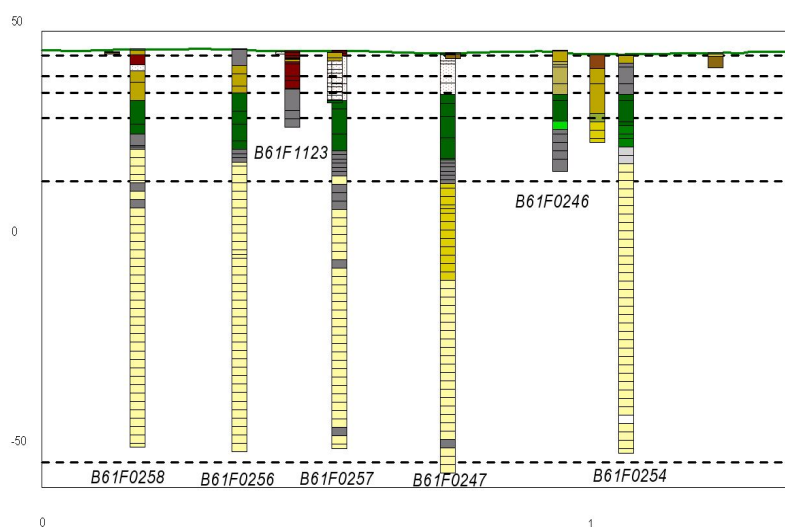


Risicoanalyse Ruwwaterkwaliteit Pompstation Borgharen

Deel 2

Beschrijving reactiviteit ondergrond, chemische
waterkwaliteit en verontreinigingsbronnen



Ministerie van Verkeer
en Waterstaat

Delft Cluster

BTO 2007.031
20 oktober 2007

Risicoanalyse Ruwwaterkwaliteit Pompstation Borgharen

Deel 2

Beschrijving reactiviteit ondergrond, chemische
waterkwaliteit en verontreinigingsbronnen

© 2007 Kiwa Water
Research
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 Water Research
Groningenhaven 7
Postbus 1072
3430 BB Nieuwegein

Tel. 030 606 95 11
Fax 030 606 11 65
www.kiwawaterresearch.eu



Ministerie van Verkeer
en Waterstaat

Delft Cluster

Colofon

Titel

Risicoanalyse Ruwwaterkwaliteit Pompstation
Borgharen, deel 2, beschrijving reactiviteit
ondergrond, chemische waterkwaliteit en
verontreinigingsbronnen.

Projectnummer

111500050.004

Projectmanager

Drs. Peter Hesen

Kwaliteitsborger(s)

Prof. Dr. P. J. Stuyfzand

Auteurs

Dr. C. Vink
Ing. I. Leunk,
Ir. D. G. Cirkel.

Dit rapport is verspreid onder BTO-participanten en is openbaar

Samenvatting

Voorliggende pilot studie 'Borgharen' van het project Stedelijk Waterbeheer en Drinkwaterwinning heeft tot doel de in de eerste fase van het project verworven inzichten en ontwikkelde methoden¹ te toetsen aan de praktijk. De locatiekeuze van de studie is gebaseerd op de nabijheid en omvang van stedelijk gebied in het intrekgebied van de winning Borgharen.

In de eerste fase van het project is het instrument Respond (*Risk Evaluation of Soil Pollution for ProductiON of Drinking water*) ontwikkeld, een chemisch stroombanenmodel waarmee het verloop van concentraties van opgeloste stoffen in het onttrokken grondwater wordt gereconstrueerd en voorspeld, en waarmee risico's voor de ruwwaterkwaliteit kunnen worden geschat. Met 'preprocessors' van Respond zijn gegevens van boringen en van de chemische samenstelling van het grondwater met relatief weinig arbeid omgezet tot een gedetailleerde kartering van de reactiviteit ondergrond, inclusief afgeleide 'secundaire' grootheden als CEC (cation exchange capacity) en redoxmilieu. Calibratie van Respond wordt uitgevoerd met een genetisch algoritme.

Resultaten

Eerst zijn een hydrologische analyse en modellering van het intrekgebied van de winning Borgharen uitgevoerd². Daaruit is o.a. gebleken dat met een hydrologische modellering niet erg nauwkeurig kan worden bepaald welk deel van het onttrokken grondwater bestaat uit recent geïnfiltreerd Maaswater, doordat de grootte van de berekende grondwaterfluxen gevoelig is voor relatief kleine veranderingen van doorlaatfactoren. In aanvulling op de hydrologische modellering is daarom een herkomstberekening uitgevoerd met het voor dit doel ontwikkelde computerprogramma Optimix, dat is voorzien van een genetisch algoritme. Bij de berekening zijn chloride, kalium en fluoride als 'tracers' gehanteerd. Resultaat van de optimalisatie is in onderstaande tabel samengevat:

Watertype	Berekend volumetrisch aandeel (-)
Zout water	0.002
Maaswater	0.125
Jong antropogeen beïnvloed grondwater (jonger dan ca. 35 jaar)	0.092
Oud water (ouder dan ca. 35 jaar)	0.780

De component grondwater met een verblijftijd van meer dan 35 jaar bedraagt op grond van de berekeningen met het grondwatermodel ongeveer 55%,

¹ zie Kiwa rapport Stedelijk Waterbeheer en Drinkwaterwinning, BTO 2005.037

² zie Kiwa rapport Risicoanalyse ruwwaterkwaliteit pompstation Borgharen, deel 1, hydrologisch model, BTO 2007.030

terwijl berekeningen met Optimix wijzen op een aandeel van ongeveer 80% van grondwater met een verblijftijd van meer dan 35 jaar. Nader onderzoek met specifieke tracers, waaronder isotopen, kan de herkomst nader preciseren, maar is niet uitgevoerd.

Het intrekgebied van pompstation Borgharen bestaat voor ruim 40% uit bebouwde gebieden, waarvan ruim de helft bestaat uit industrieterreinen in de omgeving van de Beatrixhaven. Er bevinden zich diverse potentiële puntbronnen op relatief korte afstand van de pompputten, maar in het onttrokken grondwater zijn geen substantieel verhoogde concentraties van bekende probleemstoffen als metalen, PAK, componenten van minerale olie of vluchtige gechloreerde koolwaterstoffen waargenomen. De enige incidentele normoverschrijdingen in het ruwwater van individuele pompputten betreffen koper en nikkel. Het zijn beide eenmalige waarnemingen met geringe normoverschrijdingen. De bron van deze verhoogde concentraties kan zowel natuurlijk (door oxidatie van pyriet) als antropogeen zijn. Er zijn geen verhoogde concentraties nitraat waargenomen. Sulfaat is in relatief hoge concentraties (max. 105 mg/l) in het onttrokken grondwater van pompput 3 aangetroffen. De meest waarschijnlijke verklaring daarvan is dat er enige oxidatie van pyriet optreedt door inspoeling van oxisch grondwater. Uit de analyse blijkt dat nitraat en sulfaat geen directe bedreiging zijn voor de kwaliteit van het gezamenlijke ruwwater van de winning Borgharen.

Gezien de aard van het landgebruik in het intrekgebied is het onttrokken grondwater van opvallend goede kwaliteit. De belangrijkste factoren die een positieve invloed hebben op de betrouwbaarheid van het onttrokken grondwater bij pompstation Borgharen zijn:

- een aandeel van minstens 60% oud grondwater in het onttrokken ruwwater dat niet antropogeen beïnvloed is;
- zowel een substantieel deel oxisch als anoxisch milieu voor het merendeel van de stroombanen;
- de aanwezigheid van mogelijk beschermende groene, glauconiethoudende zanden en mogelijk ook pyriet in de ondergrond van de winning.

Uit analyse van de beschikbare gegevens en berekeningen met Respond is niettemin gebleken dat de risico's van puntbronnen voor de ruwwaterkwaliteit van pompstation Borgharen hoog zijn. Deze risico's worden ook hoog ingeschat door geringe afstanden tussen de pompputten en verdachte locaties en ook door de aanwezigheid van kalksteen in de ondergrond. In de kalksteen zijn breuken en karstverschijnselen aanwezig die de geschatte verblijftijd van het grondwater tussen puntbronnen in de omgeving van de Beatrixhaven en de winning Borgharen sterk kunnen bekorten.

In de pompputten PP3 en PP4 zijn lage concentraties cis 1,2-dichlooretheen en VOX/VOCL (tracer Tri) aangetroffen. Deze stoffen kunnen uit Maaswater afkomstig zijn, maar ook uit het bedrijventerrein bij de Beatrixhaven. Uit berekeningen met Respond blijkt dat bij een lozing van deze stoffen op de geselecteerde puntbronlocaties inderdaad een significant deel in de winning terecht kan komen.

Inhoud

	Samenvatting	1
	Inhoud	3
	Lijst van figuren	5
	Lijst van tabellen	7
1	Inleiding	9
1.1	Achtergrond en aanleiding	9
1.2	Aanpak van het onderzoek	9
1.3	Korte beschrijving van de winning	10
2	Reactiviteit van de ondergrond	15
2.1	Inleiding	15
2.2	Redoxtoestand en pH	15
2.2.1	IJzer	16
2.2.2	Nitraat	16
2.2.3	Sulfaat	20
2.2.4	Conclusie redoxtoestand	20
2.3	Bepaling reactiviteitsparameters uit boorbeschrijvingen	21
2.4	3D-interpolatie van bodemreactiviteitsparameters	23
2.5	Grondwaterstroming	23
2.6	Herkomstberekening met Optimix	26
3	Landgebruik en risico's	31
3.1	Inleiding	31
3.2	Landgebruik in het intrekgebied van Borgharen	31
3.3	Vertaling naar belasting aan maaiveld	33
4	Het chemische stroombanenmodel Respond	37
4.1	Inleiding	37
4.2	Voorgeschiedenis	37
4.3	Risico-analyse met Respond	37
4.4	Typen transportmodellen	39
4.5	Belasting	40
4.6	Bodempassage	41

4.7	Calibratie op waargenomen concentraties in het ruwwater met een genetisch algoritme	43
4.8	Resultaten	43
4.9	Technisch ontwerp	46
5	Diffuse verontreinigingen	47
5.1	Kwaliteit van het ruwwater	47
5.2	Diffuse belasting berekend met RESPOND	48
5.3	Resultaten modellering met diffuse belasting met Nitraat, Sulfaat en Totale Hardheid ⁴⁹	
5.4	Chloride	51
6	Puntverontreinigingen	53
6.1	Verkenning bekende puntbronnen	53
6.2	Aangetroffen stoffen	56
6.3	Risico-inschatting puntbronnen	57
6.4	Conclusies puntbronnen	57
6.4.1	Wel aangetroffen in de winning, maar niet berekend	58
6.4.2	Niet aangetroffen in de winning, maar wel berekend	58
7	Conclusies en aanbevelingen	59
7.1	Borgharen	59
7.2	Conclusies gebruik software instrumenten	60
8	Literatuur	61
	BIJLAGEN	65
I	Toelichting op voorstel aanvullend meetprogramma Borgharen	67
II	Profielen grondwaterkwaliteit	69
III	Bepaling reactiviteitsparameters	73
IV	REFLECT belastingscores	77
V	Beschrijving groene zanden en glauconiet	83

Lijst van figuren

Figuur 1: Locatie van de winning Borgharen.....	11
Figuur 2: Locatie van de onttrekkingsputten van pompstation Borgharen (binnen paars kader).....	12
Figuur 3: Positie van de pompfilters van PS Borgharen in dwarsprofiel. De filters bevinden zich in het kalksteenpakket; boven de kalksteen bevinden zich resp. groene zanden, het grindpakket en een niet geheel aaneengesloten kleidek.	12
Figuur 4: Intrekgebied van pompstation Borgharen per pompput	13
Figuur 5: De ideale redox sequentie voor een systeem dat is afgesloten van de atmosfeer en geen menging optreedt. Eerst wordt zuurstof, dan nitraat en vervolgens sulfaat gebruikt voor oxidatie van organisch materiaal. (Stuyfzand, 1993). Tevens zijn de theoretische redoxpotentialen bij pH7 aangegeven en de concentratieverlopen van ijzer, mangaan, waterstof, waterstofsulfide en ammonium.	16
Figuur 6: Gemiddelde nitraatgehalte vanaf 1970	17
Figuur 7: Grafische presentatie van de boorbeschrijvingen van de pompputten naar lithologie.....	18
Figuur 8: Grafische presentatie van de boorbeschrijvingen van de pompputten naar kleur	18
Figuur 9: Gemiddelde belasting met dierlijke mest in Nederland in kg N/ha/jaar (van Beek et al. 2002).....	19
Figuur 10: Verhouding tussen bicarbonaat en totale hardheid op mol basis..	20
Figuur 11: Ligging geselecteerde boringen (zijaanzicht en bovenaanzicht) en de mate van detail waarmee de boringen zijn beschreven (van A=veel detail tot F= weinig detail).....	21
Figuur 12: Reistijden en berekend intrekgebied van pompstation Borgharen	24
Figuur 13: Intrekgebied per pompput van pompstation Borgharen	25
Figuur 14: De verblijftijdsverdeling in de verzadigde zone van het onttrokken water	25
Figuur 15: Resultaten van de berekening van de herkomst van het ruwwater van Borgharen; aandeel in het ruwwater per grondwatertype.....	28
Figuur 16: Resultaten van de berekening van de herkomst van het ruwwater van Borgharen: verschillen berekend – gemeten.....	28
Figuur 17: Resultaten van de berekening van de herkomst van het ruwwater van Borgharen: relatieve verschillen berekend - gemeten	29
Figuur 18: Landgebruik in het intrekgebied van Borgharen, weergegeven met Respondcodes	32
Figuur 19: Voorbeeld van een belastingcurve (nationaal gemiddelde atmosferische depositie van zwavel, ontleend aan gegevens van het RIVM).....	38
Figuur 20: Schema van berekeningen met MT3d en Modpath-Soilpath als twee alternatieve trajecten	40
Figuur 21: Schema werkwijze Respond	42
Figuur 22: Schema chemische processen	42

Figuur 23: Voorbeeld van een berekening met een gecalibreerd model voor de sulfaat concentratie in ruwwater; de resultaten komen niet exact overeen met de waarnemingen maar geven wel een goede indicatie.....	43
Figuur 24: Sulfaatgehalte in de pompputten van Borgharen	47
Figuur 25: Chloridegehalte in de pompputten van Borgharen	51
Figuur 26: Gemiddeld chloridegehalte per jaar in de Maas bij Eijsden	52
Figuur 27: Ligging bedrijven die een potentiële bron voor verontreiniging vormen.....	53
Figuur 28: Ligging puntbronnen.....	54

Lijst van tabellen

Tabel 1: Overzicht van reactieve bestanddelen in Pleistocene afzettingen in Nederland en de daarvan effecten op het gedrag van stoffen in grondwater [naar: Griffioen et al, 2002]	15
Tabel 2 Geschatte concentraties van de indicatoren per watersoort en gemeten concentraties in het ruwwater	27
Tabel 3 Berekend aandeel van de “eindleden” in het ruwwater van Borgharen	27
Tabel 4 Gemeten en berekende concentraties van de herkomstindicatoren in het ruwwater van pompstation Borgharen	27
Tabel 5: Oppervlakteaandeel landgebruikcategorïen in het intrekgebied van Borgharen	32
Tabel 6: Landgebruik in het intrekgebied van individuele pompputten	33
Tabel 7: Ruimtelijke functies	34
Tabel 8: Gemiddelde score per REFLECT stofgroep op een schaal van 1 - 10	34
Tabel 9: Mogelijke verontreinigende stoffen vanuit de puntbronnen	54
Tabel 10 : Aangetroffen stoffen in het gezamenlijk ruw en individuele pompputten in Borgharen (<D = kleiner dan detectiegrens, - = niet bemonsterd)	56
Tabel 11: Percentage van het ingangssignaal dat in de winning aankomt (per stroombaan)	57

1 Inleiding

1.1 Achtergrond en aanleiding

Deze studie is onderdeel van het bedrijfstakonderzoek van de drinkwaterbedrijven en betreft een pilot studie van het project Stedelijk Waterbeheer en Waterwinning [Kiwa, 2005]. Binnen dit project is kennis vergaard van grondwatersamenstelling, zuiveringstechnieken en risicoanalyse van stedelijke winningen. Eén van de onderdelen van de pilot studie behelst de toepassing van een methode voor risicoschatting van de kwaliteit van het ruwwater. Op deze manier wordt ervaring opgedaan met het toepassen van de ontwikkelde methoden op een concrete situatie.

Daarnaast wenst WML inzicht te verkrijgen in risico's en te verwachten ontwikkelingen van de ruwwaterkwaliteit op pompstation Borgharen. De constructie van een grondwatermodel voor pompstation Borgharen vormt het hydrologische onderdeel van de ruwwaterkwaliteitsprognose en de ruwwater risicoanalyse en is beschreven in deelrapport 1. In voorliggend rapport is de ruwwater risicoanalyse beschreven.

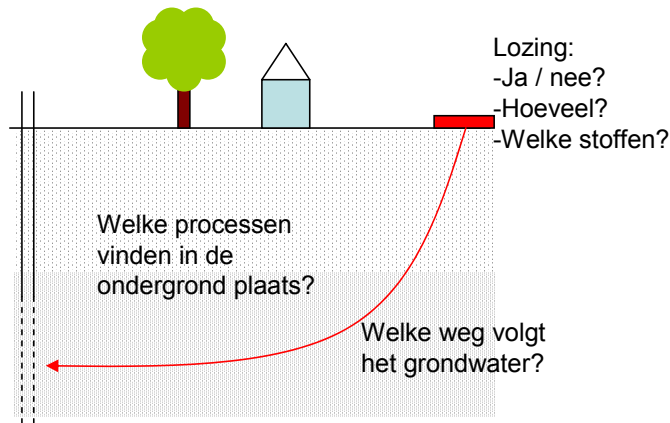
1.2 Aanpak van het onderzoek

De eerste stappen voor het ontwikkelen van een methode om risico's van verslechtering van de ruwwaterkwaliteit te schatten op kwantitatieve grondslag zijn enige jaren geleden gezet bij de ontwikkeling van het programma REFLECT [Laeven et al. 1999]. Binnen het genoemde project Stedelijk Waterbeheer en Waterwinning is vervolgens een methode ontwikkeld waarmee het transport van stoffen in de ondergrond langs stroombanen kan worden gemodelleerd. De REFLECT scores geven een eerste kwalitatieve indruk van de potentiële belasting aan maaiveld, uitgedrukt in een risicoscore per stofgroep en per landgebruiksklasse. Of een bepaalde belasting werkelijk een bedreiging vormt voor de winning is echter sterk afhankelijk van de duur en grootte van de belasting en het effect van de bodempassage (afbraak, sorptie). Om deze aspecten beter in de risicoanalyse tot uiting te laten komen is RESPOND ontwikkeld. De berekeningen worden uitgevoerd op basis van geautomatiseerde verwerking van de beschikbare boorgegevens en een modellering van het stroombanenpatroon. In RESPOND worden in plaats van de kwalitatieve belastingscores, kwantitatieve belastingcurven over de tijd gebruikt. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen de beter te kwantificeren diffuse verontreinigingen (hoofdstuk 5) en de vaak moeilijk te kwantificeren puntverontreinigingen (hoofdstuk 6).

In dit onderdeel van het project wordt de methode nader uitgewerkt en tegelijkertijd getoetst aan praktische toepassingen. Voor dit doel zijn twee winplaatsen geselecteerd. Naast pompstation Borgharen (dit rapport) is pompstation Heumensoord (Vitens; zie Kiwa rapporten BTO 2007.026 en BTO 2007.027).

Een risicoanalyse vergt beantwoording van de volgende vragen :

1. Hoe stroomt het water (vanaf maaiveld) naar de winning?
2. Welke processen vinden in de ondergrond plaats?
3. Welke stoffen komen in het grondwater terecht, op welke locatie en in welke hoeveelheden?



De eerste vraag is in principe beantwoord met de hydrologische modellering in het eerste deel van het onderzoek (BTO2007.030). In dit rapport wordt de reactiviteit van de ondergrond bepaald (hoofdstuk 2); de reactiviteit geeft inzicht in de processen die in het grondwater plaatsvinden.

Verontreinigingen die in het grondwater terecht komen zijn sterk gecorreleerd aan het landgebruik. De analyse van de relatie tussen landgebruik en risico's is beschreven in hoofdstuk 3. In hoofdstuk 4 is de opzet van Respond beschreven. Berekeningen van het effect van diffuse- en puntbronnen zijn beschreven in hoofdstukken 5 en 6.

1.3 Korte beschrijving van de winning

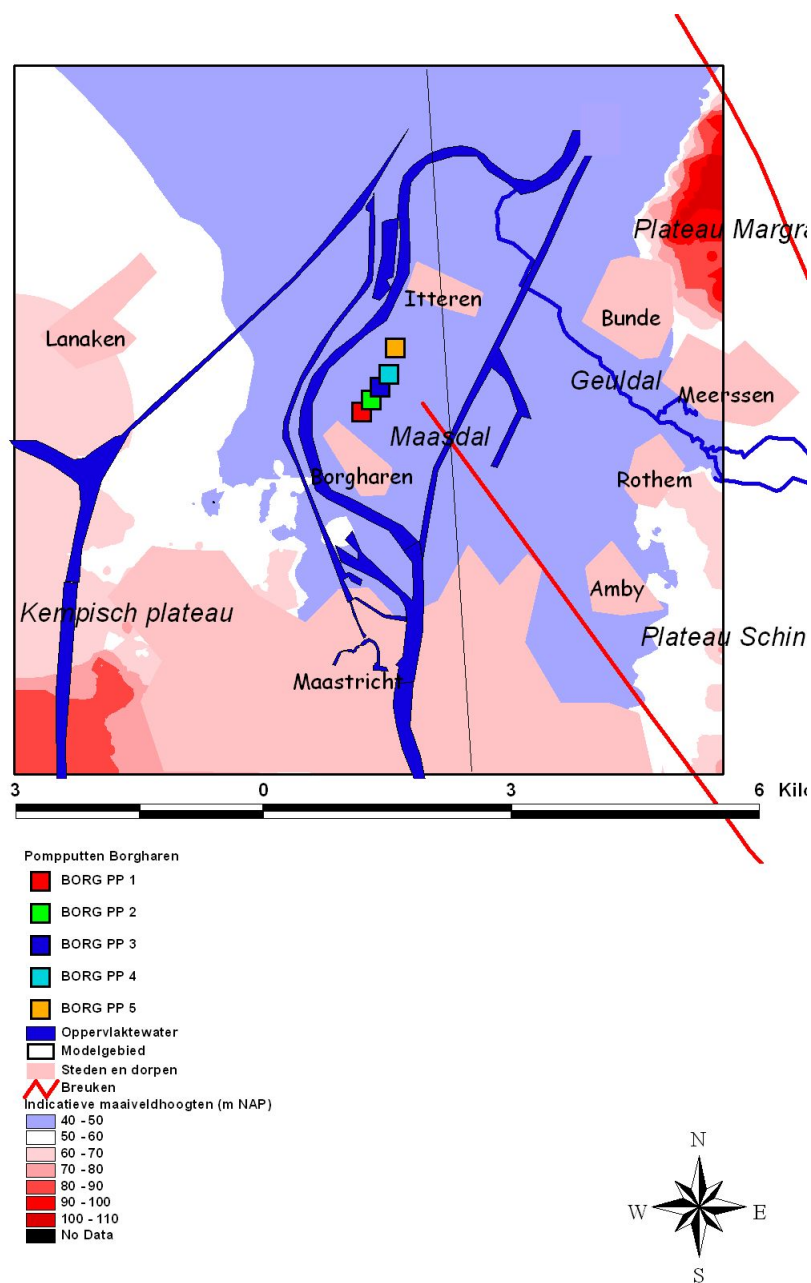
Pompstation Borgharen is gelegen in Zuid Limburg, in het Maasdal, op enkele kilometers afstand van Maastricht.

