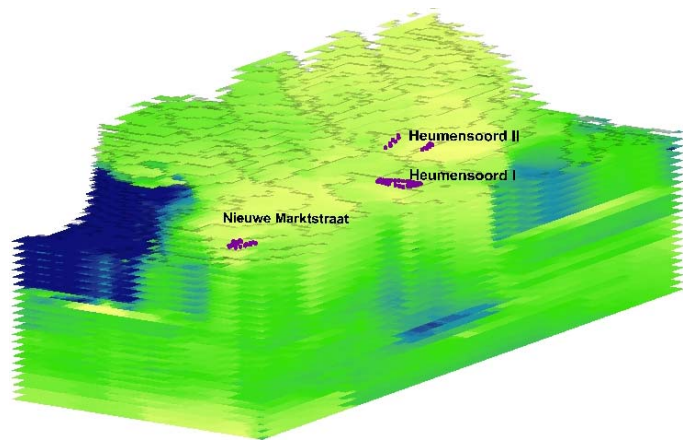


BTO 2007.027
Juni 2007

Risicoanalyse ruwwaterkwaliteit Pompstation Heumensoord

Deel 2
Beschrijving reactiviteit ondergrond
en chemische waterkwaliteit



Ministerie van Verkeer
en Waterstaat

 **Delft Cluster**

BTO 2007.027
Juni 2007

Risicoanalyse ruwwaterkwaliteit Pompstation Heumensoord

Deel 2
Beschrijving reactiviteit ondergrond en
chemische waterkwaliteit

© 2007
Kiwa Water Research B.V.
Alle rechten voorbehouden.
Niets uit deze uitgave mag
worden verveelvoudigd,
opgeslagen in een
geautomatiseerd
gegevensbestand, of
openbaar gemaakt, in enige
vorm of op enige wijze,
hetzij elektronisch,
mechanisch, door
fotokopieën, opnamen, of
enig andere manier, zonder
voorafgaande schriftelijke
toestemming van de
uitgever.

Opdrachtgever
BTO

Projectnummer
11.1500.050

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

Telefoon 030 60 69 511
Fax 030 60 61 165
Internet
www.kiawaterresearch.eu



Ministerie van Verkeer
en Waterstaat

Delft Cluster

Colofon

Titel

Risico analyse ruwwaterkwaliteit Pompstation
Heumensoord
Deelrapport 2, Beschrijving reactiviteit ondergrond
en chemische waterkwaliteit

Projectnummer**Projectmanager**

Drs. Peter Hesen

Kwaliteitsborger

Dr. C. Vink

Auteurs

ir. D.G. Cirkel

Dr. C. Vink

Dit rapport is verspreid onder BTO-participanten en is openbaar

Samenvatting

Voorliggende pilot study 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 keuze van de pilot locatie is gebaseerd op de nabijheid en omvang van stedelijk gebied in het intrekgebied van de winning Heumensoord. Het grondwater van enkele pompputten van Heumensoord I komt voor meer dan 60% uit bebouwde gebieden. Er bevinden zich diverse potentiële puntbronnen op korte afstand van de pompputten en in het onttrokken grondwater zijn sporen van o.a. metalen, PAK's, minerale olie componenten en vluchtige gechloreerde koolwaterstoffen waargenomen. Tevens zijn in sommige pompputten verhoogde concentraties nitraat en sulfaat waargenomen, deels afkomstig uit stedelijk gebied.

In de eerste fase van het project is Respond ontwikkeld, (*Risk Evaluation of Soil Pollution for ProductiON of Drinking water*) een chemisch stroombanenmodel waarmee de concentraties van een groot aantal chemische parameters in het onttrokken grondwater kunnen worden gereconstrueerd en geprognosticeerd, en waarmee risico's voor de ruwwaterkwaliteit kunnen worden geschat.

Met 'preprocessors' van Respond kan op basis van gegevens van boringen en van de chemische samenstelling van het grondwater met relatief weinig arbeid een gedetailleerde kartering van de reactiviteit ondergrond worden uitgevoerd, inclusief afgeleide 'secundaire' grootheden als CEC (cation exchange capacity) en redoxmilieu.

Resultaten

De resultaten van de kartering van de bodemreactiviteit in het studiegebied stemmen goed overeen met studie van de RGD en TNO van de reactiviteit van de ondergrond die in de omgeving van Heumensoord. Calibratie van met Respond berekende ruwwaterconcentraties kon met behulp van een genetisch algoritme efficiënt en reproduceerbaar worden uitgevoerd. Ook de bijdrage van de verschillende landgebruiksklassen aan de concentraties nitraat en sulfaat in het ruwwater kon met dezelfde optimalisatietechniek adequaat worden berekend, ditmaal verwerkt in het programma Optimix.

