1986. Main constituents and dune infiltration; quality changes of surface water upon artificial recharge in the coastal dunes of the Netherlands. *KIWA-Meded.* 82 (in Dutch with English summary), 336 p.
- STUYFZAND, P.J. 1991. Trace elements in dune water and recharged surface water in the coastal area. Ch.9 in *KIWA-Meded.* 118 (in dutch), 155-184.
- STUYFZAND, P.J. & M.H.A. JUHÁSH-HOLTERMAN 2000. Effects of aquifer passage on river Meuse bank filtration near Roosteren: final report on monitoring from January 1998 till November 1999. *Kiwa-rapport KOA 00-049* (in dutch).
- STUYFZAND, P.J. & F. LÜERS 1996. Behaviour of environmental pollutants during bank filtration and artificial recharge; effects of aquifer passage as measured along flow paths. *Kiwa-Meded.* 125, in Dutch, 272p.
- STUYFZAND, P.J. & F. LÜERS 1997. Complexing of trace elements in fresh groundwater. *Kiwa-report KOA 97.106* (in dutch).
- STUYFZAND, P.J. & F. LÜERS 2000. Environmental balance for pollutants in nature reserves with and without artificial recharge. *Kiwa-Meded.* 126, in Dutch, 241 p.

STUYFZAND, P.J. & H. TIMMER 1999. Deep well injection at the Langerak and Nieuwegein sites in the Netherlands: chemical reactions and their modelling. Kiwa-report SWE 99.006, 44p.

STUYFZAND, P.J. 2001. *Modelling the quality changes upon artificial recharge and bank infiltration: principles and user's guide of EASY-LEACHER 4.6*. Kiwa-report SWI 99.199, 3rd edition, 150p.