De kenmerkende bodemopbouw in het intrekgebied van de winning Borgharen is:

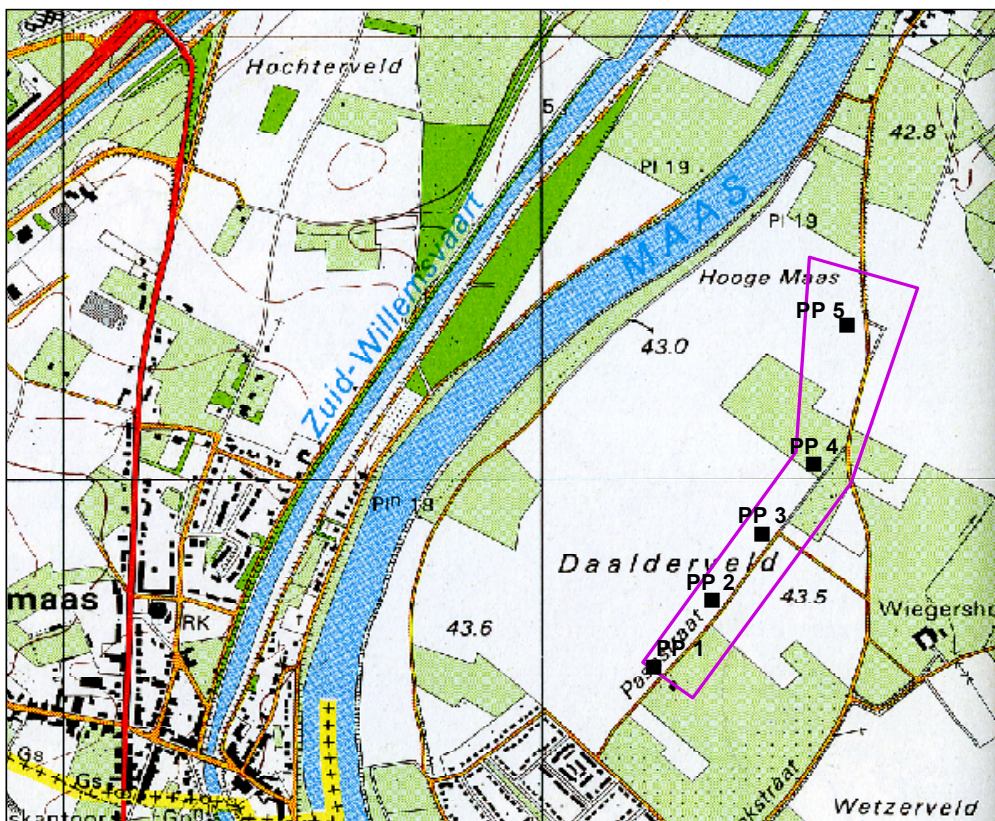
- Holocene deklaag van klei of leem van 1 tot enkele meters, plaatselijk ontbrekend;
- lössafzettingen, sterk variërend in dikte, plaatselijk meer dan 15 meter dik;
- grindafzettingen, vaak met bijmenging van rivierzand, 5 tot 20 meter dik;
- groene, glauconiethoudende zanden en kleien (formaties van Tongeren en Rupel), maximaal 15 meter rond het pompstation, dikker naar het oosten en soms ontbrekend naar het westen;
- kalksteen, dikte waarschijnlijk in het hele intrekgebied minstens 150 meter.

Doordat de Holocene deklaag lokaal ontbreekt is het mogelijk dat verontreinigingen direct in het watervoerende pakket komen, waardoor de reistijd tot de winning kleiner is dan met het model berekend.

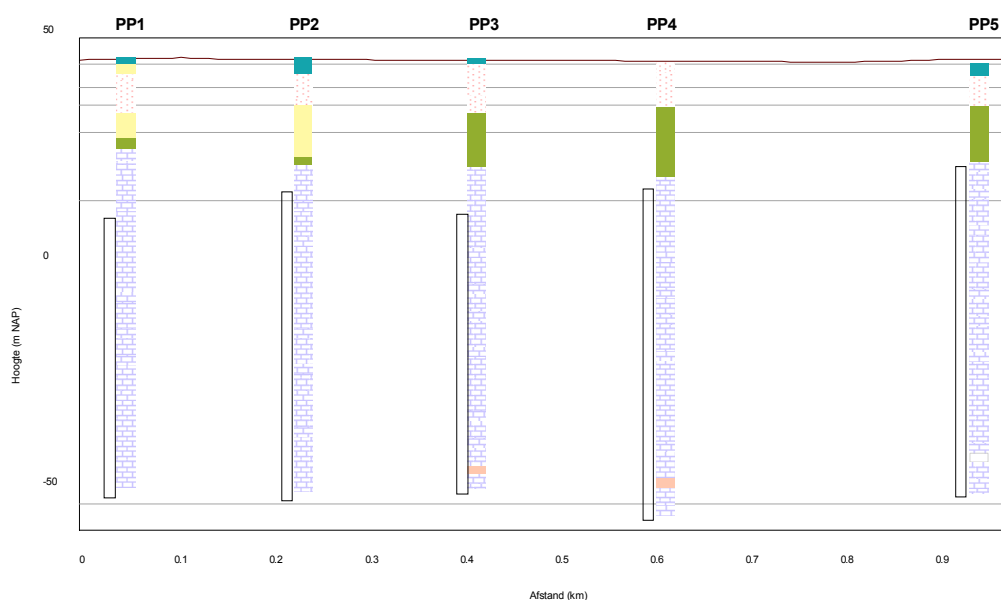
De geologie van het gebied is meer in detail beschreven in BTO 2007.030.



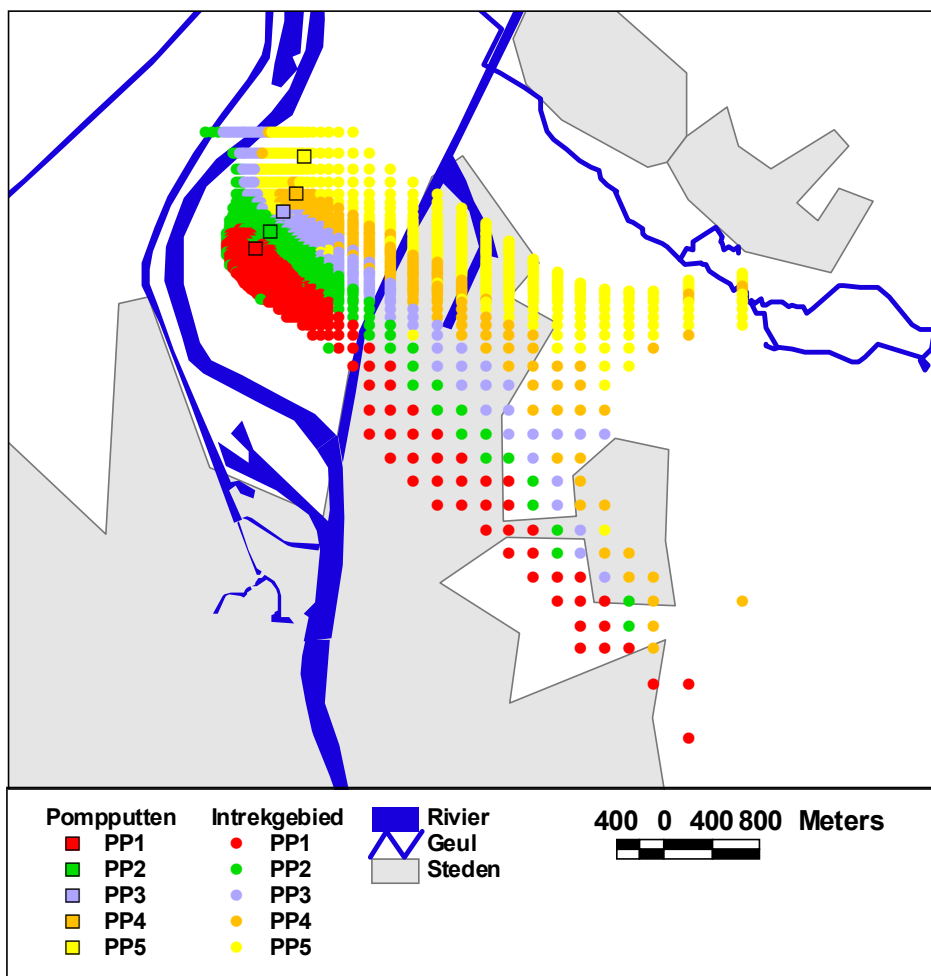
Figuur 1: Locatie van de winning Borgharen



Figuur 2: Locatie van de onttrekkingsputten van pompstation Borgharen (binnen paars kader)



Figuur 3: Positie van de pompfilters van PS Borgharen in dwarsprofiel. De filters bevinden zich in het kalksteenpakket; boven de kalksteen bevinden zich resp. groene zanden, het grindpakket en een niet geheel aaneengesloten kleidek.



Figuur 4: Intrekgebied van pompstation Borgharen per pompput

2 Reactiviteit van de ondergrond

2.1 Inleiding

De chemische samenstelling van het grondwater wordt sterk beïnvloed door de aanwezigheid van reactieve componenten in de bodemmatrix [Stuyfzand et al, 1996]. Om de risico's van bepaalde vormen van landgebruik op de kwaliteit van het opgepompte water te kunnen bepalen is het dus belangrijk om de reactiviteit van de bodem vanaf maaiveld tot pompput in kaart te brengen. Tijdens de uitvoering van het project Stedelijk waterbeheer en drinkwaterwinning zijn softwaremodules ontwikkeld die op basis van boorbeschrijvingen en grondwateranalyses de relevante aspecten van de reactiviteit in kaart brengen. In Tabel 1 is een overzicht gegeven van de reactieve bestanddelen van de ondergrond en het effect op de kwaliteit van het grondwater.

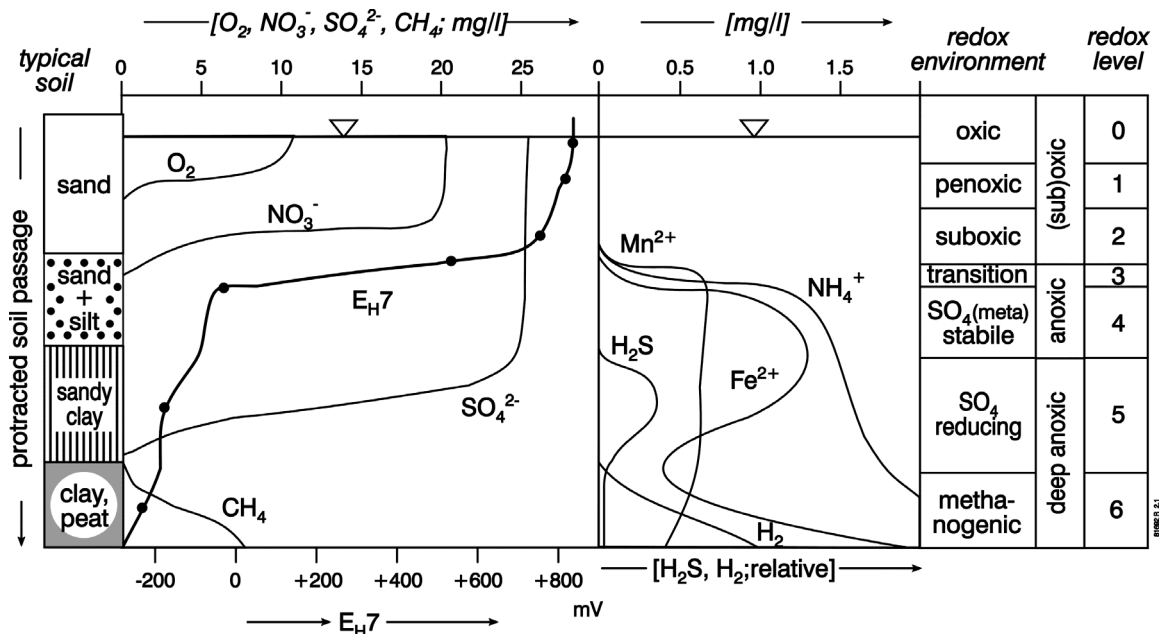
Tabel 1: Overzicht van reactieve bestanddelen in Pleistocene afzettingen in Nederland en de daarvan effecten op het gedrag van stoffen in grondwater [naar: Griffioen et al, 2002]

Reactief bestanddeel	Reactie
Kalk/schelpen	Zuurbufferend vermogen
CEC	Uitwisseling kationen (bijv. Ca, Mg tegen Na of H ⁺)
Ijzeroxides	Affiniteit voor anionen, oplosbaar onder reducerende omstandigheden
Organisch materiaal	Buffer voor reduceerbare verbindingen (nitraat), affiniteit voor sporenmetalen en adsorbens voor organische verontreinigingen
Pyriet	Buffer voor inspoelbare reduceerbare verbindingen
Sideriet	Buffer voor inspoelbare reduceerbare verbindingen
Glaucaniet	Affiniteit voor sporenmetalen, adsorbens voor inspoelende bestrijdingsmiddelen

Naast de reactieve bestanddelen is inzicht in de redoxtoestand en de pH van belang.

2.2 Redoxtoestand en pH

De redoxtoestand en de pH zijn bepaald op basis van de grondwateranalyses van na 1970. Goede indicatoren voor de redoxtoestand zijn de nitraat-, ijzer- en sulfaatconcentratie in het grondwater (*Figuur 5*). In Respond wordt het redoxmilieu bepaald volgens de methode Stuyfzand (Stuyfzand 1988, 1993).



Figuur 5: De ideale redox sequentie voor een systeem dat is afgesloten van de atmosfeer en geen menging optreedt. Eerst wordt zuurstof, dan nitraat en vervolgens sulfaat gebruikt voor oxidatie van organisch materiaal. (Stuyfzand, 1993). Tevens zijn de theoretische redoxpotentialen bij pH7 aangegeven en de concentratieverlopen van ijzer, mangaan, waterstof, waterstofsulfide en ammonium.

In bijlage II zijn west - oost gerichte concentratieprofielen over het intrekgebied weergegeven voor NO_3^- , SO_4^{2-} , Mn^{2+} , Fe^{2+} en pH. De pH ligt tussen 7 en 7,7. In de figuren in de bijlage is te zien dat er slechts een beperkt aantal meetpunten is waar de grondwaterkwaliteit is gemeten. Omdat we alleen gebruik maken van de meetpunten vanaf 1970, blijven ongeveer 12 meetlocaties over met kwaliteitsdata.

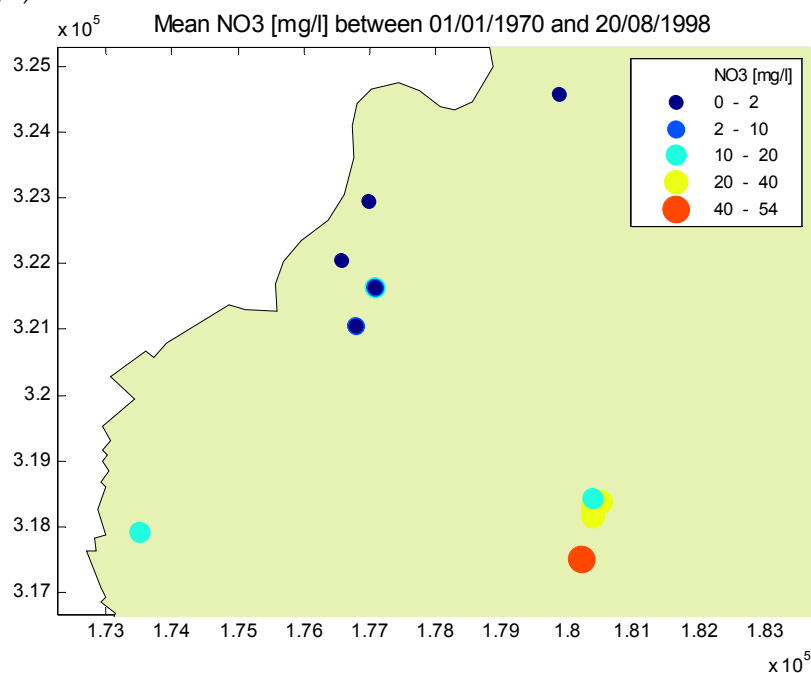
2.2.1 IJzer

IJzer in oplossing is een goede indicator voor gereduceerde omstandigheden. Als ijzer in contact komt met zuurstof worden vaste ijzer(hydroxiden) gevormd. Als in het grondwater ijzer in oplossing aanwezig is, dan sluit dit zuurstof uit. Het ijzer in het ruwwater ligt rond 1 mg/l. Het gehalte in de pompputten loopt van noord naar zuid op, van 0.04 mg/l in PP5 tot 1.25 mg/l in PP1. Ook in het poldergebied, direct rond de winning, is het ijzergehalte laag (0.01 – 1 mg/l). De twee verder naar het noordoosten gelegen putten hebben een ijzergehalte van 3 tot 11 mg/l. Ten oosten van het Julianakanaal is het ijzergehalte overal minder dan 0.5 mg/l.

2.2.2 Nitraat

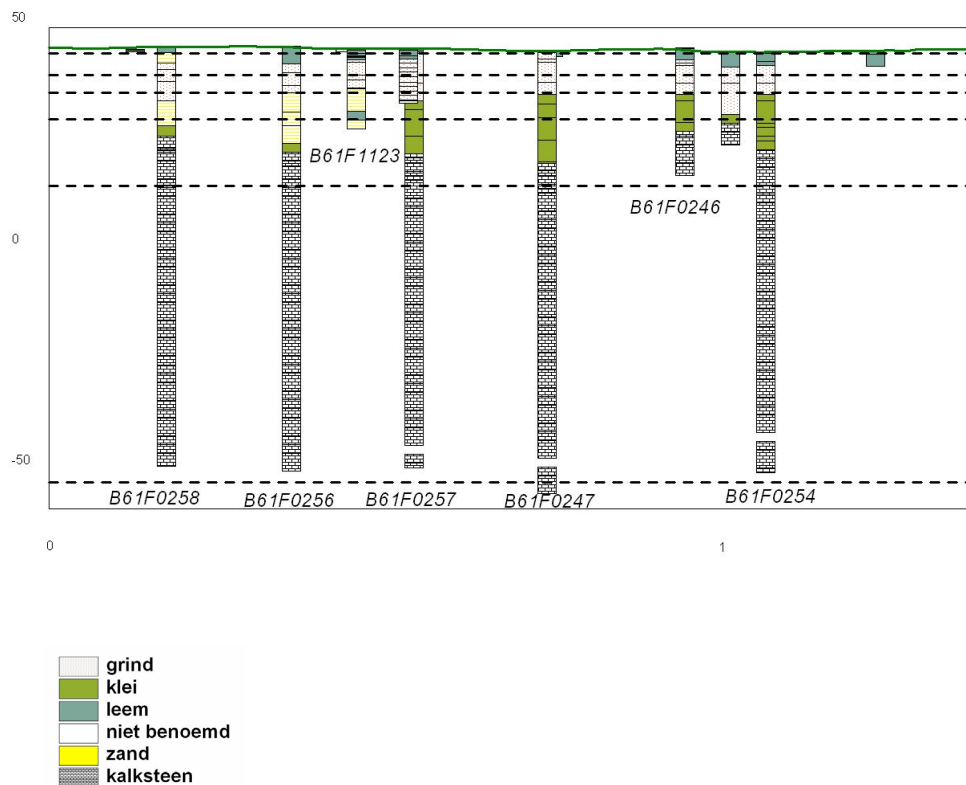
Nitraat is een indicator voor vermist in een oxisch milieu. In het Maasdal in de omgeving van de winning, zien we over het algemeen lage nitraatgehalten (Figuur 6). De diepte van deze filters varieert van 15 tot 25 m - mv. Ten zuiden en zuidoosten van de winning zijn hogere concentraties gemeten, maar deze liggen buiten het intrekgebied. In het door de

pompputten onttrokken grondwater zijn de nitraatconcentraties zeer laag (< 2 mg/l).

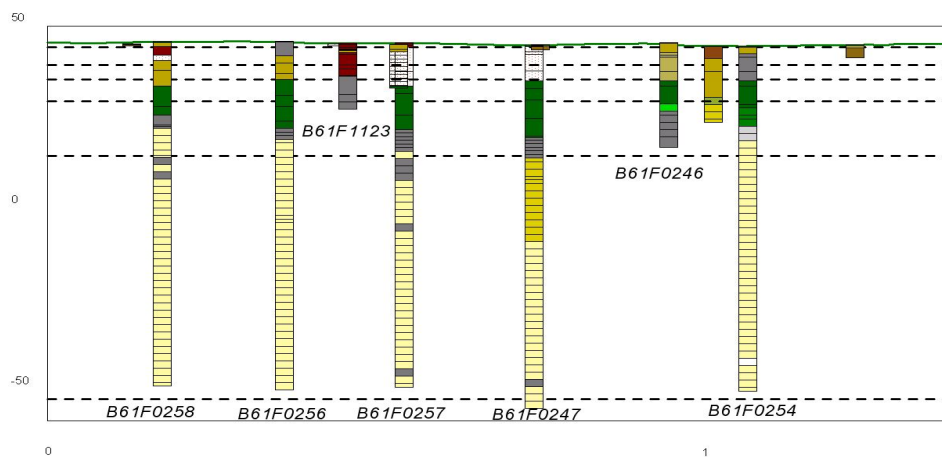


Figuur 6: Gemiddelde nitraatgehalte vanaf 1970

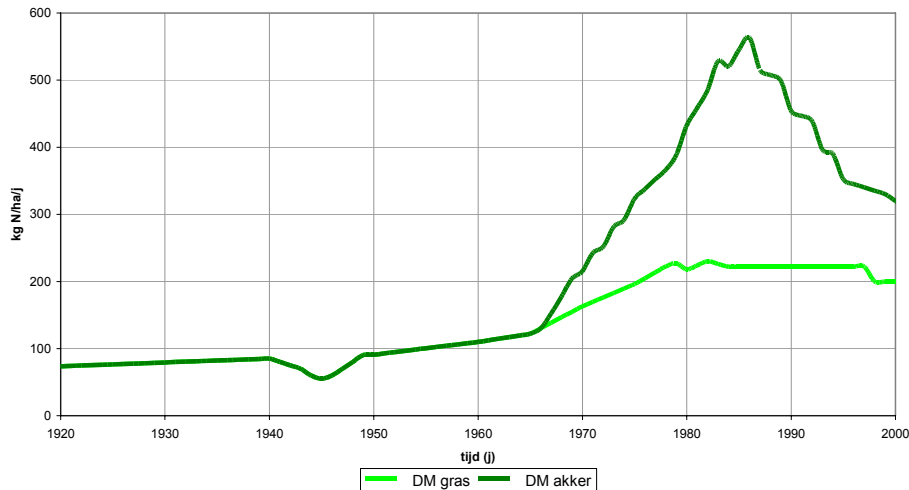
Een zeer lage stikstofbelasting is waarschijnlijk niet de oorzaak is van de voor landbouwgebied opmerkelijk lage nitraatconcentraties in het grondwater. Vanaf het eind van de jaren 70 is vooral op gras het gebruik van dierlijke mest sterk toegenomen (Figuur 9). Zuid Limburg is geen gebied met veel intensieve veehouderij, zodat we verwachten we dat de *vorm* van de curve voor landbouwgebieden in het intrekgebied van de pompstation Borgharen gelijk is aan die in Figuur 9, maar dat de absolute waarden wat lager liggen. De stikstofbelasting in Limburg is lager is dan het landelijke gemiddelde maar op grond van de toename van de mestgiften in de jaren 70 en 80 verwachten we vanaf 1980 toch wel een toename van de nitraatbelasting. Dat in het ruwwater van de winning Borgharen nauwelijks nitraat wordt aangetroffen terwijl toch ongeveer 30% van het onttrokken water waarschijnlijk kort daarvoor nog oxisch was (zie 2.6) is mogelijk een gevolg van de beschermende aanwezigheid van reactieve groene, glauconiethoudende zanden en kleien die deel uitmaken van het traject waarlangs het grondwater naar de pompputten stroomt. Het grondwater dat via het bovenliggende grindpakket naar de winning stroomt, passeert in een groot deel van het intrekgebied - waaronder ook het gebied rond de winning - eerst de onderliggende glauconiethoudende zanden van 10 – 15 meter dik. Deze reactieve zanden “consumeren” de in het oxische water aanwezige zuurstof en nitraat.



Figuur 7: Grafische presentatie van de boorbeschrijvingen van de pompputten naar lithologie



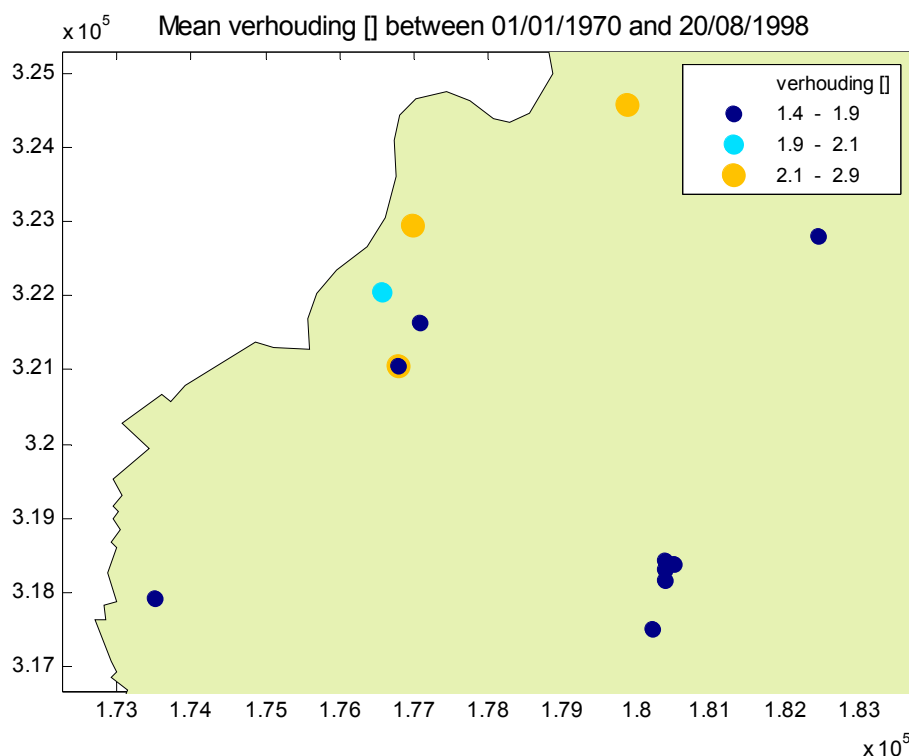
Figuur 8: Grafische presentatie van de boorbeschrijvingen van de pompputten naar kleur



Figuur 9: Gemiddelde belasting met dierlijke mest in Nederland in kg N/ha/jaar (van Beek et al. 2002)

In Figuur 10 is de verhouding tussen bicarbonaat en hardheid weergegeven. Een verhouding groter dan 2 is een indicatie voor gereduceerd (oud) water. Dit zien we in een aantal putten in de omgeving van de winning. Er komen in deze putten ook verhoogde gehalten kalium voor. De combinatie van een bicarbonaat / totale hardheid- verhouding groter dan 2 (op mol basis) en een kaliumgehalte groter dan 3 mg/l wijst op bijmenging van zout water uit de diepe delen van de kalksteenformatie.