Voor de meeste pompputten kon een bevredigende reconstructie van het waargenomen verloop van de ruwwaterconcentraties worden berekend. In enkele gevallen kon geen goed resultaat worden bereikt doordat m.n. de historische belasting van stikstof in stedelijk gebied onvoldoende bekend is. Deze hangt sterk af van lokale omstandigheden, zoals de mate waarin lekkage in het rioleringsysteem opgetreden is en in de goeddoorlatende ondergrond van Nijmegen kan een lekkende riolering gemakkelijk onopgemerkt blijven. De overige resultaten van de berekeningen m.b.t. tot de invloed van de reactiviteit van de bodem en de belasting in de intrekgebieden van de verschillende putten stemmen overeen met op ervaring gestoelde verwachtingen. De verschillen tussen waargenomen nitraatconcentraties in het ruwwater van de afzonderlijke winputten zijn consistent met de aard van het

¹ zie Kiwa rapport Stedelijk Waterbeheer en Drinkwaterwinning, BTO 2005.037

landgebruik in de intrekgebieden van de pompputten. De resultaten bevestigen daarmee de betrouwbaarheid van de hydrologische modellering², en de berekende belastingniveau's.

Opvallend resultaat van de berekeningen is dat de netto nitraatbelasting uit stedelijk gebied hoger is dan die uit de landbouwgebieden. Stedelijk gebied levert het grootste aandeel van de nitraatbelasting in het gezamenlijke ruwwater. Wanneer het gehele intrekgebied uit stedelijk gebied zou bestaan dan zou in 2005 de concentratie nitraat in het ruwwater ca. 40 - 50 mg/l zijn. Deze hoge concentraties worden niet alleen veroorzaakt doordat de belasting hoog is, maar ook doordat weinig denitrificatie plaatsvindt in de ondergrond van het stedelijke gebied van Nijmegen. Overwegend diepe grondwaterstanden en geringe beschikbaarheid van organische stof en pyriet zijn hier debet aan. Naast stedelijk gebied is ook landbouw voor het op Heumensoord gewonnen grondwater een belangrijke bron van stikstof. In het westelijke en noordoostelijke deel van het intrekgebied van pompstation Heumensoord bevinden zich landbouwgebieden die in enkele pompputten hoge concentraties nitraat veroorzaken. In de vijf pomputten van pompstation Heumensoord met de hoogste concentraties nitraat (jaargemiddelden van 60 - 120 mg/l in 2005) is een substantieel aandeel afkomstig van de landbouw. Gemiddeld over alle landbouwgebieden is de netto bijdrage in 2005 ca. 20 mg/l. Het oppervlak landbouwgebied in het intrekgebied van de winning is echter beperkt en het effect van deze belasting op het gezamenlijke ruwwater daarmee ook. Verwacht mag worden dat de belasting uit deze gebieden is afgenomen dankzij de mestwetgeving. De bos- en heidegebieden leveren de beste grondwaterkwaliteit. De gemiddelde nitraatconcentratie van ruwwater uit deze gebieden bedraagt ca. 15 mg/l in 2005.

Prognose diffuse belasting in ruwwater

De ontwikkeling van de stikstofbelasting in de toekomst hangt vooral af van de belasting uit stedelijk gebied en de daarmee samenhangende conditie van de riolering. De relatief grote component oud grondwater in het ruwwater van Heumensoord I impliceert dat een daling van de nitraatconcentraties niet spoedig te verwachten is. Bij Heumensoord II is de gemiddelde verblijftijd van het grondwater kleiner en daardoor zal m.n. de concentratie sulfaat de komende jaren naar verwachting afnemen.

Puntbronnen

In het algemeen zijn de risico's van puntbronnen voor de ruwwaterkwaliteit van pompstation Heumensoord relatief hoog door geringe afstanden tussen de pompputten en verdachte locaties en een ondergrond die weinig reactiviteit bezit. Verontreinigingen in het grondwater worden daardoor tijdens het transport slechts in beperkte mate verdund, afgebroken en gesorbeerd. Doordat de omvang van de belasting ter plaatse van de puntbronnen niet goed bekend is kan het risico slechts in beperkte mate worden gekwantificeerd. In deze studie is de belasting ter plaatse van de puntbronnen op een forfaitaire 100% gesteld, en is slechts de invloed van de bodempassage (reistijd en reactiviteit) in

² Zie Kiwa deelrapport 1 van de pilot study, Hydrologisch model, BTO 2007.026

combinatie met de chemische eigenschappen van de te verwachten stoffen verdisconteerd. Uit deze berekeningen blijkt dat potentiële puntbronlocaties met vluchtige gechloreerde koolwaterstoffen ten noordwesten en ten zuidwesten van puttenveld Heumensoord I het meest riskant zijn. Het is wenselijk om de grondwaterkwaliteit benedenstrooms van deze locaties nader te onderzoeken om de risicoschatting te preciseren.

De risico's van koude-warmte opslag voor de winning Heumensoord zijn beperkt. Monitoring van het effect van koude-warmte opslag op de grondwaterkwaliteit is echter wel gewenst. Monitoring van het effect van de koude-warmte opslag op eventuele verspreiding van puntverontreinigingen is voor een beperkt aantal puntverontreinigingen gewenst.