In hetzelfde gebied zien we ook meetpunten met een verhouding bicarbonaat / hardheid lager dan 2, dit wijst op jong water. In deze meetpunten zien we ook een kaliumgehalte >3, wat in combinatie met een lage bicarbonaat/hardheidverhouding juist wijst op invloed van bemesting. De lage nitraatgehalten worden hier veroorzaakt door denitrificatie onder invloed van organisch materiaal.



Figuur 10: Verhouding tussen bicarbonaat en totale hardheid op mol basis

2.2.3 Sulfaat

Diep-anoxische milieus zijn sterk sulfaatreducerend. De sulfaatconcentratie kan hierdoor worden gebruikt om te bepalen of een bepaald milieu anoxisch dan wel diep-anoxisch is. In een diep anoxisch milieu verdwijnt na NO_3 het SO_4 . Het sulfaatgehalte in het gebied is nergens lager dan 15 mg/l en loopt lokaal op tot 89 mg/l. Er is dus waarschijnlijk geen sprake van sulfaatreducerende omstandigheden.

2.2.4 Conclusie redoxtoestand

Op basis van de overwegend lage ijzerconcentraties in het ruwwater lijkt er sprake te zijn van een oxisch milieu. Anderzijds kunnen de lage nitraatconcentraties, in combinatie met door landbouwactiviteiten beïnvloed grondwater juist wijzen op een anoxisch redoxmilieu, mits het nitraatrijke water enkele jaren in anoxische omstandigheden heeft verkeerdt. Het feit dat er in het grondwater in de kalksteenformaties zeer weinig ijzer voorkomt is in overeenstemming met het feit dat er in mariene omstandigheden die de ontstaansgeschiedenis van de deze formaties karakteriseren vrijwel geen ijzer aanwezig is. Het diepere grondwater is anoxisch en tegelijk geldt dat er vrijwel geen ijzer in is opgelost. Ook in Maaswater zijn de ijzerconcentraties gemiddeld lager dan 1,5 mg/l. De aanwezigheid van weinig verhoogde nitraatconcentraties in het diepere grondwater is waarschijnlijk eerder een gevolg van de hydrologische en/of chemische processen dan van een zeer lage belasting. Mogelijke oorzaken van de lage nitraatconcentraties kunnen zijn:

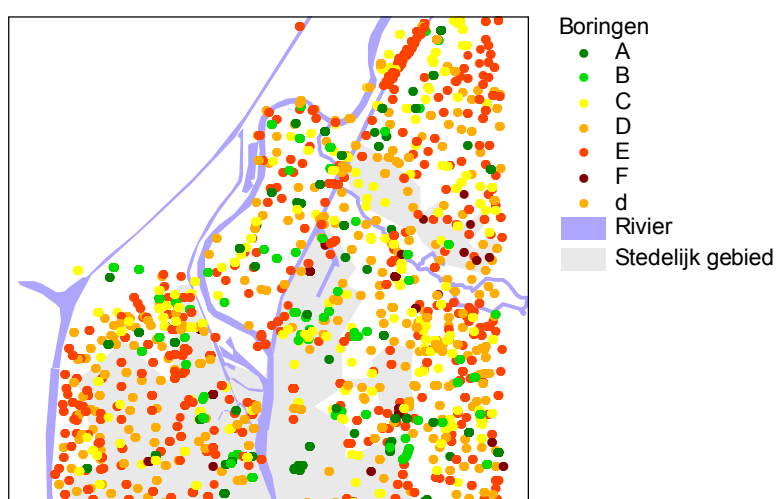
- hydrologisch: overwegend afstromen van het jonge landbouwwater via het grindpakket, zonder infiltratie naar de dieper gelegen zanden en kalksteenformaties;
- chemisch: reductie van nitraat o.i.v. glauconiet in de “groene” zanden en kleien;
- chemisch: reductie van nitraat o.i.v. pyriet in de kalksteen;
- chemisch: reductie van nitraat door menging met gereduceerd water;

Bovenstaande scenario's kunnen gedeeltelijk in combinatie voorkomen; aanwezigheid van pyriet en glauconiet impliceert bijvoorbeeld gereduceerde omstandigheden.

Er zijn helaas erg weinig gegevens beschikbaar van het ondiepe grondwater zodat de beoordeling van het hydrochemische systeem onzeker blijft. Het meest aannemelijke scenario is dat het ondiepe grondwater dat door het grindpakket stroomt overwegend oxisch is en nitraatconcentraties heeft met een grootteorde van 20 mg/l. Het diepere grondwater in de groene zanden en het kalksteenpakket is waarschijnlijk overwegend anoxisch, heeft een verwaarloosbare nitraatconcentratie en een zeer lage ijzerconcentratie door het mariene milieu waarin het ontstaan is. Maaswater heeft een zeer lage ijzerconcentratie, een nitraatconcentratie van 10 – 20 mg/l en is oxisch.

2.3 Bepaling reactiviteitsparameters uit boorbeschrijvingen

De in Tabel 1 weergegeven reactieve bestanddelen kunnen bepaald worden door bij een boring steekmonsters te nemen en deze te laten analyseren in een laboratorium. In de omgeving van Borgharen zijn voorzover ons bekend geen steekmonsters geanalyseerd. Gewone boorbeschrijvingen zijn (in tegenstelling tot de boringen met chemische analyses) wel beschikbaar, maar alleen in het Nederlandse deel van het modelgebied. De boorbeschrijvingen verschillen sterk in kwaliteit en detailniveau. In *Figuur 11* zijn de geselecteerde boringen en de mate van detail waarmee de boring is beschreven weergegeven.



Figuur 11: Ligging geselecteerde boringen (zij aanzicht en bovenaanzicht) en de mate van detail waarmee de boringen zijn beschreven (van A=veel detail tot F= weinig detail)

Een aantal reactieve bestanddelen kan vrij direct uit de boorbeschrijvingen worden afgeleid, het gaat hierbij om organisch materiaal, kalkgehalte, aanwezigheid van glauconiet en de CEC (op basis van gehalten organisch materiaal, gehalten lutum en een inschatting van de pH). Slechts in sommige gevallen zijn de percentages lutum en organische stof bepaald, maar in veel gevallen wordt volstaan met een inschatting als 'humeus' of 'kleiig'. Vaak echter wordt in het geheel geen extra informatie verstrekt naast de lithologische aanduiding.

Voor het afleiden van reactiviteitsparameters uit de boorbeschrijvingen zijn op basis van literatuur [Locher & De Bakker, 1990, Locher, 1998, Van Lanen, 2002] rekenregels en tabellen opgesteld die in de Respond software worden toegepast. Het gaat hierbij om rekenregels voor het afleiden van het percentage lutum, organische stof en kalk in de bodem. Op basis van deze parameters is vervolgens de CEC berekend. In onderstaande wordt de werkwijze globaal toegelicht. Een nadere uitwerking van de opgestelde rekenregels en tabellen is weergegeven in bijlage III.

- *Vaststelling percentages lutum, organische stof en kalk uit boorbeschrijvingen*
Bij het bepalen van de waarden wordt eerst nagegaan of er een kwantitatieve aanduiding van het gehalte lutum, organische stof of kalk gegeven is. Als dit het geval is wordt deze waarde gebruikt. Als dit niet het geval is, wordt nagegaan of er een kwalitatieve aanduiding gegeven is, bijvoorbeeld 'kleiig', 'humeus' of 'kalkarm'. Op basis van tabellen worden deze kwalitatieve aanduidingen vervolgens omgezet in een percentage. Als er noch een kwantitatieve, noch een kwalitatieve aanduiding is gegeven, dan wordt gebruik gemaakt van de lithologische classificatie. Per type grondsoort wordt op basis van literatuur een inschatting gemaakt van de gehalten lutum, organische stof en kalk. Omdat het kalkgehalte niet uitsluitend gerelateerd is aan de lithologie wordt alleen een waarde gegeven bij de lithologische eenheden schelpen, moeraskalk, kalksteen en mergel.
- *Vaststellen Cation Exchange Capacity (CEC) uit boorbeschrijvingen*
Voor de bepaling van de CEC wordt gebruik gemaakt van de uit de boorbeschrijvingen overgenomen of afgeleide waarden voor lutum, organische stof en pH. Voor de berekening is gebruik gemaakt van onderstaande samengestelde vergelijking op basis van onderdelen in Appelo & Postma (1996), Scheffer & Schachtschabel (1979) en Stuyfzand (manual Easy Leacher).

$$CEC = 7L + (5,1 * (pH - 1,16) * C_{org})$$

$$C_{org} = \frac{Os}{2}$$

met:

CEC = Cation Exchange Capacity (meq/kg)

L = Lutum (%)

pH = Zuurgraad (-)

C_{org} = Organische koolstof (%)

$O_s =$ Organische stof (%)

In de omgeving van Borgharen zijn geen steekmonsters bekend, waardoor het niet mogelijk is de berekende waarden te vergelijken met werkelijk gemeten waarden.

Op de andere pilotlocatie (Heumensoord) zijn in een RGD-studie [Weijers,1989] op basis van analyses van grondmonsters, indicatieve waarden bepaald voor onder meer lutumgehalte, organische stof, CEC en kalkgehalte. Uit de vergelijking tussen de door Weijers gevonden waarden met de via Respond berekende waarden blijkt dat de verschillen klein zijn en dat de gebruikte rekenregels in Respond dus bruikbaar zijn voor de berekening van de CEC uit boorbeschrijvingen [Cirkel et al., 2007].

Een aantal andere reactieve bestanddelen (zoals ijzeroxides, pyriet (FeS_2) en sideriet (FeCO_3)) is meestal niet direct uit de boorbeschrijvingen af te leiden.

2.4 3D-interpolatie van bodemreactiviteitsparameters

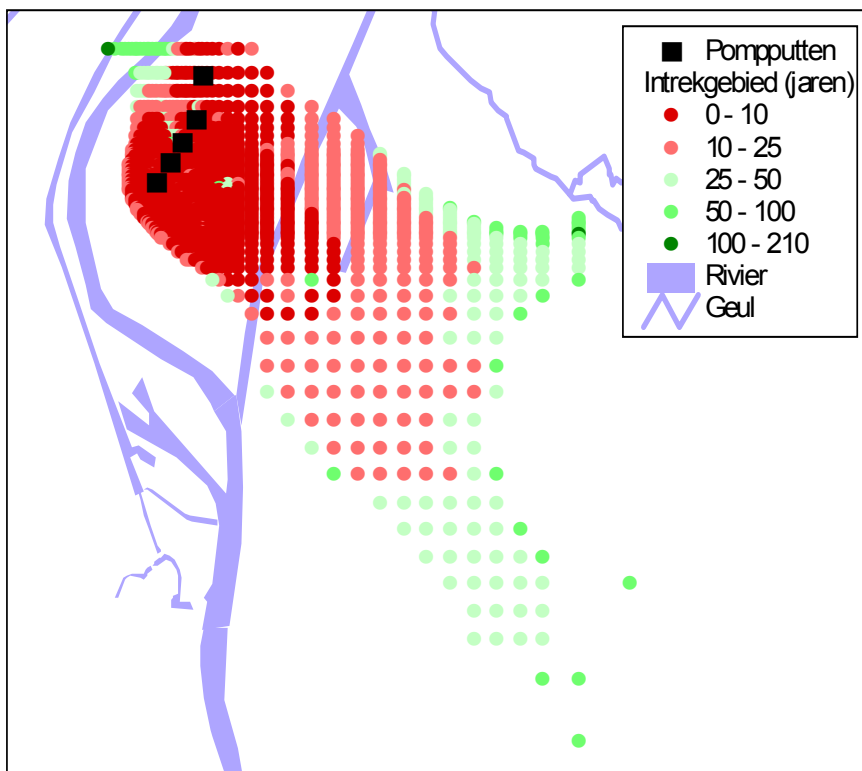
Om de reactiviteit langs een stroombaan te berekenen moet eerst een driedimensionaal beeld worden verkregen van de ondergrond. Hiertoe zijn de gegevens van boringen en grondwateranalyses en de daarvan afgeleide reactiviteitsparameters in drie dimensies geïnterpoleerd. De ondergrond van het modelgebied is ruimtelijk geschematiseerd met een horizontale discretisatie van 100 meter en een verticale discretisatie van 5 meter. Voor de berekening van de waarden per cel is de volgende werkwijze gehanteerd: Rondom de betreffende cel worden (in dit geval) 6 locaties (boringen of peilbuizen) geselecteerd waarvan de records vallen binnen een bepaalde opgegeven verticale afstand vanaf het midden van de betreffende cel (voor deze studie is 15 m boven en onder het midden van de cel gehanteerd). Vervolgens wordt de interpolatie uitgevoerd met 'inverse distance' weging. Omdat in Nederlandse situaties over het algemeen de heterogeniteit in het horizontale vlak kleiner is dan in het verticale vlak weegt de verticale afstand 10x zwaarder mee in de inverse distance interpolatie.

Voor de interpolatie van CEC, kalkgehalte, dichtheid van de bodem, organische stofgehalte en DOC_b is gebruik gemaakt van boorbeschrijvingen en de per record afgeleide reactiviteitsparameters (zie paragraaf 2.3). Voor de interpolatie pH en Redox is gebruik gemaakt van grondwateranalyses (zie paragraaf 2.2).

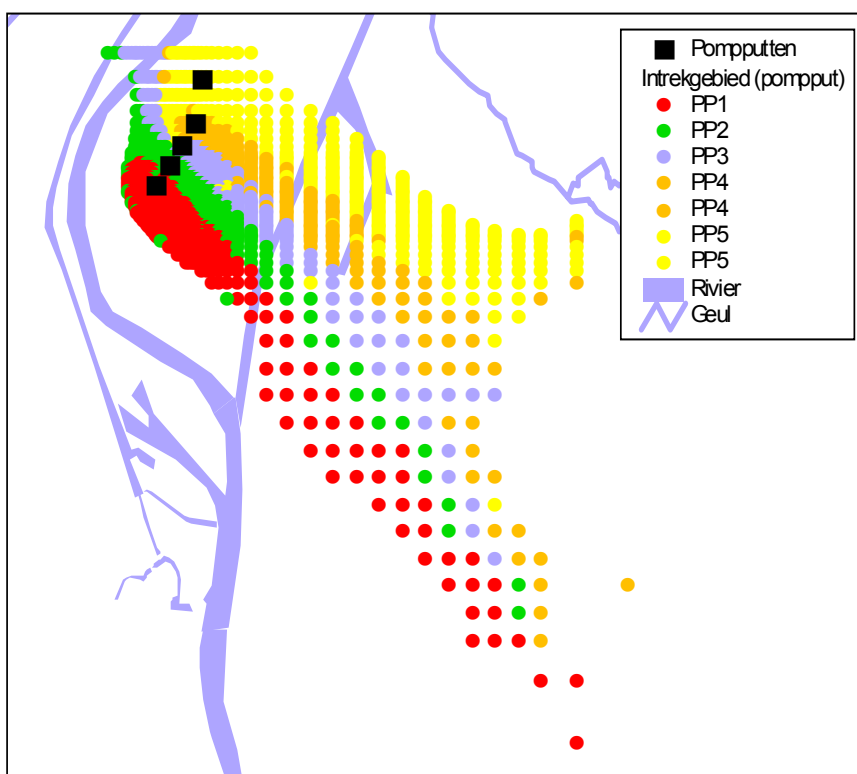
Het aantal meetpunten waar de grondwaterkwaliteit gemeten is (na 1970), is klein, zodat de 3D interpolatie niet erg nauwkeurig is, evenals de bepaling van reactiviteit langs de stroombanen.

2.5 Grondwaterstroming

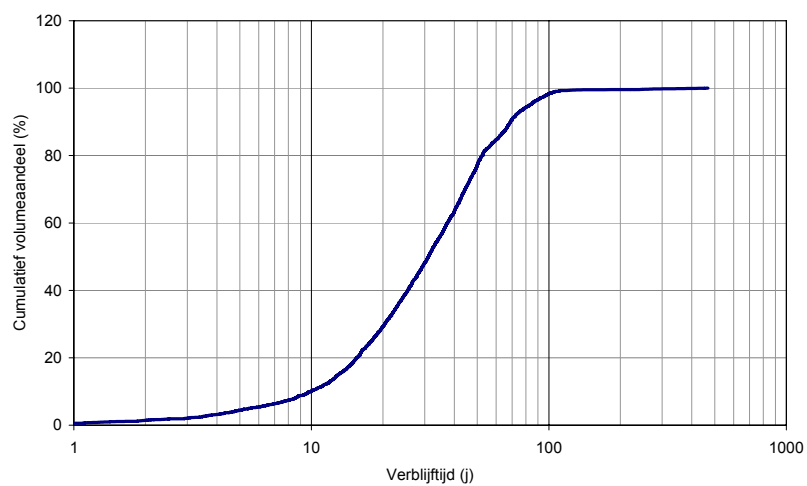
In deelrapport 1 van de pilot studie Borgharen [Vink, 2006] zijn reistijden naar de winning berekend met het hydrologische model. In *Figuur 12* zijn de voor Borgharen berekende reistijden per startpunt weergegeven.



Figuur 12: Reistijden en berekend intrekgebied van pompstation Borgharen



Figuur 13: Intrekgebied per pompput van pompstation Borgharen



Figuur 14: De verblijftijdsverdeling in de verzadigde zone van het onttrokken water

In Figuur 14 is de leeftijdsverdeling van het onttrokken water op het puttenveld Borgharen weergegeven, zoals berekend op basis van de hydrologische modellering. Nagenoeg al het onttrokken water heeft een

verblijftijd in de verzadigde zone van minder dan 100 jaar; circa 50% van het onttrokken water minder dan 30 jaar en 10% minder dan 10 jaar.

De herkomst van het onttrokken water is divers. Het intrekgebied ligt hoofdzakelijk oostelijk van de winning, maar er wordt ook water aangetrokken vanuit de Maas en uit diep gelegen kalksteenformaties. Op basis van de hydrologische modellering kan niet nauwkeurig bepaald worden welk aandeel de verschillende herkomstgebieden in het onttrokken grondwater hebben. Relatief geringe veranderingen van de geschatte lokale doorlatendheden leiden tot grote veranderingen in de volumestromen. Het is relevant om de herkomstverdeling van het onttrokken grondwater te kennen omdat deze direct van invloed is op de risico's van verontreiniging op de ruwwaterkwaliteit. Als alternatief voor de schatting op basis van de hydrologische analyse is een chemische analyse uitgevoerd. Deze is beschreven in de volgende paragraaf.

2.6 Herkomstberekening met Optimix

De herkomst van het in Borgharen onttrokken grondwater is met behulp van een analyse van de chemische samenstelling van het ruwwater berekend.

Gegeven is dat er in hoofdzaak vier "eindleden" zijn waaruit het ruwwater is opgebouwd. Deze vier typen zijn:

1. Oud grondwater, niet sterk antropogeen beïnvloed
2. Jong grondwater, antropogeen beïnvloed, maar niet recent uit de Maas geïnfiltreerd
3. Geïnfiltreerd Maaswater
4. Zout grondwater van mariene oorsprong of met erin opgeloste zouten van mariene sedimenten

In het eerste deelrapport van de pilot studie Borgharen is beschreven dat de hydrologische modellering onvoldoende informatie geeft om het volumetrische aandeel van de verschillende "herkomstbronnen" in het ruwwater nauwkeurig en betrouwbaar te berekenen. De chemische samenstelling van de hierboven beschreven "eindleden" is echter min of meer bekend, terwijl de samenstelling van het ruwwater relatief goed bekend is. Goede indicatoren van de herkomst van het ruwwater zijn echter dun gezaaid, doordat veel stoffen niet inert zijn maar tijdens het transport omgezet worden of retarderen. In het geval Borgharen zijn drie onafhankelijke indicatoren voor de herkomst van het grondwater gekozen. De concentraties van de betreffende stoffen in de verschillende watertypen en in het ruwwater zijn weergegeven in Tabel 2.

Tabel 2 Geschatte concentraties van de indicatoren per watersoort en gemeten concentraties in het ruwwater

Watersoort	Naam	Chloride (mg/l)	Kalium (mg/l)	Fluoride (mg/l)
0	Ruwwater (gemiddeld gemeten)	81	3.25	0.18
1	Zout water	19805	398	1.29
2	Maas	44	3.8	0.70
3	Jong grondwater	25	10	0.1
4	Oud grondwater	10	1	0.1

Met behulp van het programma Optimix (Vink, 2007) is de verdeling van de aandelen van de verschillende eindleden in het ruwwater berekend. De resultaten van de berekeningen zijn weergegeven in Tabel 3 en 4 en Figuur 15 - Figuur 17.

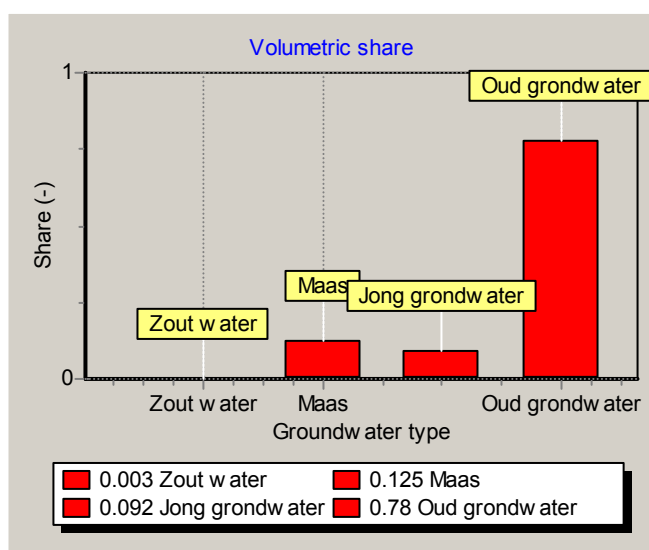
Tabel 3 Berekend aandeel van de "eindleden" in het ruwwater van Borgharen

Grondwatertype	Volumetrisch aandeel (-)
Zout water	0.002
Maas	0.125
Jong antropogeen beïnvloed grondwater (jonger dan ca. 35 jaar)	0.092
Oud water (ouder dan ca. 35 jaar)	0.780

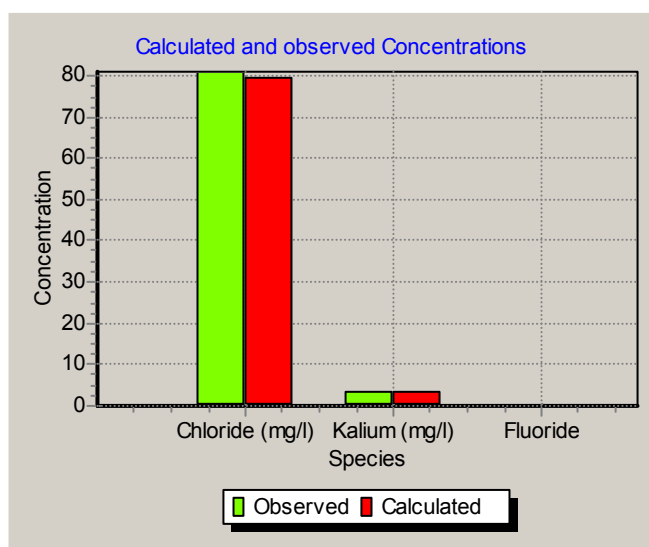
Tabel 4 Gemeten en berekende concentraties van de herkomstindicatoren in het ruwwater van pompstation Borgharen

Parameter	Concentratie ruwwater	Berekende concentratie	Relatief verschil (-)
Chloride (mg/l)	81	79.6	-0.016
Kalium (mg/l)	3.25	3.46	0.064
Fluoride	0.18	0.18	-0.007

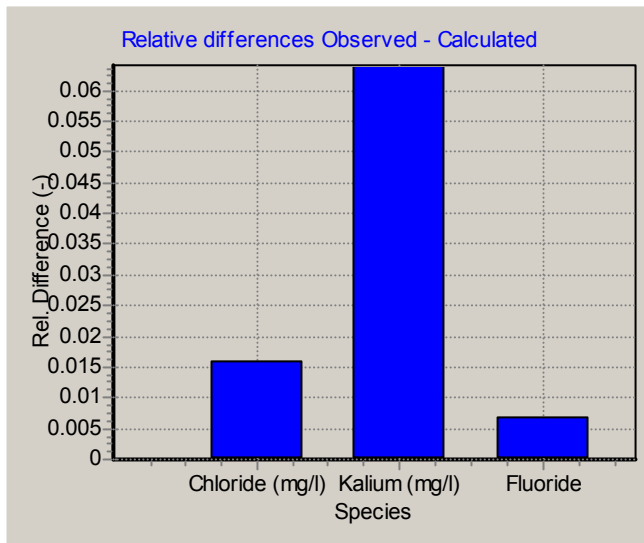
Root Mean Squared Error van het relatieve verschil (-): 0.004



Figuur 15: Resultaten van de berekening van de herkomst van het ruwwater van Borgharen; aandeel in het ruwwater per grondwatertype



Figuur 16: Resultaten van de berekening van de herkomst van het ruwwater van Borgharen: verschillen berekend – gemeten



Figuur 17: Resultaten van de berekening van de herkomst van het ruwwater van Borgharen: relatieve verschillen berekend - gemeten

Er bestaat een discrepantie tussen de resultaten van de herkomstberekening van het ruwwater met Optimix en de op basis van de hydrologische modellering berekende responscurve (Figuur 14). Volgens de responscurve bestaat ongeveer 55% van het ruwwater uit grondwater met een verblijftijd van meer dan 35 jaar, terwijl volgens Optimix resultaten dit 78% is.

De beide berekeningen kunnen niet goed vergeleken worden omdat de verblijftijd van het Maaswater niet goed bekend is. Maaswater dat infiltreert vanuit het Beatrixkanaal zou een verblijftijd van 10 – 15 jaar hebben, maar wanneer water vanuit de Maas infiltreert en in de pompputten van pompstation Borgharen terecht komt, dan is de verblijftijd over het algemeen groter dan 35 jaar.

De resultaten van beide typen van herkomstberekening geven een indicatie, maar leveren geen van beide een nauwkeurig resultaat. Het met Optimix berekende percentage lijkt erg hoog, maar is in hydrologisch opzicht mogelijk door de specifieke geohydrologische omstandigheden van de winning Borgharen. Via het zeer goeddoorlatende grindpakket wordt mogelijk het merendeel van het jonge grondwater afgevoerd naar de Maas. Infiltratie van jong grondwater in de kalksteenformaties is mogelijk gering in de omgeving van de winning doordat de kalksteen daar van het grind is gescheiden door groene zanden en kleis sedimenten (Figuur 7, Figuur 8).

Er zijn diverse veronderstellingen die de resultaten van de Optimix berekening onzeker maken. De belangrijkste zijn:

- De geschatte concentraties van de gekozen indicatoren zijn niet geheel op meetgegevens gebaseerd, maar ook, bij gebrek aan gegevens, op 'expert judgement'. Zo kunnen bijvoorbeeld kleine fouten in de geschatte concentraties fluoride in grondwater al leiden tot een significante verandering van de berekende aandelen per grondwatertype.

- Er is ruimtelijke en temporele variabiliteit in de samenstelling van de watertypen die in de berekening verwaarloosd wordt.
- De concentratie kalium is niet erg nauwkeurig te schatten doordat niet alleen de ruimtelijke en temporele variabiliteit onzeker is, maar ook omdat kalium geen ideale (conservatieve) tracer is.
- Sporen van “zout water” zijn weliswaar traceerbaar in de ruwwatergegevens van enkele pompputten, maar de chemische samenstelling van het bijbehorende grondwatertype is tamelijk onzeker. Bij gebrek aan gegevens is in de berekening aangenomen dat de samenstelling correspondeert met het huidige oceaانwater, maar het is ook goed mogelijk dat de samenstelling daar aanzienlijk van verschilt, vooral wanneer het zoute grondwater niet bestaat uit fossiel zeewater, maar uit grondwater dat zout is geworden doordat het langs zoutlagen (haliet) is gestroomd.

Bovengenoemde factoren beletten een nauwkeurige herkomstbepaling van het onttrokken grondwater. Aanvullende monsternamen en analyse op reeds geselecteerde en nieuw toe te voegen tracers maakt een nauwkeuriger herkomstbepaling mogelijk.

3 Landgebruik en risico's

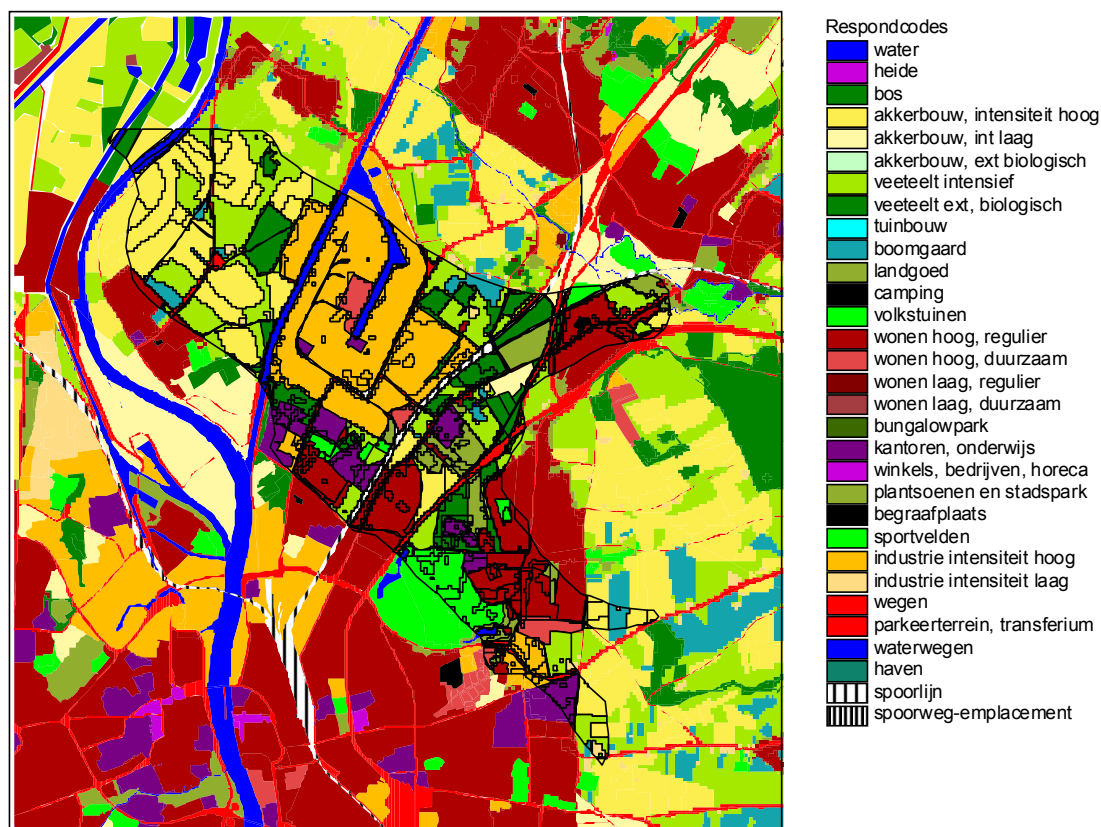
3.1 Inleiding

Het type landgebruik is een belangrijke indicator voor de belasting aan maaiveld met diverse verontreinigingen. In het algemeen is de belasting met nutriënten en bestrijdingsmiddelen in landbouwgebieden hoger dan in stedelijke gebieden, maar in sommige oude stedelijke gebieden worden op goed doorlatende gronden ook hoge stikstofbelastingen gemeten (Cirkel et al. 2007, Pilot studie Heumensoord). Omgekeerd is de belasting met koolwaterstoffen of vluchtige aromaten in stedelijk gebied hoger dan in landbouwgebied. Door te kijken naar het landgebruik krijgen we een eerste inschatting van de risico's van verontreinigingen.

Voor het vaststellen van het landgebruik in het intrekgebied van Borgharen is gebruik gemaakt van de CBS gegevens, in combinatie met de LGN en de topografische kaart. In de CBS gegevens is voor het bebouwde gebied gedetailleerd onderscheid gemaakt naar verschillende functies. Voor de landbouw worden echter alleen glastuinbouw en overige landbouw onderscheiden. De LGN kaarten maken gedetailleerder onderscheid tussen verschillende typen landbouw. Voor het deel van het modelgebied dat in België valt is gebruik gemaakt van de topografische kaart. De verschillende kaarten zijn samengevoegd en gekoppeld in GIS. Vervolgens zijn de codes voor de landgebruiktypen omgezet naar Respondcodes.

3.2 Landgebruik in het intrekgebied van Borgharen

Het intrekgebied van Borgharen bestaat voornamelijk uit stedelijk gebied en landbouw. Circa 33% is bedrijventerrein en wonen (hoge dichtheid). Het bedrijventerrein Beatrixhaven, ten oosten van het Julianakanaal valt nagenoeg geheel in het intrekgebied van de winning. Daarnaast is 29% akkerbouw en veeteelt (hoge intensiteit). Vooral in de directe omgeving van de winning is veel landbouw en ten oosten van het bedrijventerrein bij de Beatrixhaven.



Figuur 18: Landgebruik in het intrekgebied van Borgharen, weergegeven met Respondcodes

Het oppervlakteaandeel van verschillende landgebruikcategorïeën in het intrekgebied is weergegeven in Tabel 5

Tabel 5: Oppervlakteaandeel landgebruikcategorïeën in het intrekgebied van Borgharen

Omschrijving	Hectare	Percentage
Water	23	2.5
Heide	-	-
Bos	87	9.5
Akkerbouw, int hoog	145	15.8
Akkerbouw, int laag	7	0.8
veeteelt int	122	13.3
Boomgaard	15	1.7
Volkstuinen	1	0.1
wonen, hoge dichtheid, reg	120	13.1
wonen, hoge dichtheid, duu	19	2.0
wonen, lage dichtheid, reg	1	0.1
kantoren, onderwijs	43	4.7
plantsoenen en stadspark	43	4.7
Begraafplaats	1	0.1
Sportvelden	34	3.7

Omschrijving	Hectare	Percentage
industrie hoog niveau	185	20.2
industrie laag niveau	4	0.5
Wegen	46	5.0
Waterwegen	3	0.4
Spoorlijn	16	1.8

Het landgebruik in het intrekgebied van de individuele pompputten is verschillend. In Tabel 6 is het percentage landgebruik voor de individuele pompputten weergegeven.

Tabel 6: Landgebruik in het intrekgebied van individuele pompputten

Omschrijving	PP1	PP2	PP3	PP4	PP5	PP6
water	2	2	2	2	3	4
heide	0	0	0	0	0	0
bos	5	7	9	12	15	14
akkerbouw, int hoog	15	32	20	6	21	16
akkerbouw, int laag	0	0	0	0	3	3
veeteelt int	14	6	9	13	14	18
boomgaard	2	0	1	3	0	2
volkstuinten	0	1	0	0	0	0
wonen, hoge dichtheid, reg	20	13	7	20	3	7
wonen, hoge dichtheid, duu	1	3	2	5	0	0
wonen, lage dichtheid, reg	0	0	1	0	0	0
kantoren, onderwijs	12	7	3	3	0	0
plantsoenen en stadspark	2	1	8	6	6	5
begraafplaats	0	0	0	0	0	0
sportvelden	12	2	0	1	0	1
industrie hoog niveau	9	19	28	23	27	22
industrie laag niveau	1	0	1	1	1	0
wegen	5	4	5	5	5	6
waterwegen	0	1	2	0	0	0
Spoorlijn	1	1	3	1	3	2

3.3 Vertaling naar belasting aan maaiveld

Op basis van het gecombineerde landgebruikbestand is het mogelijk om een eerste inschatting te maken van de risico's op verontreiniging van het grondwater. Hiervoor is REFLECT [Kiwa, Laeven et al, 1999] toegepast. In deze systematiek wordt de functiegerelateerde belasting voor de verschillende typen grondgebruik berekend aan de hand van risicoscores voor diffuse belasting en puntverontreinigingen. Deze scores zijn vastgesteld door een panel van experts. De scores worden opgevat als indicatoren van de kans dat in het ondiepe grondwater de normen worden overschreden. De ruimtelijke functies die zijn onderscheiden voor het toekennen van de scores staan in Tabel 7.

Tabel 7: Ruimtelijke functies

Nr.	Omschrijving	Nr.	Omschrijving
1	Water	17	wonen, lage dichtheid, duurzaam
2	heide	18	Bungalowpark
3	bos	19	kantoren, onderwijs
4	akkerbouw, intensief hoog	20	winkels, bedrijven, horeca
5	akkerbouw, intensief laag	21	plantsoenen en stadspark
6	akkerbouw extensief, biologisch	22	Begraafplaats
7	veeteelt intensief	23	Sportvelden
8	veeteelt extensief, biologisch	24	industrie hoog niveau
9	tuinbouw	25	industrie laag niveau
10	boomgaard	26	Wegen
11	landgoed	27	parkeerterrein, transferium
12	camping	28	Waterwegen
13	volkstuinten	29	Haven
14	wonen, hoge dichtheid, regulier	30	Spoorlijn
15	wonen, hoge dichtheid, duurzaam	31	Spoorwegemplacement
16	wonen, lage dichtheid, regulier		

In bijlage IV is een tabel opgenomen met de risicoscore per stofgroep (bijvoorbeeld nutriënten of bestrijdingsmiddelen) per landgebruikfunctie. In deze bijlage zijn tevens kaarten weergegeven van de scores voor de verschillende stofgroepen.

Door de risicoscores van het landgebruik te combineren met het intrekgebied van de winning kan een gemiddelde REFLECT belastingscore worden berekend. In Tabel 8 is de gemiddelde score per REFLECT-stofgroep voor het puttenveld Borgharen weergegeven.

Tabel 8: Gemiddelde score per REFLECT stofgroep op een schaal van 1 - 10

REFLECT-stofgroep	Gemiddelde score Borgharen
Nutrient	6
Zouten	5
Zuren	6
Zware metalen	5
Ontsmettingsmiddelen	4
Bestrijdingsmiddelen	5
Gehalogeneerde koolwaterstoffen	4
Overige koolwaterstoffen	5
Vluchtige aromaten	5

Voor alle stofgroepen zijn de scores redelijk hoog, zeker in vergelijking met de andere projectlocatie Heumensoord. Dit komt doordat een substantieel deel van het intrekgebied van Heumensoord uit natuurgebied bestaat, terwijl we in het gebied rond Borgharen vooral landbouw en industrie aantreffen. In

de gemiddelde scores is duidelijk de invloed van de landbouw en het industriegebied/stedelijk gebied terug te zien.

De Reflectscores geven een eerste indruk van de potentiële belasting aan maaiveld. Of een bepaalde belasting werkelijk een bedreiging vormt voor de winning is echter sterk afhankelijk van de duur en grootte van de belasting, het effect van de bodempassage (afbraak en sorptie) en de verblijftijd.

4 Het chemische stroombanenmodel Respond

4.1 Inleiding

Het chemische stroombanenmodel RESPOND is in eerste instantie ontwikkeld om de risico's van verontreinigingen voor grondwateronttrekkingen te kwantificeren. De naam Respond staat voor: *Risk Evaluation of Soil Pollution for ProductiON of Drinking water*. In tweede instantie is de functionaliteit van het model uitgebreid met berekening van chemische concentraties en risicoscores langs stroombanen. De berekende concentraties van stoffen waarvan het transport met 1e orde afbraak en lineaire sorptie kan worden gesimuleerd kunnen op willekeurige locaties op stroombanen als tijdreeksen worden berekend, maar ook gebundeld worden gepresenteerd ter plaatse van objecten waar stroombanen eindigen. Deze objecten kunnen bestaan uit winputten, kwelgebieden of drainerende waterlopen. Het instrument biedt een structuur voor het efficiënt en systematisch op basis van GIS-informatie in kaart brengen en kwantificeren van risico's voor de grondwaterkwaliteit.

4.2 Voorgeschiedenis

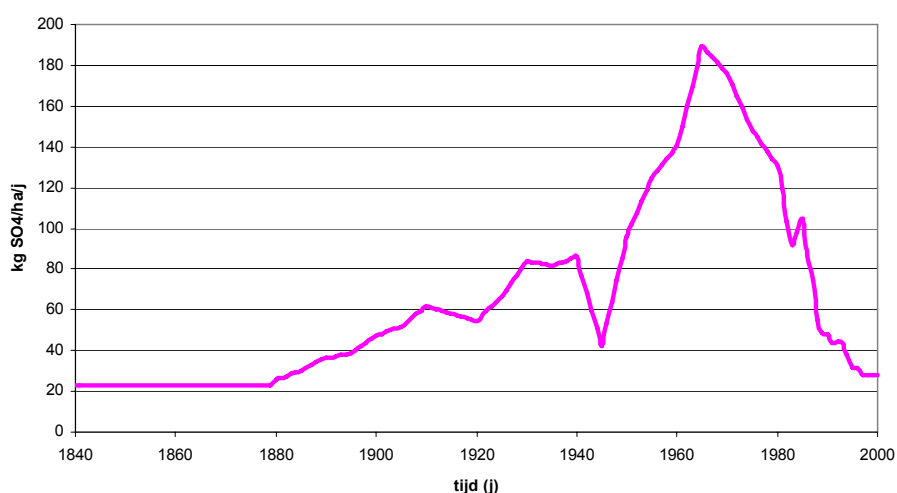
Respond is ontwikkeld in het kader van het BTO, het bedrijfstakonderzoek van de drinkwaterbedrijven. Startpunt van Respond is het al bestaande model Reflect (*Risk Evaluation of Functions and Landuse for drinking water production*, Kiwa 1999). Met Reflect kan het risico voor een grondwaterwinning van verschillende ruimtelijke inrichtingen worden geschat. Er worden in Reflect drie aspecten van de risico's op verontreiniging gekwantificeerd op basis van 'expert judgement': landgebruik, fysieke 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. Reflect is eenvoudig toe te passen en is daardoor veelvuldig toegepast voor het analyseren van de effecten van veranderingen van landgebruik op grondwaterkwaliteitsrisico's. De nadelen van Reflect hebben in hoofdzaak betrekking op de volgende aspecten:

- risicoscores zijn geen objectieve maatstaf
- effecten van bodemprocessen worden uitsluitend d.m.v. geformaliseerde 'expert judgements' verdisconteerd
- de spreiding in de 'leeftijdopbouw' van het onttrokken water wordt niet verdisconteerd

4.3 Risico-analyse met Respond

Respond is een voortzetting van de Reflectmethodiek met oplossingen voor enige belangrijke beperkingen van Reflect. In voorliggende paragraaf wordt de aanpak volgens de Respondmethodiek nader toegelicht.

Startpunt van Respondberekeningen is de historische belasting aan maaiveld. Deze belasting wordt in kaart gebracht als functiegerelateerde belasting. De functiegerelateerde belasting wordt voor de verschillende typen grondgebruik berekend aan de hand van absolute *concentraties* voor diffuse belasting en *risicoscores* voor potentiële of manifeste puntverontreinigingen waarvan geen verdere informatie beschikbaar is. De concentraties van de historische belasting worden gebaseerd op *typecurven* die het verloop van de belasting als functie van de tijd weergeven. Het 'ingangssignaal' van de belasting wordt met de grondwateraanvulling omgerekend van massa per eenheid van oppervlak naar concentraties. Een voorbeeld van een typecurve is weergegeven in Figuur 19.



Figuur 19: Voorbeeld van een belastingcurve (nationaal gemiddelde atmosferische depositie van zwavel, ontleend aan gegevens van het RIVM)

De chemische reactiviteit van de bodem wordt gekarakteriseerd door chemische eigenschappen van de ondergrond, waarvan de belangrijkste zijn: pH, redoxpotentiaal, percentage organische stof, CEC (cation exchange capacity) en kalkrijkdom. De chemische processen die tijdens de bodempassage optreden worden gemodelleerd als lineaire sorptie en 1^e orde afbraak en omzetting van nitraat o.i.v. pyriet en het daarbij vrijkomen van sulfaat en metalen. Details van de modellering van sorptie bij bodempassage van organische microverontreinigingen en metalen zijn beschreven in Stuyfzand et al. (1996).

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. Bij diffuse bronnen bestaat de onzekerheid m.n. uit de hoeveelheid van de verontreinigende stof die infiltreert en de mate waarin de stof afbreekt of adsorbeert tijdens bodempassage. De effecten van bodempassage zijn afhankelijk van zowel de ondergrond als de stof. Voor berekening van het verloop van het transport is een gegevensbank met relevante stoffen gemaakt waarvan de relevante eigenschappen zijn geïnventariseerd (zie 4.6).

4.4 Typen transportmodellen

Flux- of stroombaanmodel ?

Voor de modellering van het transport van chemische stoffen in het grondwater zijn er meerdere modelleringstechnieken beschikbaar. De belangrijkste twee technieken zijn:

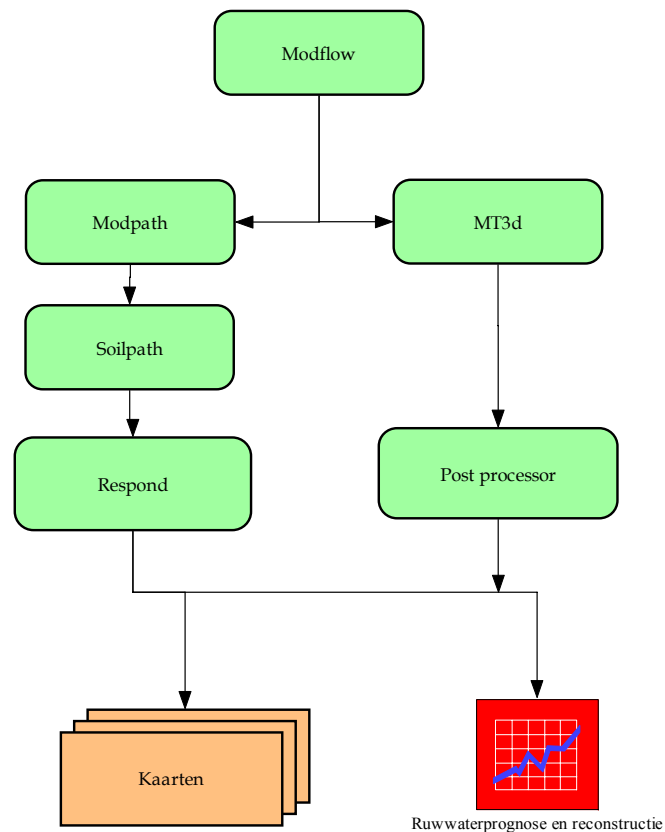
- ❑ Fluxmodellen
- ❑ Stroombaanmodellen

De voor- en nadelen worden in onderstaande paragrafen toegelicht.

MT3d is een transportmodel dat gebruik maakt van met Modflow berekende fluxen. Het model is ontwikkeld en wordt beheerd door de USGS (United States Geological Survey), is gratis, heeft een vrij beschikbare broncode en is mondiaal “marktleider” voor transportmodelleringen. Complexere transportmodellen zoals RT3d en PHT3d zijn op dezelfde leest geschoeid, zodat er relatief gemakkelijk kan worden overgestapt wanneer het nodig is om complexere reacties te simuleren. RT3d is geschikt om chemische interactie tussen verschillende in het grondwater opgeloste stoffen te simuleren. Met PHT3d kunnen reacties tussen stoffen in bodem en grondwater worden gemodelleerd. De benodigde gegevens en de rekentijd bij deze fluxmodellen is echter substantieel groter dan bij toepassing van een stroombaanbenadering.

Een belangrijk nadeel van het gebruik van MT3d is dat de herkomst van in het ruwwater opgeloste stoffen minder gemakkelijk kan worden herleid. Er bestaat geen één op één verband tussen een perceel en een fractie van het ruwwater omdat tijdens de bodempassage menging wordt gesimuleerd. Wanneer verontreinigingen in het ruwwater van meerdere locaties afkomstig zijn is daardoor alsnog een stroombaanmodel benodigd om kaarten van de netto belastingen te maken. De invloed van de bodempassage op de chemie is niet per afzonderlijke stroombaan beschikbaar. Een tweede nadeel betreft de ‘logheid’ van MT3d als gevolg van hoge eisen t.a.v. geheugengebruik en rekentijd. Bij regionale modelleringen stuit de uitvoering van gedetailleerde simulaties daardoor op beperkingen. Toepassen van submodellen die slechts een deel van het gebied beslaan is een oplossing die rekentijd en geheugenbeslag reduceert, maar wel extra arbeid vergt. Toepassing van submodellen kan ook problemen geven om de samenhang van het model te waarborgen bij calibratie en bij formulering van de randvoorwaarden voor de modelranden.

Stroombaanmodellen hebben minder zware eisen m.b.t. geheugenbeslag en rekentijd doordat de hydrologische modellering is losgekoppeld van de chemie. Deze klasse is eenvoudiger en sneller te hanteren, maar verschaft slechts indirect een 3D beeld van de ruimtelijke verdeling van concentraties en vereist aparte berekening van stroombanen te berekenen. De herkomst van concentraties is beter vast te stellen dan in fluxmodellen doordat per stroombaan niet alleen de herkomst, maar ook de flux en het effect van de bodempassage bekend is. Dispersie kan ook in stroombaanmodellen worden gesimuleerd en numerieke dispersie is beter beheersbaar dan bij fluxmodellen. Op grond van deze overwegingen is Respond momenteel uitgevoerd als stroombaanmodel, hoewel de eerste versie van Respond aan MT3d gekoppeld is geweest.



Figuur 20: Schema van berekeningen met MT3d en Modpath-Soilpath als twee alternatieve trajecten

4.5 Belasting

Voor een adequate schatting van de belasting aan maaiveld is in Respond het historische verloop van de risico's per combinatie van functie – stof gekwantificeerd op basis van gegevens uit de literatuur. Als voorbeeld is het historische verloop van de zwavelbelasting uit atmosferische depositie op nationale schaal weergegeven in Figuur 19. De risico's 'aan maaiveld' worden via het grondwater 'getransporteerd' naar het door drinkwaterwinningen

onttrokken grondwater. Tijdens de bodempassage vervormt het ingangssignaal 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.

4.6 Bodempassage

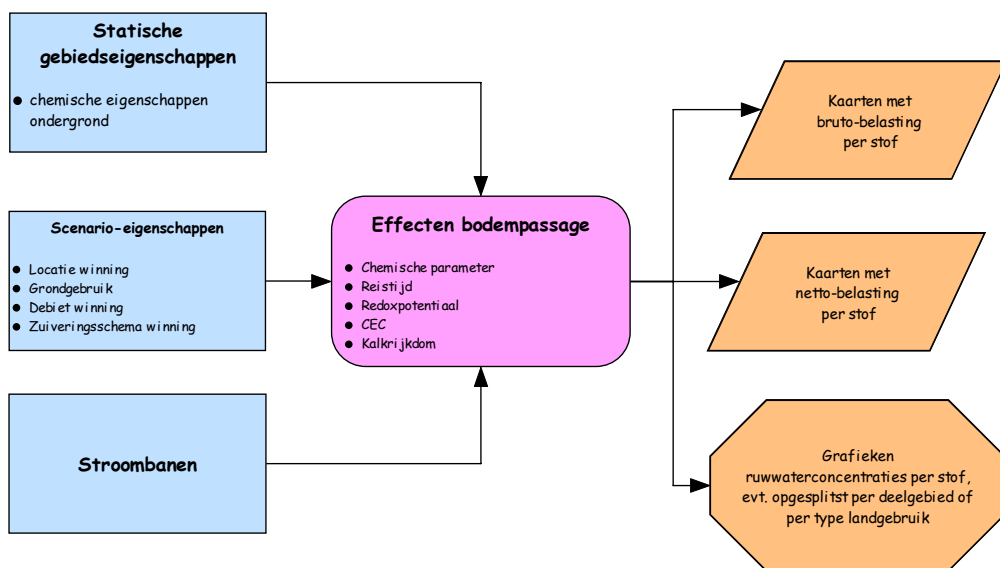
Ter kwantificering van de effecten van bodempassage is een gegevensbank met probleemstoffen geselecteerd. Deze stoffen domineren de risico's voor de (Nederlandse) grondwaterkwaliteit. Voorzover van toepassing zijn voor deze stoffen de fysisch-chemische processen gemodelleerd:

- sorptie van organische microverontreinigingen
- sorptie van anorganische microverontreinigingen (w.o. metalen)
- 1^e orde afbraak
- redoxreacties
- omzetting van nitraat o.i.v. pyriet met daarbij het vrijkomen van sulfaat en metalen

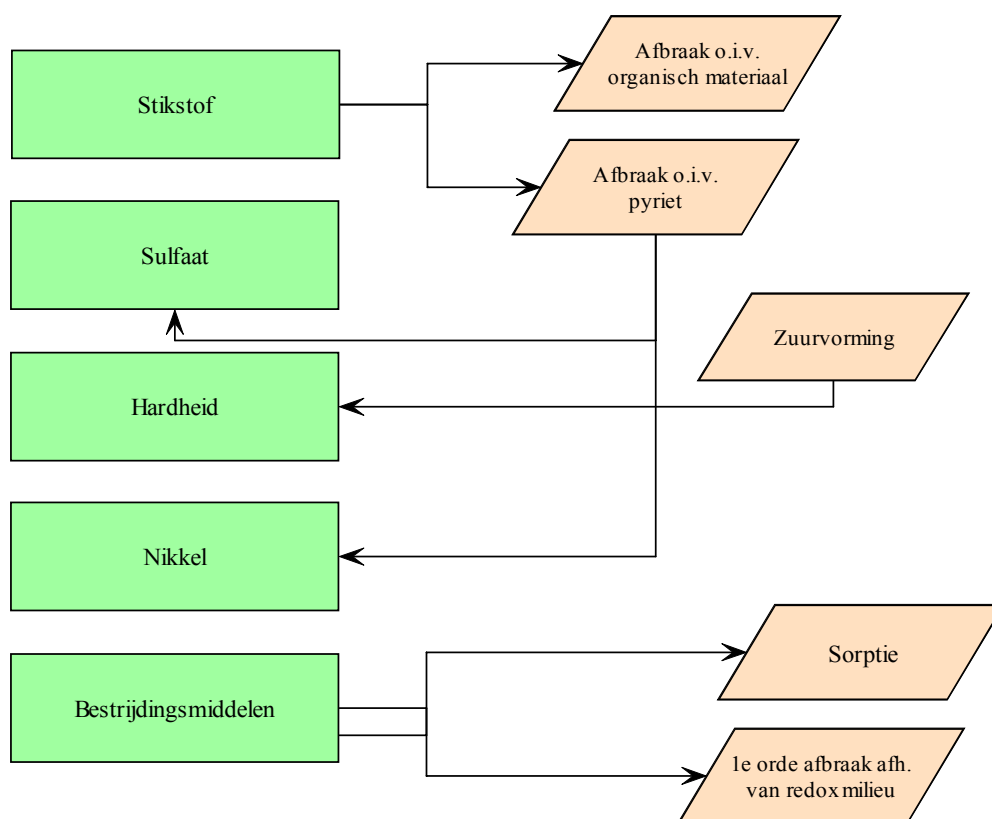
De mate waarin bovengenoemde processen optreden is in het gekozen modelconcept afhankelijk van de eigenschappen van de ondergrond, die constant in de tijd zijn verondersteld. De belangrijkste eigenschappen zijn:

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

In [Stuyfzand et al. 1996] en [van Beek et al. 2002] is de modellering van de chemische effecten van bodempassage samengevat. De berekening van de effecten van bodempassage wordt uitgevoerd op basis van stroombaanberekeningen met Modflow (Figuur 22). De stroombaangegevens vormen invoerdata van Respond. De reactieconstanten en historische belastingreeksen worden als invoergegevens naar de chemische module "doorgesluisd".



Figuur 21: Schema werkwijze Respond

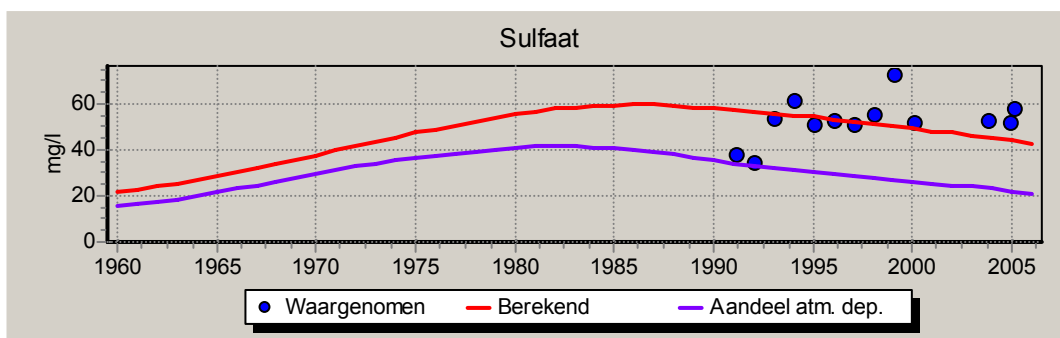


Figuur 22: Schema chemische processen

4.7 Calibratie op waargenomen concentraties in het ruwwater met een genetisch algoritme

Berekende concentraties worden op basis van waarnemingen gecalibreerd. In Respond worden de modelparameters geoptimaliseerd met een genetisch algoritme (Vink en Schot, 2002).

De calibratie wordt daarbij geformuleerd als een optimalisatieprobleem met twee tegenstrijdige doelen. Enerzijds geldt het doel om minimale verschillen tussen waargenomen en berekende concentraties te verkrijgen, anderzijds is het ongewenst om de gecalibreerde waarden van modelvariabelen al te sterk te laten afwijken van de initiële verwachtingen. Er bestaat niet alleen onzekerheid ten aanzien van de werkelijke waarden van de modelvariabelen én de ijkgegevens, maar ook is er bij een modelstudie in de praktijk altijd sprake van een identificatieprobleem doordat modelvariabelen gecorreleerd zijn. Dit betekent dat er geen unieke oplossing af te leiden is en dat meerdere modelconfiguraties kunnen resulteren in een vergelijkbare "model fit". Zo kan een te laag berekende concentratie veroorzaakt worden door een te laag ingestelde waarde van de belasting, maar ook door een te laag ingestelde mate van afbraak. Doordat zowel maximale "model fit" als minimale afwijking van initiële parameterschattingen als doelen voor de parameteroptimalisatie zijn geformuleerd is het beter mogelijk een goed gecalibreerd model te kiezen.



Figuur 23: Voorbeeld van een berekening met een gecalibreerd model voor de sulfaat concentratie in ruwwater; de resultaten komen niet exact overeen met de waarnemingen maar geven wel een goede indicatie

4.8 Resultaten

De uitvoer van het instrument bestaat uit drie standaardvormen:

- kaarten
- tabellen
- grafieken en staafdiagrammen

Met kaarten kunnen belastingen en risico's worden weergegeven voor een moment in de tijd, of als gemiddelde voor een periode. In grafiekvorm kunnen concentraties en risico's als functie van de tijd worden weergegeven, of voor een moment (staafdiagram).

In onderstaande paragraaf is de uitvoer in Respond nader omschreven. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen primaire, secundaire en tertiaire uitvoer.

Primaire uitvoer van Respond

Kaarten

- Bruto³ belastingkaarten per stofgroep
- Bruto belastingkaarten per stof (chemische parameter)
- Netto⁴ belastingkaarten per stof
- Reductiecapaciteit door bodempassage (sorptie en 1e orde afbraak) per stof
- Begrenzungen van reductiezones (bijv. Begrenzing van zones waarbuiten microbiologische risico's verwaarloosbaar klein zijn, of waarbinnen een bepaalde maatgevende verontreiniging een eveneens bepaalde relatieve verhoging van de concentratie in het ruwwater kan veroorzaken)

Tabellen (per stroombaan een rij in de tabel)

- Bruto belasting per stofgroep
- Bruto en netto belasting per stof
- Reductiecapaciteit door bodempassage per stof

Grafieken en staafdiagrammen

Concentratietijdreeksen per stof op locaties langs een stroombaan, bestaande uit reconstructies of prognoses

Secundaire uitvoer van Respond

- Kaarten van verschilberekeningen van twee scenario's
- grafieken/staafdiagrammen van verschillen tussen twee scenario's

In onderstaande sectie is een toelichting op de belangrijkste resultaten opgenomen.

- **Kaarten van de belasting** in het intrekgebied per stof of stofgroep voor een gekozen periode. Landgebruik en/of atmosferische depositie is de basis voor de kaart. De belasting kan zowel "bruto" (aan maaiveld) als "netto" (met verdiscontering van de bodempassage) worden gepresenteerd.
- **Kaarten van de reductiecapaciteit van de bodempassage** voor verontreiniging, berekend als reducerend effect van de bodempassage, per stof.

³ Belasting aan maaiveld zonder verdiscontering van effecten van de bodempassage over het traject naar de winning.

⁴ Belasting aan maaiveld met verdiscontering van de effecten van de bodempassage.

- **Grafieken van de ruwwaterconcentratie** (per stof of per stofgroep), eventueel uitgesplitst naar bron (bijvoorbeeld wegen, landbouw, natuur, stedelijk, industrieterrein, of atmosferische depositie), of deelgebied.

4.9 Technisch ontwerp

Het technische ontwerp van Respond is modulair van opzet. Er bestaan een aantal preprocessors:

- extractie van fluxen uit de uitvoergegevens van Modflow
- extractie en labeling van stroombaangegevens uit Modpath
- extractie van boorbeschrijvingen, interpolatie van bodemeigenschappen en berekening van afgeleide parameters
- extractie van grondwateranalysegegevens met Hycal, interpolatie van concentraties en berekening van afgeleide parameters

Deze preprocessors maken een efficiënte koppeling mogelijk tussen Respond en de benodigde databestanden, digitale kaarten, en uitvoer van ondersteunende modellen (Modflow, Modpath).

Voor analyse en visualisatie van de resultaten wordt gebruik gemaakt van de gebruikersinterface van Respond, GIS programmatuur (Arcview, ArcGIS) en spreadsheets (Excel).

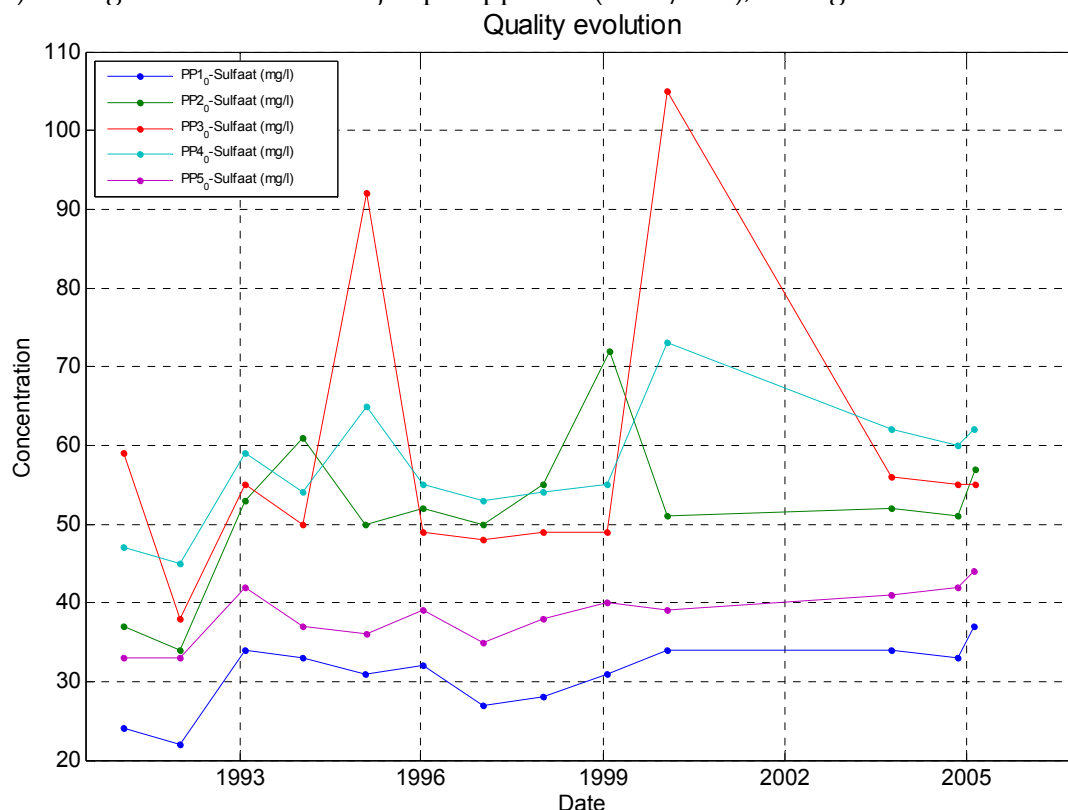
5 Diffuse verontreinigingen

Op basis van de risicoscores die met REFLECT zijn berekend in hoofdstuk 3 verwachten we in het gebied rond Borgharen een diffuse verontreiniging van het grondwater met nitraat, sulfaat en bestrijdingsmiddelen. Nitraat en sulfaat zijn door de verzurende werking tevens direct gerelateerd aan de totale hardheid van het onttrokken grondwater.

5.1 Kwaliteit van het ruwwater

De nitraatgehaltes in het onttrokken grondwater zijn zeer laag, over het algemeen <0.5 mg/l. Slechts 6 maal is een nitraatgehalte boven de detectielimiet gemeten in het ruwwater, de hoogste gemeten waarde is 2,2 mg/l in 1991. In pompput 2 en pompput 4 is beide 1 maal nitraat boven de detectielimiet gemeten. Dit komt overeen met de overwegend lage nitraatgehaltes die in de waarnemingsputten in de omgeving van de winning zijn gevonden en vindt mogelijk zijn oorzaak in de reductie van nitraat door glauconiet in groene zanden en kleien (zie 2.2.2). Daarnaast speelt ook een rol dat 60% van het onttrokken ruwwater bestaat uit oud water zonder substantiële antropogene verontreinigingen (zie 2.6).

Het sulfaatgehalte van het onttrokken ruwwater varieert tussen 40 en 55 mg/l. Het sulfaatgehalte is lager in de noordoostelijke pompputten (PP 5 en 4) en hoger in de zuidwestelijke pompputten (PP1 t/m 3), zie Figuur 24.



Figuur 24: Sulfaatgehalte in de pompputten van Borgharen

Er zijn incidenteel tamelijk hoge concentraties sulfaat in het onttrokken grondwater van pompput 3 aangetroffen. De invloed van mariene zouten vormt geen aannemelijke verklaring voor de relatief hoge concentratie sulfaat want de concentratie chloride is relatief laag in vergelijking met de andere putten. Vanuit de bronnen landbouw en atmosferische depositie zijn concentraties sulfaat van meer dan 60 mg/l niet aannemelijk en in Maaswater is de sulfaatconcentratie minder dan 50 mg/l. Mogelijk treedt er enige oxidatie van pyriet op door inspoeling van nitraat, mits de waarnemingen met hoge sulfaatconcentraties betrouwbaar zijn.

Uit de analyse blijkt dat nitraat en sulfaat geen directe bedreiging zijn voor de kwaliteit van het gezamenlijke ruwwater van de winning Borgharen, zolang de redoxbuffers niet uitlogen.

Naast aan bemesting gerelateerde verontreinigingen zijn bestrijdingsmiddelen een andere belangrijke groep verontreinigingen in het ruwwater van winningen. De meest voorkomende bestrijdingsmiddelen zijn:

2,4-D	Dicamba	Glyfosaat
Bentazon	Dichlobenil, BAM	MCPA/MCPP
Bromacil	Diuron	Simazine

Van glyfosaat zijn geen analysegegevens bekend in het ruwwater. Op de overige stoffen is geanalyseerd in het ruwwater, niet in de individuele pompputten. Alle metingen liggen beneden de detectiegrens. Deze gegevens zijn in overeenstemming met (a) de herkomstberekening van het grondwater die aangeeft dat de component relatief jong "landbouwwater" minder dan 10% van het onttrokken grondwater uitmaakt, (b) de geconstateerde aanwezigheid van glauconiet en (c) de aanwezigheid van zowel anoxische als oxische delen van de stroombaantrajecten afkomstig uit landbouw- en stedelijke gebieden.

5.2 Diffuse belasting berekend met RESPOND

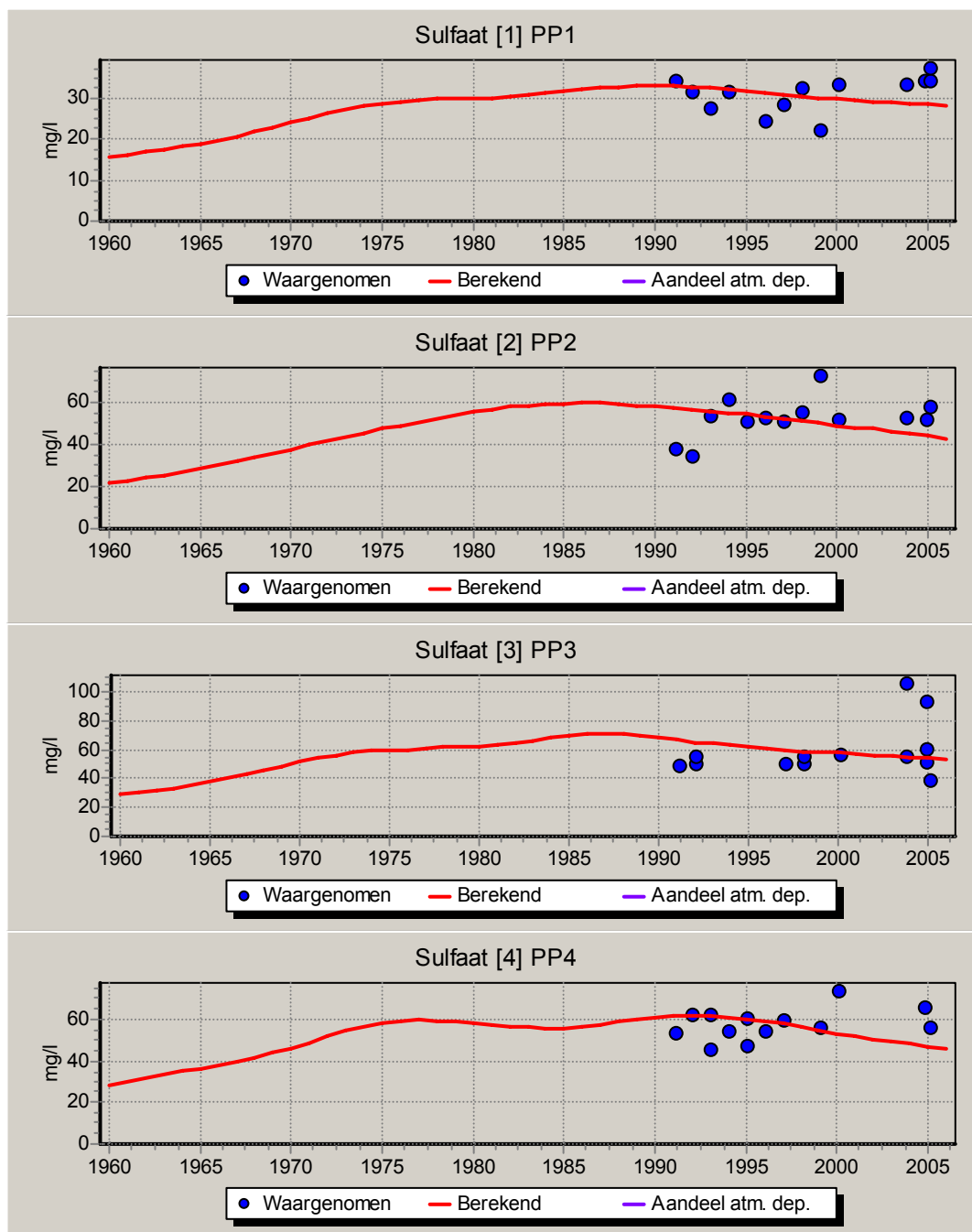
Op basis van lokale studies, landelijke CBS gegevens van oogst, veestapel, kunstmestgebruik, RIVM gegevens over atmosferische depositie en landelijke verkoopgegevens van bestrijdingsmiddelen zijn standaardcurven gemaakt voor diffuse belasting met nitraat en sulfaat in Nederland. Wanneer voldoende gegevens van het onttrokken grondwater beschikbaar zijn kunnen de standaardcurven met Respond per pompput worden gecalibreerd. De gedachte is dat het patroon van het verloop in de tijd voor heel Nederland gelijk is, al kunnen er verschillen bestaan tussen de absolute waarden.

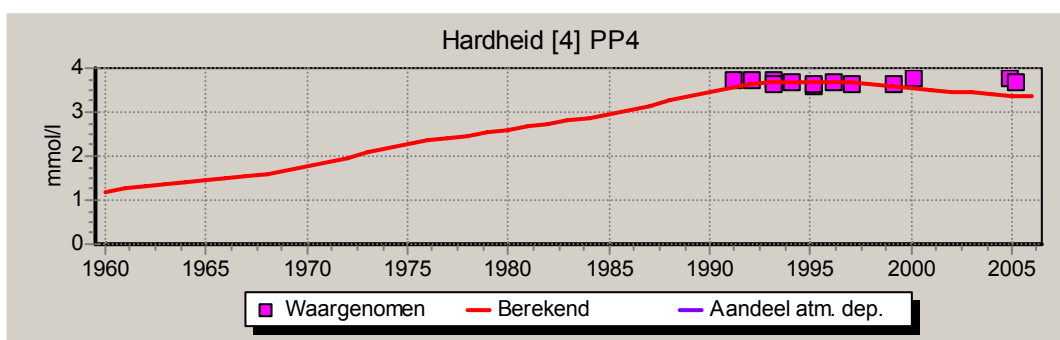
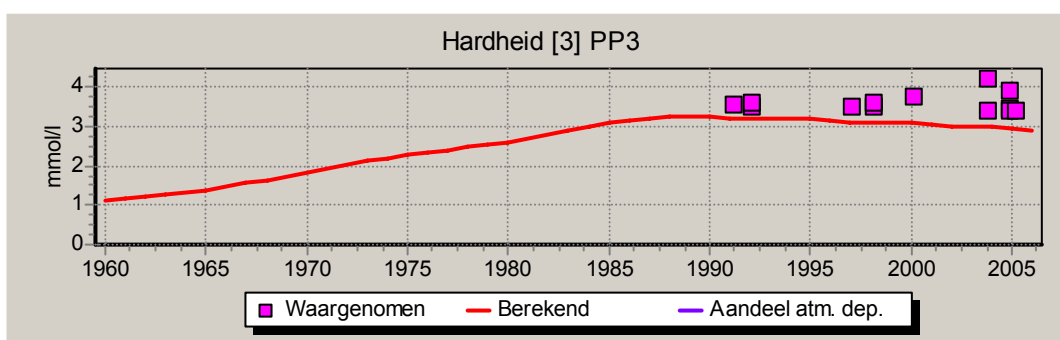
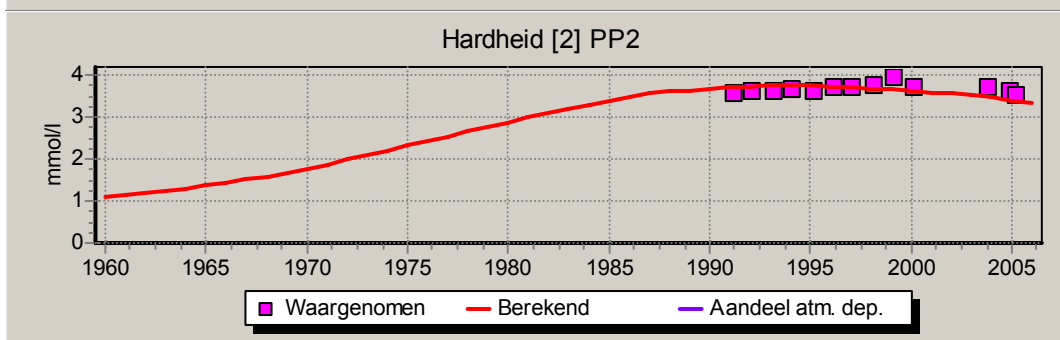
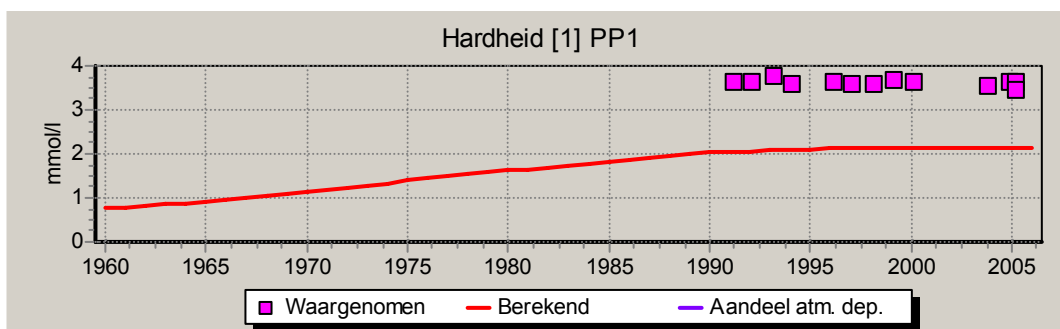
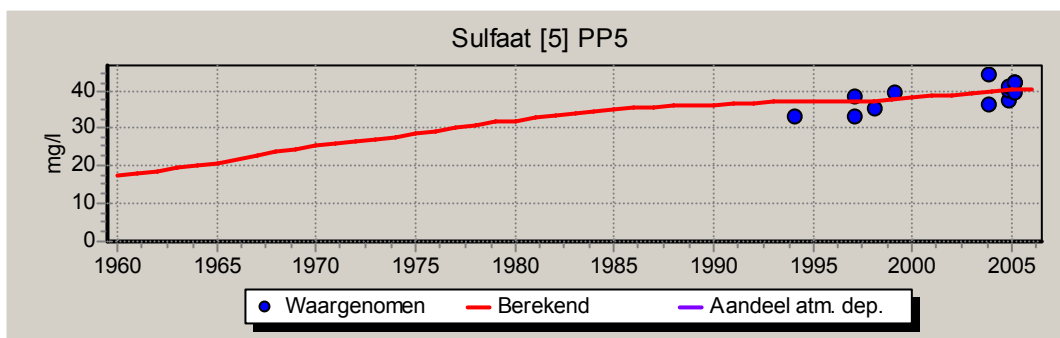
Hoewel geen verhoogde concentraties van mestgerelateerde verontreinigingen in het ruwwater zijn aangetroffen is toch een calibratie uitgevoerd om een prognose van de ruwwaterkwaliteit voor sulfaat te maken. Voor bestrijdingsmiddelen zijn verdere berekeningen achterwege gelaten omdat er geen concentraties boven de detectielimiet zijn gemeten.

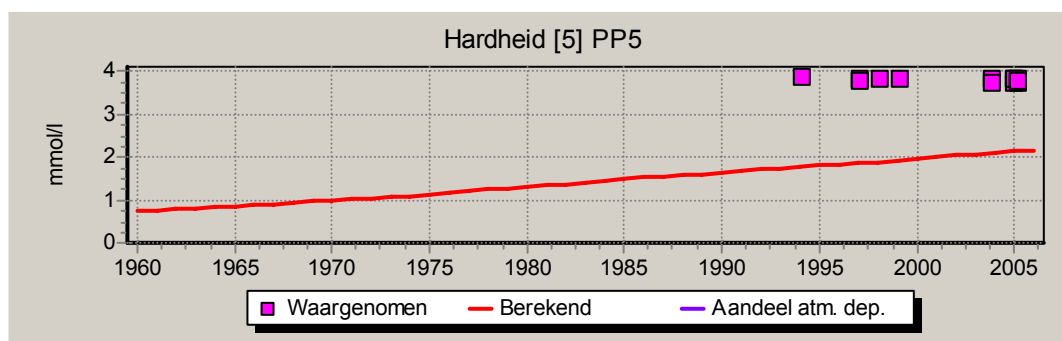
5.3 Resultaten modellering met diffuse belasting met Nitraat, Sulfaat en Totale Hardheid

Per pompput is het nitraatgehalte, het sulfaatgehalte en de totale hardheid gemodelleerd. De resultaten zijn gepresenteerd in de onderstaande figuren. De figuren van de nitraatconcentraties zijn niet gepresenteerd doordat deze voor alle pomputten verwaarloosbaar klein zijn.

De concentraties sulfaat en totale hardheid zullen naar verwachting de komende decennia geleidelijk dalen doordat de piek van zowel de stikstofbelasting als de zwavelbelasting uit atmosferische depositie in het ruwwater gepasseerd is.

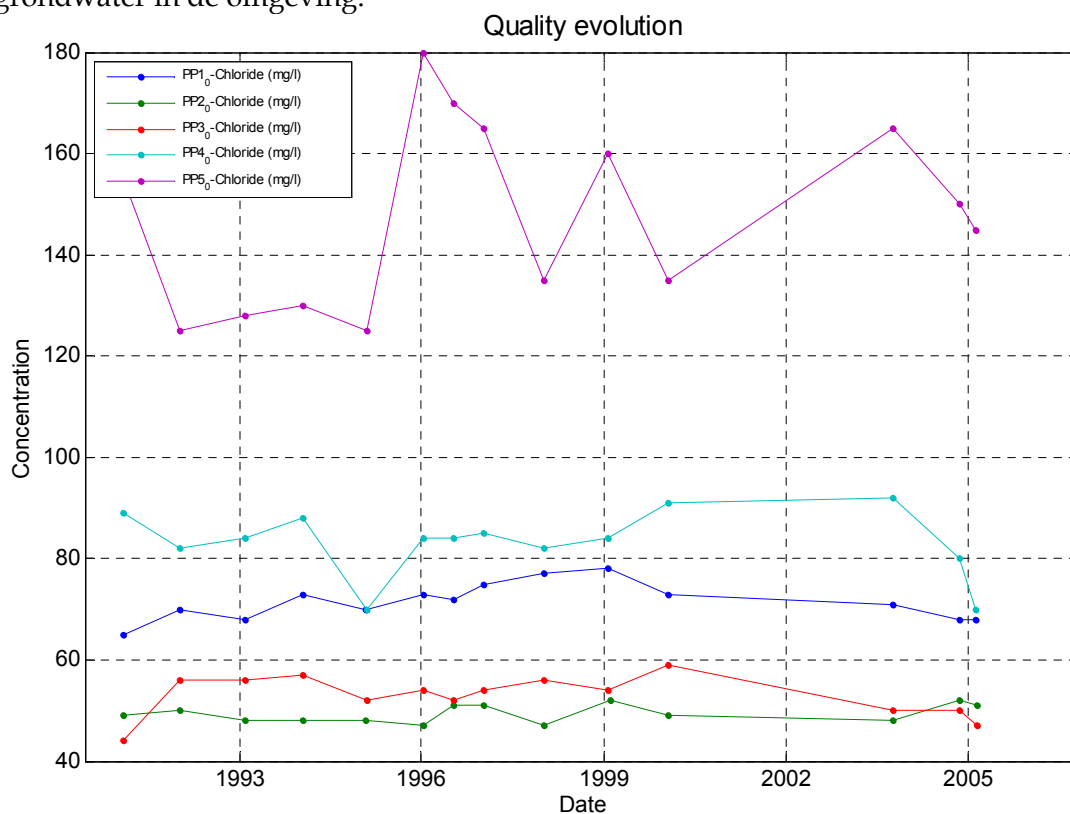






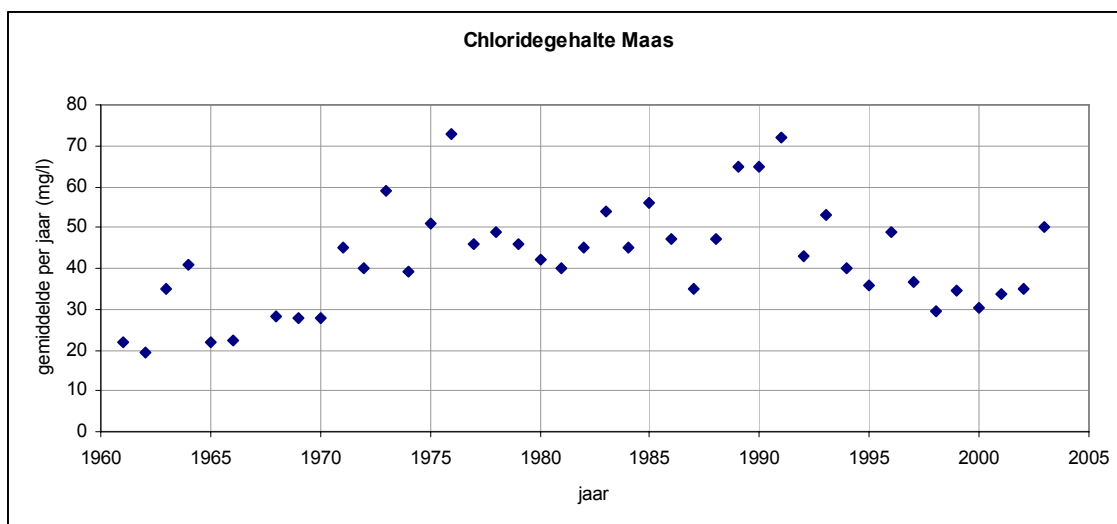
5.4 Chloride

De chlorideconcentraties zijn onderzocht omdat deze informatie verschaffen over de herkomst van het onttrokken grondwater. De chloridegehalten wisselen sterk in de verschillende pompputten, zoals te zien is in Figuur 25. De chlorideconcentraties in PP5 zijn duidelijk hoger dan in het ondiepe grondwater in de omgeving.



Figuur 25: Chloridegehalten in de pompputten van Borgharen

Van de Maas bij Eijsden zijn de gemiddelde chloridegehalten per jaar bekend. Over het algemeen liggen deze rond 45 mg/l, met een enkele uitschieter tot boven de 70 mg/l, zie Figuur 26. Op basis van deze gegevens verwachtten we niet dat de Maas de bron vormt voor het water met hoge chloridegehalten in PP5.



Figuur 26: Gemiddeld chloridegehalte per jaar in de Maas bij Eijsden

In de waarnemingsputten in de omgeving zijn de chloridegehalten overal redelijk laag. De hoogste chloridegehalten zijn gevonden bij B61F0173, filter 2 (circa 16 m -mv), een put ten noorden van de winning, nabij Itteren. Hier is het chloridegehalte rond 60 mg/l met een uitschieter tot 100 mg/l in 1992. Bij alle andere putten is het chloridegehalte lager.

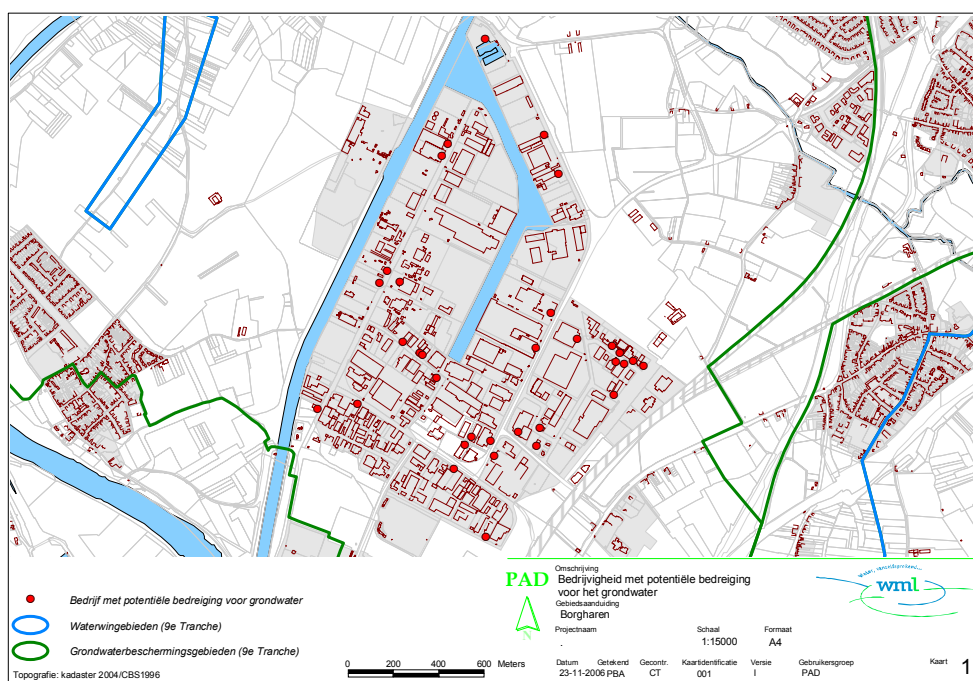
Zowel in de kwaliteitsgegevens van het oppervlaktewater als van het ondiepe grondwater zien we geen bron voor de hoge chloridegehalten van PP5. De relatief hoge chloride gehalten in PP5 zijn waarschijnlijk afkomstig uit diep gelegen kalkformaties. Kalkafzettingen zijn van Mariene oorsprong en kunnen daarom nog verhoogde concentraties chloride en overige zeezouten bevatten. Het is ook mogelijk dat het chloride afkomstig is van Devonische evaporieten onder de kalkformaties.

6 Puntverontreinigingen

6.1 Verkenning bekende puntbronnen

In het intrekgebied van de winning Borgharen ligt zowel stedelijk gebied als bedrijventerrein/industriegebied. In deze gebieden bestaat een reële kans dat puntverontreinigingen aanwezig zijn. Om het effect van een puntbron op de winning te kunnen berekenen moeten de locatie, de hoeveelheid en de aard van de verontreinigende stof bekend zijn. In veel gevallen is de informatie van puntbronnen onvolledig.

Naast manifeste puntbronnen bestaan er ook potentiële puntbronnen: locaties waar puntverontreinigingen kunnen ontstaan. Door WML is een kaart aangeleverd met de ligging van bedrijven die een potentiële bedreiging voor de grondwaterkwaliteit vormen (zie Figuur 27). Het is niet bekend welke stoffen op de gemarkeerde locaties een verontreiniging kunnen veroorzaken.

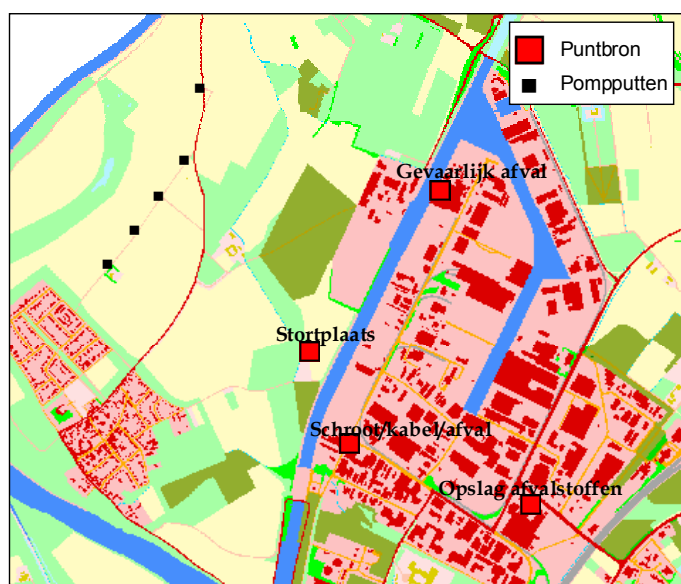


Figuur 27: Ligging bedrijven die een potentiële bron voor verontreiniging vormen

Op de milieukaart van de provincie Limburg (www.limburg.nl/milieukaart) staat de aard van een aantal bedrijven op het industrieterrein Beatrixhaven. Dit industrieterrein is gesitueerd op relatief korte afstand van de winning Borgharen (ca. 1,5 km). Er bevindt zich onder andere een bedrijf voor inzameling, opslag en bewerking van gevaarlijk afval en grondreiniging. De bedrijven bij de Beatrixhaven liggen op 10 tot 25 jaar reistijd van de winning. Kortere reistijden zijn mogelijk wanneer “kortsluitstromingen” optreden door grindafzettingen of langs breuken of Karstgangen in de kalksteenformaties. In

deel 1 van de pilot studie is geconstateerd dat het waarschijnlijk is dat de kortste reistijd van de Beatrixhaven tot de winning aanzienlijk korter is dan 10 jaar doordat de gedocumenteerde breuklijnen evenwijdig georiënteerd zijn aan de stroombanen van de omgeving van de Beatrixhaven naar de pompputten van pompstation Borgharen. In het buitengebied worden door verschillende handhavingsinstanties controles uitgevoerd. Hierbij is ten westen van het Julianakanaal een stortplaats waargenomen (met onder andere huishoudelijk afval, bestrijdingsmiddelen en chloorproducten). Deze stortplaats ligt binnen 10 jaar reistijd van de winning.

Op basis van de gegevens van WML en de milieukaart van de provincie Limburg zijn 4 locaties gekozen waar zich een mogelijke puntbron bevindt deze locaties zijn weergegeven in Figuur 28.



Figuur 28: Ligging puntbronnen

Er zijn geen gegevens bekend over lozingen vanaf deze locaties. Op basis van ervaring met dit type locaties is een lijst opgesteld met stoffen die mogelijk geloosd zijn. Voor de locaties 'opslag gevaarlijk afval', 'schroot/kabel/afval' en 'opslag afvalstoffen' zijn indicatieve berekeningen uitgevoerd om de mobiliteit van deze stoffen langs het traject naar de winning te verkennen. De geselecteerde stoffen zijn:

Tabel 9: Mogelijke verontreinigende stoffen vanuit de puntbronnen

Koper	VI. Aromaten (tracer benzeen)	VOX/VOCL (tracer TRI)
Lood	1,2 dichloorethaan	Cadmium
Nikkel	Xyleen;dimethylbenzeen	Minerale olie (worst case tracer Benzeen)
Zink	Cis 1,2-dichlooretheen	

Bij de stortplaats is geen minerale olie meegenomen, maar zijn wel de volgende bestrijdingsmiddelen door ons vermoed en in de berekening opgenomen:

Dicamba	Bentazon	Diuron
2,4-D	Bromacil	Simazine
MCPA/MCPP	Dichlobenil, BAM	Glyfosaat

6.2 Aangetroffen stoffen

Op basis van het type bedrijven dat binnen het intrekgebied ligt is in Tabel 9 een lijst gemaakt met stoffen die zijn doorgerekend. In Tabel 10 is voor deze stoffen aangegeven of en in welke maximale concentraties ze in de winning zijn aangetroffen.

Tabel 10 : Aangetroffen stoffen in het gezamenlijk ruw en individuele pompputten in Borgharen (<D = kleiner dan detectiegrens, - = niet bemonsterd)

Stof(groep)	Stof	Norm	Aangetroff en in:	Maximaal gehalte
Cadmium		5 µg/l	PP1	0.3 µg/l
Koper		2 mg/l	PP2	2 µg/l
			PP3	4 µg/l
			PP4	1 µg/l
Lood		10 µg/l	PP1	3 µg/l
			PP2	1.5 µg/l
			PP3	3 µg/l
			PP4	3 µg/l
			PP5	3 µg/l
Nikkel		20 µg/l	PP1	7 µg/l
			PP2	30 µg/l
			PP3	3 µg/l
			PP4	15 µg/l
			PP5	3 µg/l
Zink		3 mg/l	RW	27 µg/l
			PP1	50 µg/l
			PP2	45 µg/l
			PP3	30 µg/l
			PP4	70 µg/l
			PP5	30 µg/l
VI. Aromaten (tracer benzeen)				
1,2 dichloorethaan		1 µg/l	RW	0.11 µg/l
			PP2	0.15 µg/l
			PP3	0.45 µg/l
			PP4	0.1 µg/l
			PP5	0.05 µg/l
Xyleen;dimethylbenzeen			-	-
Cis 1,2-dichlooretheen		1 µg/l	PP3	0.17 µg/l
			PP4	0.11 µg/l
VOX/VOCL (tracer TRI)	Tetrachlooretheen	10 µg/l	<D	<D
	Trichlooretheen	25 µg/l	PP3	0.2 µg/l
	Vinylchloride	0.5 µg/l	<D	<D
Minerale olie (worst case tracer benzeen)	Benzeen	1 µg/l	<D	<D

Alleen het gezamenlijke ruwwater van de gehele winning is bemonsterd op bestrijdingsmiddelen. In deze monsters zijn geen concentraties hoger dan de detectiegrens gemeten.

6.3 Risico-inschatting puntbronnen

Met Respond zijn de stoffen uit Tabel 9 doorgerekend. Er is gerekend met een standaard ingangssignaal van 100 concentratie-eenheden over de periode 1960 - 1990. De reactiviteit van de ondergrond is per stroombaan met de Respond software geïnventariseerd. Resultaat van de berekeningen is (per stof) het maximale aandeel van het ingangssignaal dat in de winning aankomt. Bij de locatie met opslag van gevaarlijk afval bereikt geen van de geselecteerde stoffen in significante concentraties de winning, wanneer de reistijden worden gehanteerd die met het hydrologische model zijn berekend. Vanuit de andere locaties wordt berekend dat een (klein) deel van het ingangssignaal in de winning aankomt, dit is weergegeven in Tabel 11. Alleen de stoffen waarvan meer dan 0.01% in de winning aankomt zijn weergegeven.

Tabel 11: Percentage van het ingangssignaal dat in de winning aankomt (per stroombaan)

Parameter	Stortplaats	Opslag Afvalstoffen	Schoot/kabel/ Afval
Xyleen (dimethylbenzeen)	1.8%	6%	0.08%
cis 1,2- dichlooretheen	1.8%	6%	0.08%
VOX/VOCL (tracer TRI)	1.8%	6%	0.08%
MCPA, MCPP	93% ⁵	n.v.t.	
Bentazon	89% ³	n.v.t.	
Minerale olie (tracer benzeen)		6%	0.08%

De berekening geeft een beeld van afbraak en sorptie van stoffen langs de stroombaan, maar de concentraties die in de winning gevonden (kunnen) worden zijn sterk afhankelijk van de concentraties die in werkelijkheid geloosd zijn. De afbraaksnelheid van contaminanten kan sterk vertragen wanneer grote hoeveelheden en hoge concentraties van verontreinigingen in het grondwater terecht komen

6.4 Conclusies puntbronnen

In de pompputten PP3 en PP4 zijn lage concentraties cis 1,2-dichlooretheen en VOX/VOCL (tracer TRI) aangetroffen. Uit de berekening blijkt dat bij een lozing van deze stoffen op de geselecteerde locaties zoals hierboven gespecificeerd inderdaad een significant deel in de winning terecht kan komen.

Het ruwwater is niet geanalyseerd op Xyleen (dimethylbenzeen), dus daarover is geen uitspraak te doen.

⁵ Hierbij is uitgegaan van een anoxisch grondwatermilieu

6.4.1 Wel aangetroffen in de winning, maar niet berekend

In de winning is een aantal stoffen aangetroffen dat vanuit puntverontreinigingen kan komen, terwijl van deze stoffen geen significante doorbraak is berekend.

Uit de berekening komt naar voren dat zware metalen gebonden worden in de ondergrond en dus niet vanuit de puntbronnen in de winning terecht zullen komen. In de analyses van het ruwwater zien we echter wel zware metalen. Deze kunnen echter afkomstig zijn vanuit de aquifer zelf, bijvoorbeeld door oxidatie van pyriet en/of glauconiet, uit Maaswater of uit atmosferische depositie.

Ook 1,2 dichloorethaan is in de winning gevonden (met maximaal een concentratie van 0,45 µg/l, ca. de helft van de norm), maar ook van deze stof wordt geen doorbraak berekend vanaf de opgegeven puntbronnen. Deze stof is echter veelvuldig in Maaswater aangetroffen, met als hoogste gemiddelde concentraties 18 en 19 µg/l in resp. 1979 en 1982 (RWS, Eijsden).

Naast de hierboven beschreven verklaringen voor het wel aantreffen van stoffen in het ruwwater die volgens de berekening met Respond niet van de geselecteerde puntbronnen afkomstig kunnen zijn noemen we ook de volgende mogelijkheden:

- de stoffen zijn afkomstig van andere locaties;
- de afbraak langs de stroombaan is niet zoals op basis van de bodemgegevens verwacht wordt. In hoofdstuk 2 is de reactiviteit van de ondergrond geschat. Hierbij is ook gebruik gemaakt van een zeer beperkt aantal grondwateranalyses. Het kan zijn dat de reactiviteit anders is dan op basis van de beschikbare boorbeschrijvingen en grondwateranalyses is geschat;
- de feitelijke reistijd vanaf enkele locaties is veel korter dan waar in de berekening vanuit is gegaan door preferente stroming door scheuren of karstverschijnselen in de kalksteen of door de grindafzettingen.

6.4.2 Niet aangetroffen in de winning, maar wel berekend

Er is voor een aantal stoffen berekend dat ze in de winning terecht kunnen komen, terwijl ze (nog) niet zijn waargenomen. De stoffen die volgens de berekeningen het minst worden afgebroken of geadsorbeerd zijn MCPA/MCPP en Bentazon. Als deze op de locatie van de stortplaats in het grondwater terecht komen, dan komt volgens de berekening een groot deel in de winning terecht. In de winning zijn deze stoffen echter niet teruggevonden in het ruwwater. Mogelijk zijn deze stoffen niet in substantiële hoeveelheden in het grondwater terecht gekomen of is de verblijftijd in oxisch redoxmilieu langer dan is geschat.

7 Conclusies en aanbevelingen

7.1 Borgharen

De belangrijkste factoren die een positieve invloed hebben op de chemische betrouwbaarheid van het onttrokken grondwater bij pompstation Borgharen zijn:

- een aandeel van minstens 60% oud grondwater in het onttrokken ruwwater dat niet antropogeen beïnvloed is;
- zowel een substantieel deel oxisch als anoxisch milieu voor het merendeel van de stroombanen;
- de aanwezigheid van mogelijk beschermende groene, glauconiethoudende zanden en mogelijk ook pyriet in de ondergrond van de winning.

Anderzijds zijn er ook factoren die een negatieve invloed hebben op de chemische betrouwbaarheid:

- de nabijheid van diverse puntverontreinigingen en relatief veel potentieel riskante bedrijfsactiviteiten in de omgeving van de Beatrixhaven;
- de aanwezigheid van grindbanen die een zeer snelle stroming van een deel van het grondwater naar de winning mogelijk maken, ook vanaf het gebied bij de Beatrixhaven, en volgens de boorbeschrijvingen niet altijd gescheiden van de kalksteen door kleilagen of groene zanden;
- de aanwezigheid van kalksteenformaties waarin mogelijk karstgangen voorkomen en waarin de gekarteerde breuklijnen evenwijdig georiënteerd zijn aan stroombanen die vanaf de omgeving van de Beatrixhaven naar de pompputten van pompstation Borgharen lopen zodat die een sterk verkorte verblijftijd van een deel van het onttrokken grondwater mogelijk maken;
- een aandeel van ca. 20% recent geïnfiltreerd Maaswater in het onttrokken grondwater dat in korte tijd naar de winning stroomt en waarschijnlijk niet wordt “voorgezuiverd” door beschermende glauconiethoudende zandformaties.

De belangrijkste factoren die de onzekerheid van de analyse bepalen:

- voor de bepaling van de reactiviteit van de ondergrond was slechts een zeer beperkt aantal metingen beschikbaar;
- er is weinig bekend over puntbronnen; er is wel informatie over het type bedrijven dat zich nu in het intrekgebied bevindt, maar we weten niet of hier ook werkelijk vervuiling vandaan komt / van onderweg is en welke stoffen en welke hoeveelheden dit betreft.

Op basis van de beschikbare gegevens verwachtten we dat de winning Borgharen een reëel risico loopt op vervuiling vanuit puntbronnen in het industriegebied Beatrixhaven.

De winning Borgharen vertoont in het ruwwater weliswaar sporen van zware metalen en VGK's, maar deze zijn lager dan de normwaarden. In het ruwwater worden geen sporen van bestrijdingsmiddelen of hoge concentraties aan bemesting gerelateerde stoffen aangetroffen. Daarmee is de ruwwaterkwaliteit opmerkelijk goed, gezien het landgebruik in het intrekgebied.

Indicatieve berekeningen tonen aan dat puntverontreinigingen in de omgeving van de Beatrixhaven in korte tijd tot normoverschrijdingen in de winputten van pompstation Borgharen zouden kunnen leiden. Zelfs al is het aandeel grondwater dat afkomstig is uit het gebied rond de Beatrixhaven klein, dan nog blijft het potentiële effect en ook het risico van puntverontreinigingen uit dit gebied hoog.

7.2 Conclusies gebruik software instrumenten

Het gebruik van Respond, Hyc en de bijbehorende preprocessors heeft het mogelijk gemaakt om op efficiënte wijze de risico's voor de ruwwaterkwaliteit van pompstation Borgharen te analyseren. Wanneer stroombaantrajecten en bijbehorende fluxen van een winning bekend zijn, kunnen we met de ontwikkelde software in korte tijd:

- de bodem en bodemreactiviteit in kaart brengen en visualiseren;
- de belasting calibreren op de waargenomen concentraties in het ruwwater;
- ruwwaterprognoses voor de toekomst berekenen;
- voor de manifeste en potentiële puntbronnen het relatieve risico berekenen voor de ruwwaterkwaliteit.

In eerste instantie was de software niet geschikt om de bepaling van het redoxmilieu en de reactiviteit van de ondergrond juist te classificeren in omgevingen waar groene zanden voorkomen en waar het diepe gereduceerde grondwater zeer arm aan ijzerionen is. Deze hiaten in de software zijn aangepast.

Er is in deze pilot geen ervaring opgedaan met de specifieke grondwaterkwaliteitsproblemen van winningen in stedelijke omgevingen met een zwakke reactiviteit in de ondergrond, omdat deze situatie voor pompstation Borgharen niet aan de orde is.

8 Literatuur

- Appelo, C.A.J. & D. Postma 1993. *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. Balkema, 536p.
- Bakker, H. de en W.P. Locher, 1991. *Bodemkunde van Nederland, Deel 2, Bodem- Geografie*, 2e Druk, Malmberg, Den Bosch, ISBN 9020835556
- 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.
- Beek, C.G.E.M. van, J.G.R. Beemster, L. Bernhardt, 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
- 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.
- Cirkel, D.G. en C. Vink, 2007. *Risicoanalyse ruwwaterkwaliteit pompstation Heumensoord deelrapport 2, Beschrijving reactiviteit ondergrond en chemische waterkwaliteit*. Kiwa Water Research
- Dreven van F. en anderen, *Cultuurtechnisch Vademecum2000*. Elsevier, ISBN 90-5439-089-1
- Driscoll, F.G., *Groundwater and Wells; Second Edition*, Johnson Division, St. Paul, 1987.
- Duffelen van E., *Karakterisatie van een DNAPL verontreiniging – de tri verontreiniging bij Hilversum opnieuw bekeken; Stageverslag Mei 1996*, TNO.
- Ellen van T. en J. Myl. 1989. *Geohydrologisch onderzoek naar intrekgebieden en verblijftijden van de waterwinning Borgharen-Itteren*. TNO DGV OS 89-01.
- Harbaugh A.W., Edward R. Banta, Hill M.C. and Michael G. McDonald, *Modflow 2000 The U.S. Geological Survey Modular Groundwater Model; User guide to modularization concepts and the groundwater flow process*, OR 00-92, U.S. Geological Survey, 2000.
- Hill M.C., Edward R. Banta, Arlen W. Harbaugh and Evan R. Anderman, *Modflow 2000 The U.S. Geological Survey Modular Groundwater Model; User guide to the observation, sensitivity and parameter estimation processes and three post processing programs*; OR 00-184, U.S. Geological Survey, 2000.
- IGF, 1975. *Geologisch onderzoek t.b.v. een spaarbekken te Itteren*. Instituut Voor Grondmechanica en Funderingstechniek.
- 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.
- 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.
- Lanen, H.A.J. van 1984. Verblijftijd van water in de onverzadigde zone van zandgronden in gebieden met diepe grondwaterstanden. H2O 17(1):9-16
- Locher W.P. en H. de Bakker, 1990. Bodemkunde van Nederland. Malmberg Den Bosch.
- Maas C. Vuistregels in de hydrologie, Stromingen 1996.
- Mackay, D. & W.Y. Shiu 1981. J. Phys. Chem. Ref. Data 10, 1175-1199.
- Matthess, G. 1990. Die Beschaffenheit des Grundwassers. 2nd Ed., Borntraeger, Berlin, 498p.
- Mcdonald M.G. And Harbaugh A.W., A modular three-dimensional finite difference groundwater flow model; 1984, U.S. Geological Survey
- RID, 1968. Rapport betreffende een geohydrologisch onderzoek t.b.v. grondwaterwinning in de gemeenten Borgharen en Itteren. (Wml Ref. 1906)
- RID, 1970. Onderzoek naar de mogelijkheid van de aanleg van spaarbekkens in het gebied Itteren-Borgharen R.I.D.
- 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. & 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. 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.
- Tauw Infra Consult, 1991. Saneringsonderzoek voormalige stortplaats Julianakanaal te Maastricht. Tauw Infra Consult. LI-245-050-30
- Tauw Infra Consult. 1991 Aanvullend bodemonderzoek (i en ii) voormalige stortplaats Julianakanaal te Maastricht. Tauw Infra Consult. LI-245-050-30
- Todd, D. K., Groundwater Hydrology; 1980, John Wiley And Sons, New York.
- Vink C. 2007. "Analysis of the origin of pumped groundwater by means of a genetic algorithm" (In Prep).
- Vink C., Schot P., Multiple-objective optimization of drinking water

- production strategies using a genetic algorithm, Water Resources Research Vol. 38, NO 9, 2002
- Vink C., D.G. Cirkel, B.W. Raterman, P.J. Stuyfzand, G.A. van den Berg, A. Doomen, L.M. Puyker, A.J. Gijsbertsen, J.W.N.M. Kappelhof en P.K. Baggelaar, 2005." Stedelijk waterbeheer en drinkwaterwinning, verkenning van de haalbaarheid van stedelijke winningen." 2006. Kiwa-rapport BTO 2005.037.
- Vink, C. 2004. Multiple objective calibration of a groundwater model by means of a genetic algorithm. Proceedings of the FEM_Modflow 2004 Conference in Karlovy Vary, Czech Republic
- Vink, C. 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, C. And Schot, P.P., 2005, 'An analysis of the prioritization of groundwater quality prediction studies with a sequential numerical game'. Proceedings Modelcare 2005, Den Haag.
- Vink, C; Schot, P.P. 1999. "Comparison of groundwater quality prediction methods: from simple trend analysis to complex 3-d non-conservative transport simulation" . Proceedings of the 25th hydrology and water resources symposium and 2nd international conference on water resources & environment research, Brisbane, Australia.
- Weerts, H.J.T, Complex confining layers,1996, proefschrift.Universiteit Utrecht
- Weijers, J. P. 1989, Hydrogeologische opbouw en inventarisatie van laageigenschappen van watervoerende pakketten in het waterwingebied Heumensoord. RGD rapport BP 10683.
- Wilson E.M., Engineering hydrology; Third edition, 1983, Macmillan.

BIJLAGEN

I Toelichting op voorstel aanvullend meetprogramma Borgharen

In deze bijlage is een voorstel opgenomen van een aanvullend meetprogramma om de herkomst van het onttrokken grondwater beter te kunnen bepalen. Dit voorstel is vooralsnog niet uitgevoerd.

Waarom aanvullend hydrochemisch onderzoek?

Een goede risicoanalyse van de ruwwaterkwaliteit van Borgharen vergt gedegen kennis van (1) de herkomst en kwaliteit van het water en (2) zowel manifeste als potentiële verontreinigingen.

Om de ruwwaterkwaliteit te voorspellen dienen we het aandeel van de verschillende herkomstgebieden binnen het intrekgebied te kennen (fluxverdeling). Elk herkomstgebied levert een watersoort met een specifieke chemische samenstelling.

Bij Borgharen is het ruwwater naar alle waarschijnlijkheid een mengsel van:

- oud diep grondwater uit de kalksteen;
- jong ondiep grondwater uit fluviatiele sedimenten; en
- betrekkelijk recent geïnfiltreerd Maaswater

Het jonge, ondiepe grondwater bestaat waarschijnlijk uit enkele verschillende watertypen (subsoorten), vooral door toedoen van allerlei menselijke invloeden (typen landgebruik, specifieke verontreinigingen).

Zoals je weet zijn we een grondwatermodel aan het opzetten. Bij de calibratie kunnen we kiezen uit verschillende, maar even aannemelijke “calibratie-alternatieven”. Die alternatieve modellen kunnen de gemeten stijghoogten met een vergelijkbare “sluitfout” simuleren, maar impliceren wel een aanzienlijk verschillende herkomstverdeling van het ruwwater.

Bij Borgharen (en menige andere winning) kan de bijdrage van de verschillende watertypen aan de ruwwaterkwaliteit niet voldoende nauwkeurig en betrouwbaar vastgesteld worden louter op basis van hydrologische informatie (grondwaterstanden, rivierpeilen, neerslaggegevens, onttrekkingsgegevens, bodemeigenschappen en pompproeven).

Hydrochemische informatie is derhalve van essentieel belang.

De beschikbare analysegegevens van PS Borgharen bieden een goede impressie van de algehele waterkwaliteit, maar geven onvoldoende aanknopingspunten voor identificatie van de herkomst van het grondwater.

Het ontbreekt in feite aan gegevens van geschikte *specifieke herkomst-tracers* die als eigenschap hebben dat zij:

- detecteerbaar zijn tegen lage kosten, zelfs bij lage concentraties en met hoge nauwkeurigheid/precisie;

- conservatief gedrag vertonen (geen sorptie, geen biodegradatie, geen neerslagvorming);
- indien radioactief, een bruikbare $T_{1/2}$ en verwaarloosbare toxiciteit etaleren; en
- zeer lage natuurlijke achtergrondwaarden kennen (in de normale situatie; andersom kan ook).

Wanneer het opgepompte grondwater uit een mengsel van meerdere watertypen bestaat (aantal N), dan dienen we te beschikken over tenminste N-1 verschillende tracers en, natuurlijk, kennis van de gemiddelde concentraties van deze tracers in de te beschouwen N watertypen. Onzekerheden in de gemiddelde concentraties maken weer dat het beter is voor elke watersoort tenminste 2, liever 3 tracers te vinden.

In de situatie Borgharen komen we zo op 9 tracers, wanneer we uitgaan van 4 watertypen (oud uit kalksteen, Maasoeverfiltraat, jong relatief schoon, jong relatief vuil).

Het meetprogramma

We stellen voor om 1 Maaswatermonster te nemen en 10 grondwatermonsters (5 uit elk van de 5 aanwezige pompputten en 5 uit relevante waarnemingsputten in de omgeving).

Het analysespakket is in tabel 1 gespecificeerd. Daarmee worden de volgende tracers geadresseerd:

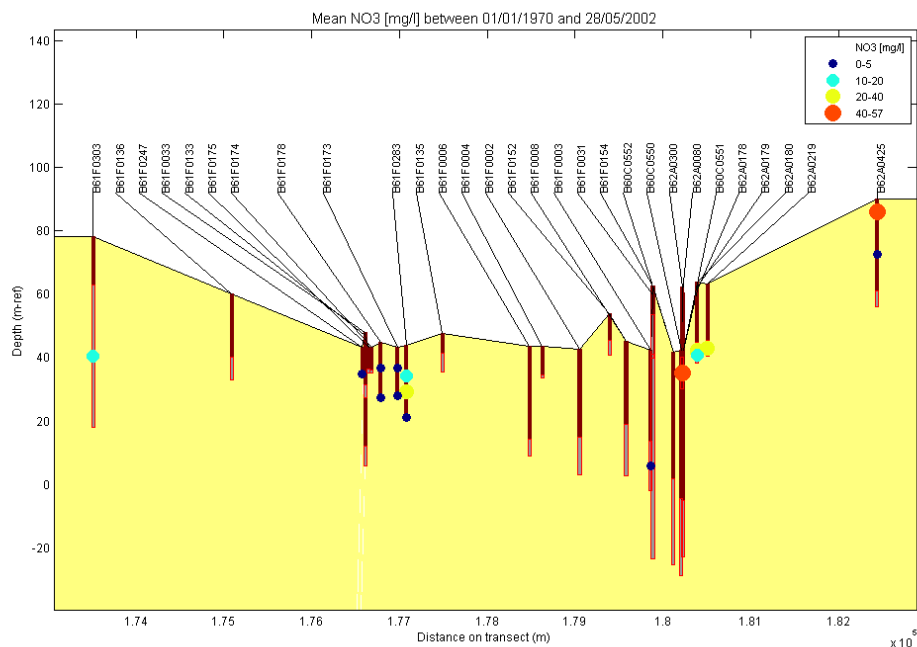
- natuurlijke, relatief zware stabiele isotopen die onderdeel uitmaken van het watermolecuul, en derhalve absoluut conservatief zijn tijdens bodempassage: $2H$ en $18O$;
- de radioactieve isotoop $3H$ (tritium) die tevens onderdeel uitmaakt van het watermolecuul doch vervalst met halveringstijd van 12,35 jaar. Biedt aanknopingspunten voor datering (dus onderscheiden van oud kalksteenwater en recent Maaswater met verhoogd tritium door koelwaterlozingen);
- de natuurlijke, relatief zware stabiele zwavelisotoop $34S$ die onderdeel is van het sulfaat-ion en een helpt bij het identificeren van de herkomst van sulfaat (atmosfeer, opgelost in Maaswater, pyrietoxidatie);
- anionen met conservatief gedrag tijdens bodempassage: Cl en Br ;
- ongeladen moleculen en anionen met bijna conservatief gedrag (althans in bepaalde typen aquifers onder specifieke omstandigheden): resp. B en F , SO_4 , Mo , V
- kationen met bijna conservatief gedrag (althans in bepaalde typen aquifers onder specifieke omstandigheden): Sr , Gd , Li , Rb .

Het gewenste aantal tracers (9) wordt hiermee gehaald en zelfs overschreden (echter met de kanttekening dat enkelen niet-ideaal zijn en sowieso meeliften in multi-elementanalyse).

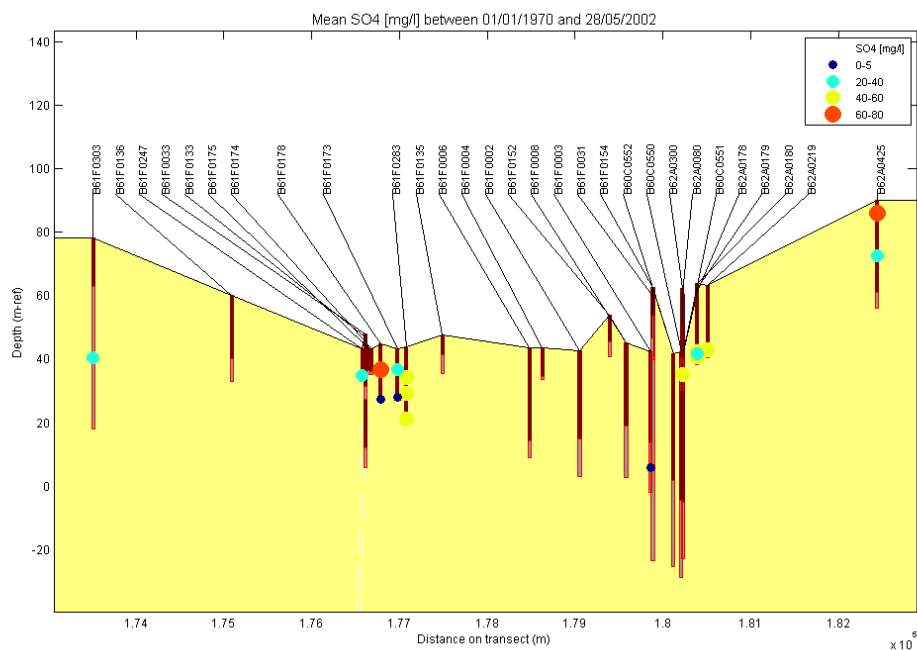
Naast de te analyseren tracers dienen ook de macroparameters geanalyseerd te worden om de watermonsters te kunnen spiegelen aan eerdere analyses en om indrukken te krijgen van de algehele chemie.

II Profielen grondwaterkwaliteit

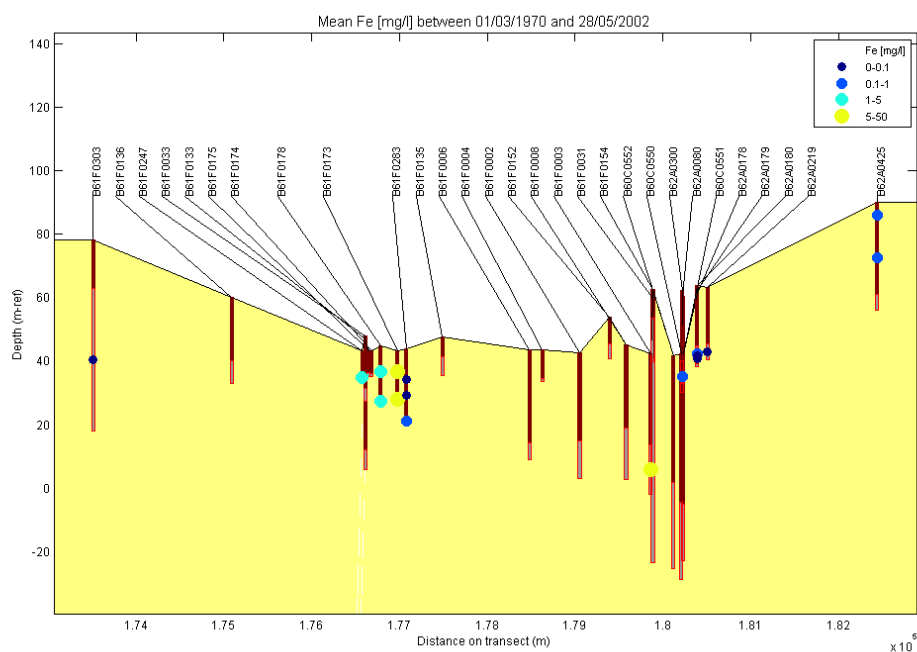
Nitraat (NO_3)



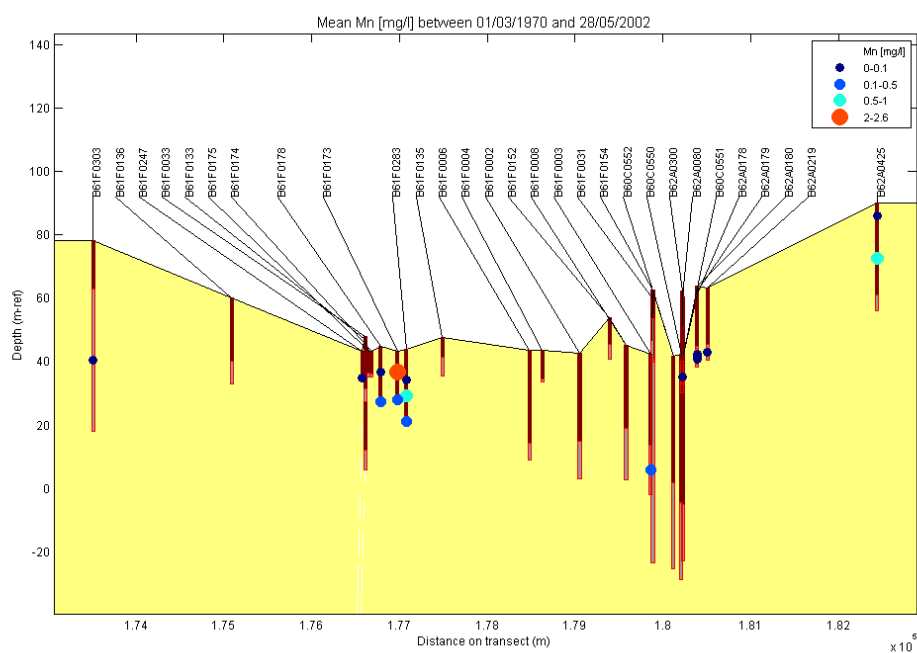
Sulfaat (SO_4)



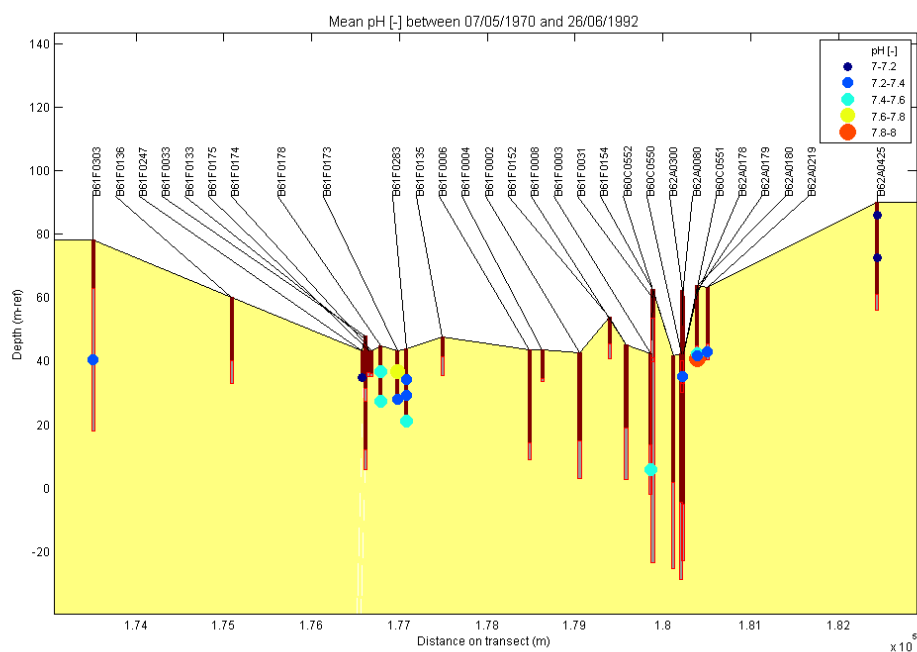
IJzer (Fe)



Mangaan (Mn)



Zuurgraad (pH)



III Bepaling reactiviteitsparameters

Rekenregel bepaling lutumgehalte uit Dino-boorbeschrijvingen

- Stap 1: Staat er een waarde onder “lutum%”?
- Zo nee >> Door naar stap 2
- Zo ja >> Neem deze waarde over
- Stap 2: Staat er een waarde onder “bijmklei”?
- Zo nee >> Door naar stap 3
- Zo ja >> Neem waarde over uit tabel A
- Stap 3: Staat er een waarde onder “zandmedkl”?
- Zo nee of “zandmediaan onduidelijk” >> Door naar stap 4
- Zo ja >> Neem waarde over uit tabel B
- Stap 4: Staat er een waarde onder “hgrs”?
- Zo nee >> géén waarde
- Zo ja >> Neem waarde over uit tabel C

Tabel A

Bijmenging klei	%lutum
zwak kleiig	3,5
matig kleiig	5
kleiig	6,5
sterk kleiig	8
uiterst kleiig	12,5

Tabel B

zandmediaan klasse	%lutum
uiterst fijn	2
zeer fijn	1,5
fijn	1,5
fijne categorie	1,5
matig fijn	1,5
matig grof	1
grof	1
grove categorie	1
zeer grof	1
uiterst grof	1

Tabel C

hgrs	%lutum
stenen	0.5
keien	0.5
vuursteen	0.5
grind	1
zand	1
klei	30
glauconietzand	30
leem	10
veen	5
gyttja	10
hout	0
schelpen	0.5
moeraskalk	0.5
schalie	60
zandsteen	0.5
kalksteen	0.5
mergel	5
bruinkool	0.1

Rekenregel bepaling Organische stofgehalte uit Dino-boorbeschrijvingen

- Stap 1: Staat er een waarde onder "OS"?
- Zo nee >> Door naar stap 2
- Zo ja >> Neem deze waarde over
- Stap 2: Staat onder hgrs veen, gyttja, hout of bruinkool?
- Zo nee >> Door naar stap 3
- Zo ja >> Neem waarde over uit tabel C
- Stap 3: Staat er een waarde onder "bijmhumus"?
- Zo nee >> Door naar stap 4
- Zo ja >> Neem waarde over uit tabel A
- Stap 4: Staat er een waarde onder "zandmedkl"?
- Zo nee of "zandmediaan onduidelijk" >> Door naar stap 5
- Zo ja >> Neem waarde over uit tabel B
- Stap 5: Staat er een waarde onder "hgrs"?
- Zo nee >> géén waarde
- Zo ja >> Neem waarde over uit tabel C

Tabel A

organische stof	%Os
zwak humeus	0,75
matig humeus	3,25
humeus	5
sterk humeus	6,5
uiterst humeus	11,5

Tabel B

zandmediaan klase	%Os
uiterst fijn	1
zeer fijn	1
fijn	0.75
fijne categorie	0.75
matig fijn	0.5
matig grof	0.5
grof	0.1
grove categorie	0.1
zeer grof	0.05
uiterst grof	0.01

Tabel C

hgrs	%Os
stenen	0
keien	0
vuursteen	0
grind	0.01
zand	0.1
klei	0.5
glauconietzand	0.5
leem	0.5
veen	70
gyttja	70
hout	70
schelpen	0.01
moeraskalk	1
schalie	0.5
zandsteen	0.5
kalksteen	0.5
mergel	0.5
bruinkool	70

Rekenregel bepaling Kalkgehalte uit Dino-boorbeschrijvingen

- Stap 1: Kijk onder "hgrs" of een van de aanduidingen uit tabel B aanwezig is
Zo nee >> Door naar stap 2
Zo ja >> Neem de bijbehorende waarde over uit tabel B
- Stap 2: Staat er een aanduiding onder "kalkgehalte"
Zo nee >> Géén waarde
Zo ja >> Neem waarde over uit tabel A

Tabel A

Kalk	%CaCO ₃
kalkloos	0.25
kalkarm	1
kalkrijk	4

Tabel B

hgrs	%CaCO ₃
schelpen	75
moeraskalk	75
kalksteen	95
mergel	75

Rekenregel bepaling REDOX-toestand uit grondwaterkwaliteitsdata

"Oxisch" of "anoxisch (ijzerreducerend)" kan worden vastgesteld uit NO₃⁻ en Fe²⁺ (alle waarden in mg/l):

=IF([Fe]>0.1 mg/l,IF([NO₃]>5 mg/l,"oxisch","anoxisch"),"oxisch") Vgl 1

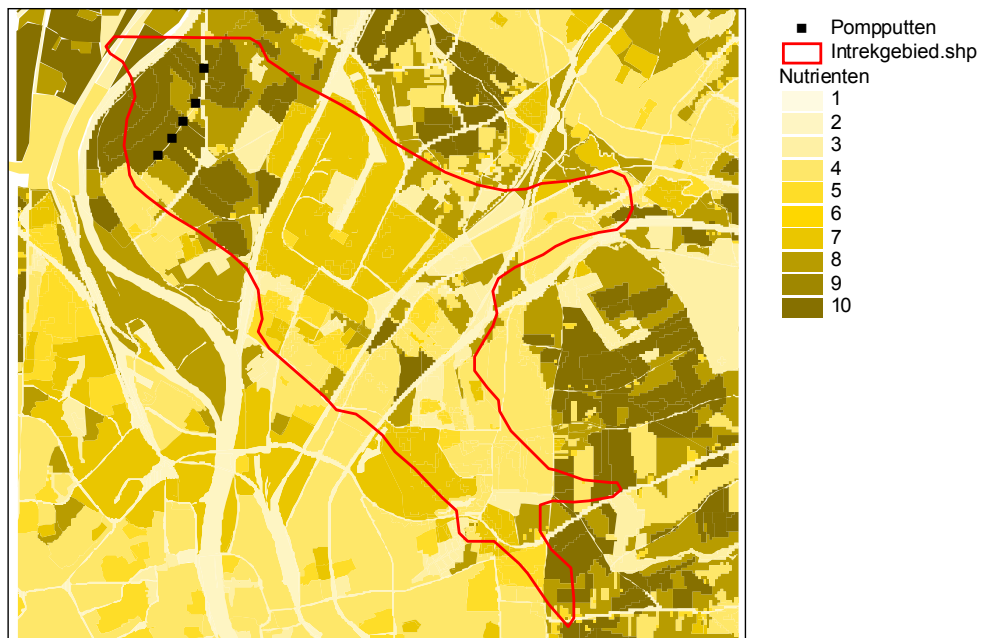
Nadere precisering van "anoxisch" naar "diep anoxisch sulfaatreducerend" kan door te kijken naar SO₄

=IF(AND([vgl 1]="anoxisch",[SO₄]<4 mg/l),"diep anoxisch","") Vgl 2

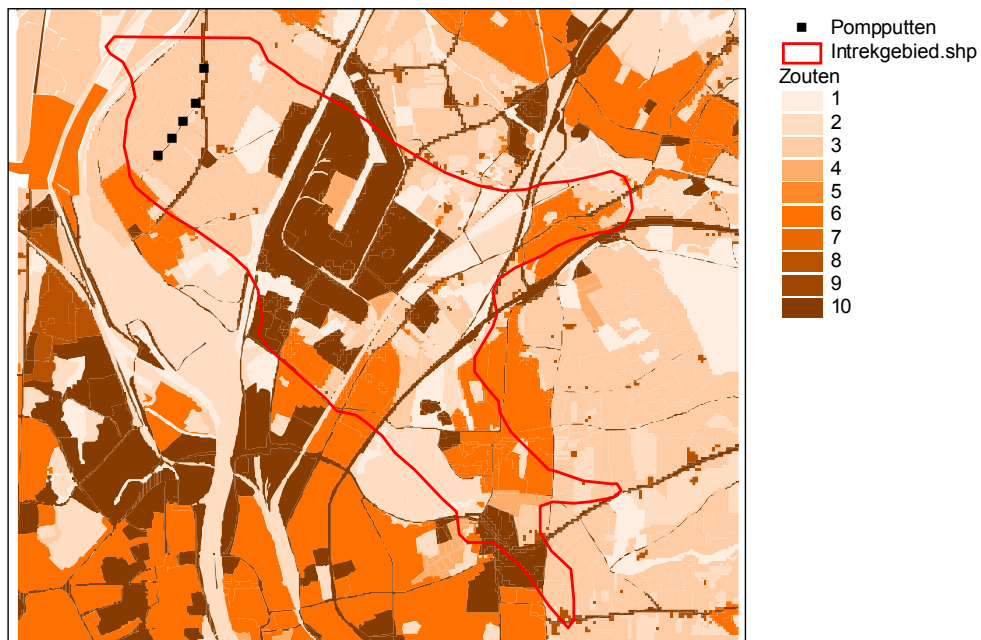
Verschil maken tussen oxisch en suboxisch is niet goed mogelijk.

IV REFLECT belastingsscores

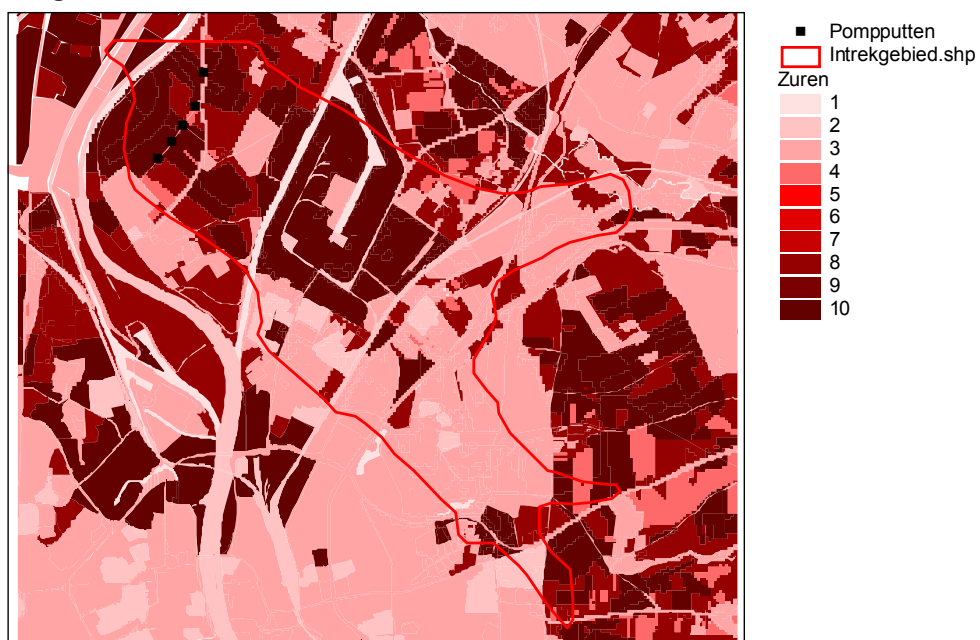
Belastingsscore Nutriënten



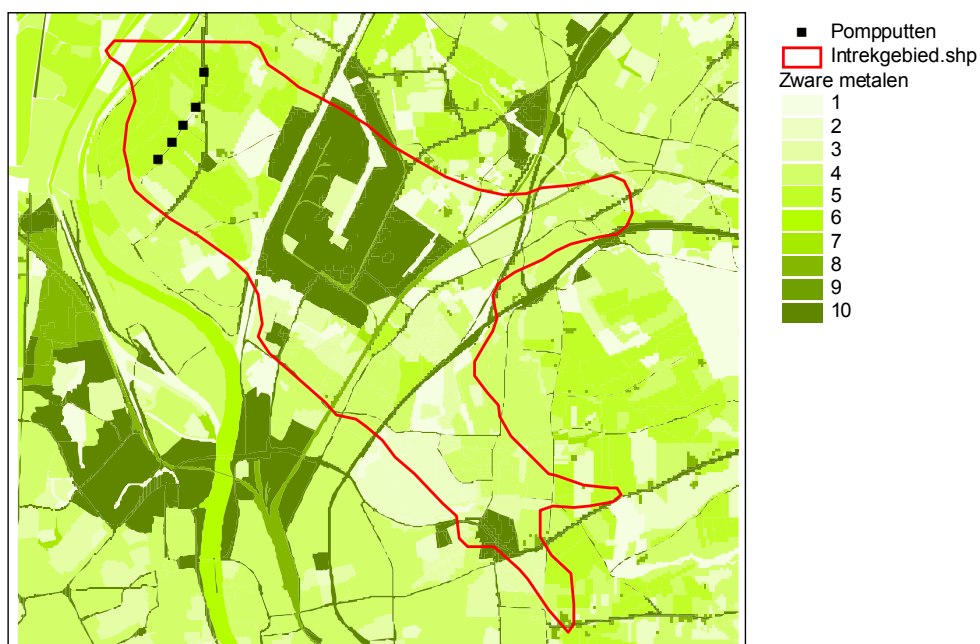
Belastingsscore Zouten



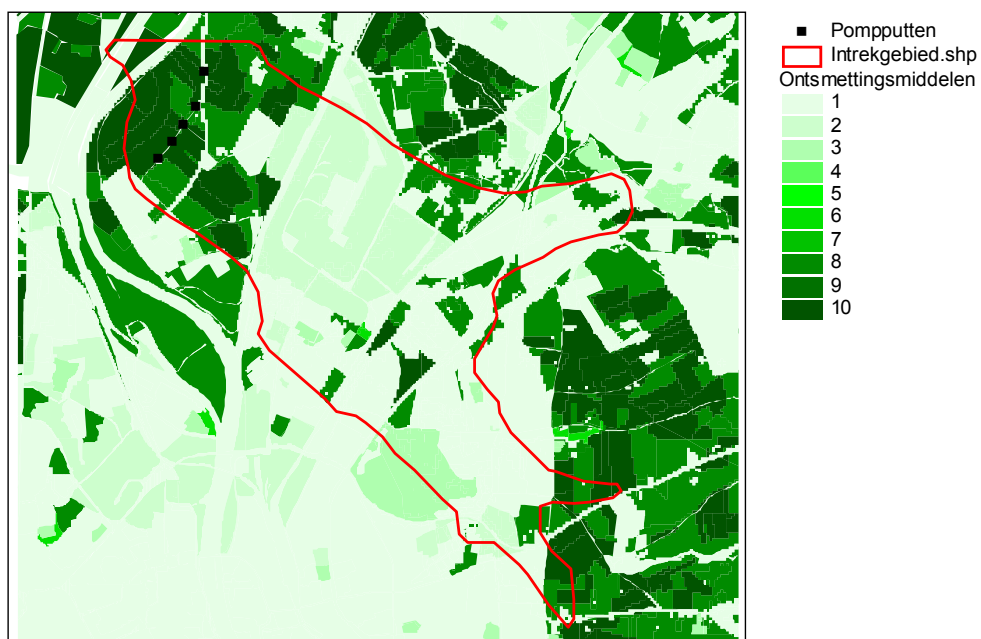
Belastingscore Zuren



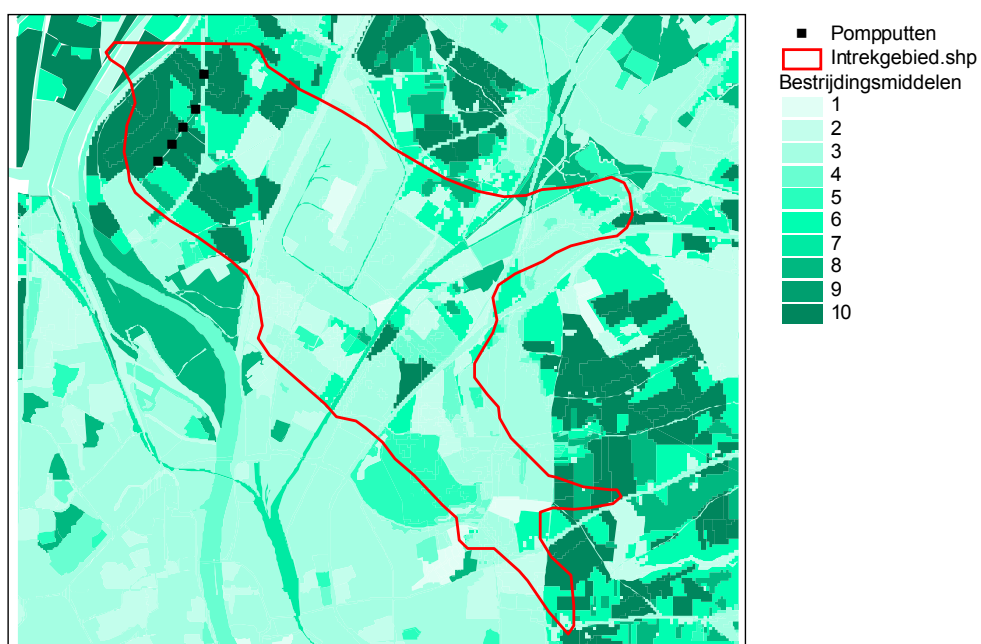
Belastingscore Zware metalen



Belastingscore Ontsmettingsmiddelen



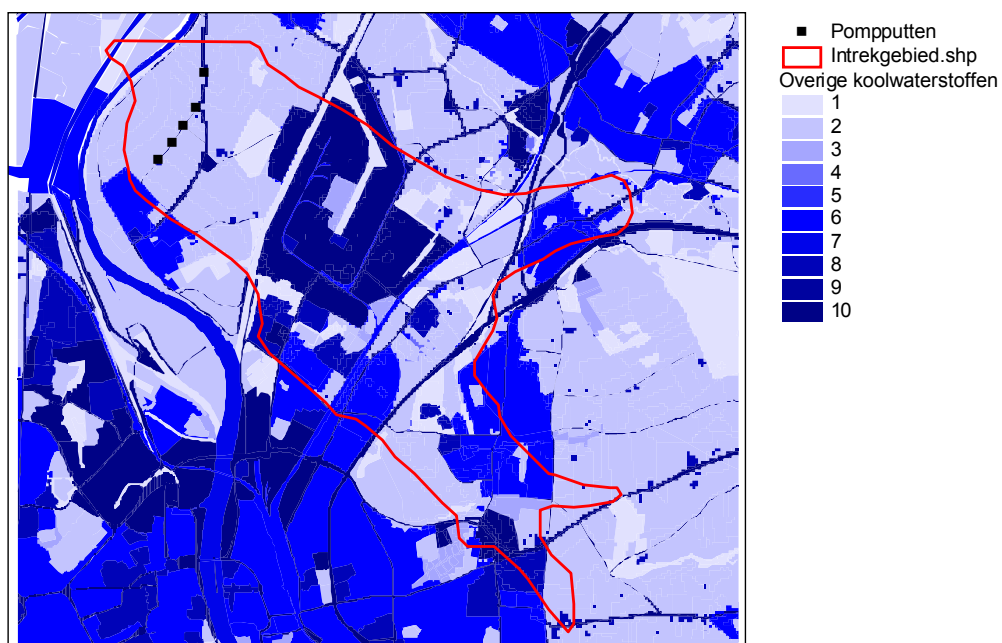
Belastingscore Bestrijdingsmiddelen



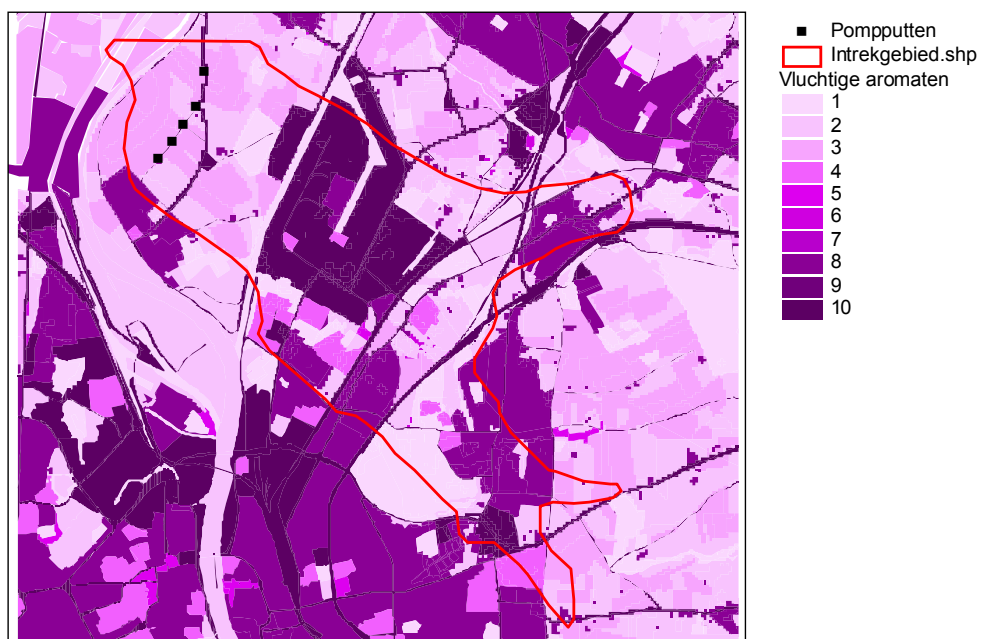
Belastingscore Gehalogeneerde koolwaterstoffen



Belastingscore Overige koolwaterstoffen



Belastingscore Vluchtige aromaten



Respond-code	Omschrijving	Nutriënten	Zouten	Zuren	Zware metalen	Ontsmet-tings-middelen	Bestrijdings-middelen	Gehaloge-neerde kool-waterstoffen	Overige kool-waterstoffen	Vluchtige aromaten
1	water	2	1	1	1	1	2	1	1	1
2	heide	1	1	3	1	1	2	1	1	1
3	bos	3	1	3	1	1	2	1	1	1
4	akkerbouw, int hoog	10	3	10	5	10	10	2	2	3
5	akkerbouw, int laag	8	2	8	4	8	8	2	2	2
7	veeteelt int	8	3	8	4	8	6	2	2	2
10	boomgaard	4	2	4	2	8	8	1	2	2
12	camping	3	3	3	2	1	2	7	4	5
13	volkstuinten	8	3	8	7	6	8	2	3	5
14	wonen, hoge dichtheid, regulier	4	6	3	4	1	3	2	6	8
15	wonen, hoge dichtheid, duurzaam	3	4	3	3	1	1	1	3	8
16	wonen, lage dichtheid, regulier	6	4	4	3	1	4	2	4	6
17	wonen, lage dichtheid, duurzaam	4	3	3	3	1	1	1	2	6
19	kantoren, onderwijs	5	10	2	3	1	2	3	8	4
20	winkels, bedrijven, horeca	3	6	3	4	1	2	5	8	5
21	plantsoenen en stadspark	4	2	3	3	1	4	1	2	2
22	begraafplaats	5	2	3	2	2	4	1	2	1
23	sportvelden	7	2	3	2	3	5	1	2	1
24	industrie hoog niveau	7	10	10	10	2	3	10	10	10
25	industrie laag niveau	5	8	8	8	1	2	8	8	8
26	wegen	2	10	3	10	1	3	7	10	10
28	waterwegen	2	2	2	6	1	4	2	7	2
30	spoorlijn	2	2	2	8	1	7	2	6	10

V Beschrijving groene zanden en glauconiet

Bron: www.wikipedia.org

Greensand is an olive-green coloured sandstone rock which is commonly found in narrow bands, particularly associated with bands of chalk and clay worldwide; it has been deposited in marine environments at various times during Earth history, such as during the Jurassic and Cretaceous periods.

The green colour of greensand is due to variable amounts of the mineral glauconite, an iron potassium silicate with very low weathering resistance; as a result, greensand tends to be weak and friable. It is a common ingredient in garden fertilisers, such as in organic gardening and organic farming. Due to its chemical exchange properties, the glauconite of greensand is used as a water softener. Greensand coated with manganese oxide, known as manganese greensand, is used in well water treatment systems to remove insoluble ferric (oxidized) iron and manganese.

Glauconite is a phyllosilicate (mica group) mineral of formula: $(K,Na)(Fe^{3+},Al,Mg)_2(Si,Al)_4O_{10}(OH)_2$. It can also be referred to as an iron silicate. It crystallizes with monoclinic geometry. The name is derived from the Greek *glaucos* (γλαυκος) meaning 'gleaming' or 'silvery', to describe the appearance of the blue-green color, presumably relating to the sheen and blue-green colour of the sea's surface. Its color ranges from olive green, black green to bluish green. It is probably the result of the iron content of the mineral. In the Mohs scale it has hardness of 2. The relative density range is 2.2 - 2.8. It is normally found in dark green rounded nodules of sand size dimension. It can be confused with chlorite or with some clays. Normally, glauconite is considered diagnostic of continental shelf marine depositional environments with slow rates of accumulation. Typically, it appears in Jurassic/lower Cretaceous deposits of Greensand, so-called after the colouration provided by the glauconite. It can also be found in impure limestones, such as Kentish Rag and in Chalk. It develops as a consequence of diagenetic alteration of sedimentary deposits, changes in the biotite micas, for example, being influenced by the decaying process of the organic matter in animal shells. Glauconite forms under reducing conditions in sediments and such deposits are commonly found in nearshore sandstones, open oceans and the Mediterranean Sea but not in the Black Sea or in fresh-water lakes. It oxidises on contact with air; the resulting deoxygenated air is a hazard to miners.