Inhoudsopgave

SAMENVATTING	1
1 INLEIDING	7
1.1 Achtergrond en aanleiding	7
1.2 Aanpak van het onderzoek.....	7
1.3 Leeswijzer	7
2 REACTIVITEIT VAN DE ONDERGROND	9
2.1 Inleiding	9
2.2 Redox toestand en pH.....	11
2.3 Bepaling reactiviteitsparameters uit boorbeschrijvingen	13
2.4 Bepaling redoxtoestand en pH uit grondwater-analyses	16
2.5 3D-interpolatie van bodemreactiviteitsparameters.....	16
2.6 Grondwaterstroming	20
2.7 Gemiddeld reactief milieu per stroombaan	21
3 LANDGEBRUIK EN RISICO'S	25
3.1 Landgebruik in het intrekgebied van Heumensoord	25
3.2 Reflect risicoindicatie landgebruik.....	27
4 HET CHEMISCH STROOMBANENMODEL RESPOND	29
4.1 Inleiding	29
4.2 Voorgeschiedenis.....	29
4.3 Risico-analyse met Respond	29
4.4 Typen transportmodellen	30
4.5 Belasting.....	32
4.6 Bodempassage	33
4.7 Calibratie op waargenomen concentraties in het ruwwater met een genetisch algoritme	34

4.8	Visualisatie resultaten.....	35
4.9	Technisch ontwerp	37
5	DIFFUSE VERONTREINIGINGEN	39
5.1	Inleiding	39
5.2	Diffuse belasting nitraat en sulfaat.....	39
5.3	Resultaten modellering diffuse belasting nitraat, sulfaat en hardheid	44
5.4	Vertaling naar netto belasting aan maaiveld.....	47
5.5	Schatting netto concentratie per landgebruiksklasse met Optimix.....	48
5.6	Prognose concentraties nitraat en sulfaat in ruwwater	50
6	PUNTVERTREINIGINGEN.....	55
6.1	Verkenning bekende puntverontreinigingen.....	55
6.2	Risicoinschatting puntbronnen.....	60
7	KOUDE-WARMTE OPSLAG.....	63
7.1	Inleiding	63
7.2	Hydrologische en thermische aspecten.....	64
7.3	Chemische aspecten	65
7.3.1	Geohydrochemie	65
7.3.2	Puntverontreinigingen.....	66
7.3.3	Calamiteiten	67
7.4	Microbiologische aspecten.....	67
7.5	Conclusies	68
8	CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	69
8.1	Rekenmethode	69
8.2	Diffuse bronnen.....	69
8.3	Puntbronnen	70
8.4	Koude- warmteopslag.....	70
9	LITERATUUR	71

1 Inleiding

1.1 Achtergrond en aanleiding

Deze studie is onderdeel van het bedrijfstakonderzoek van de drinkwaterbedrijven en betreft een pilotstudy van het project Stedelijk Waterbeheer en Waterwinning. In het kader van dit project is kennis vergaard van grondwatersamenstelling, zuiveringstechnieken en risicoanalyse van stedelijke winningen. Eén van de onderdelen van de pilotstudy behelst de toepassing van een methode voor risicoschatting van de kwaliteit van het ruwwater, om ervaring op te doen met toepassing van de ontwikkelde methoden op een concrete situatie en te demonstreren. Daarnaast wenst Vitens inzicht te verkrijgen in risico's en te verwachten ontwikkelingen van de ruwwaterkwaliteit op pompstation Heumensoord.

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 al enige jaren geleden gezet bij de ontwikkeling van het programma REFLECT. Vervolgens is deze methode verbeterd in het kader van het al genoemde project Stedelijk Waterbeheer en Waterwinning. [Kiwa, 2006]. In het onderhavige onderdeel van het project is de methode nader uitgewerkt en getoetst aan praktische toepassingen. Voor dit doel zijn twee winplaatsen geselecteerd. Naast pompstation Heumensoord is pompstation Borgharen [NV waterleidingmaatschappij Limburg] als pilotlocatie gekozen. Voor het uitvoeren van de risicoanalyse wordt een gestandaardiseerd werkplan gevolgd. Ter voorbereiding van de eigenlijke risicoanalyse worden achtereenvolgend een hydrologische modellering, hydrologische systeemanalyse en een inventarisatie van manifeste en potentiële verontreinigingsbronnen uitgevoerd. Met deze informatie wordt uiteindelijk de kwantitatieve risicoanalyse uitgevoerd.

1.3 Leeswijzer

In voorliggend deelrapport 2 zijn de reactiviteit van de ondergrond en risico's voor de ruwwaterkwaliteit beschreven. Hoofdstuk 2 bevat een beschrijving van de ondergrond in chemisch opzicht. In hoofdstuk 3 is het landgebruik en de bijbehorende risico's in kaart gebracht. Hoofdstuk 4 betreft een beschrijving van Respond. In hoofdstuk 5 zijn berekeningen t.a.v. de diffuse verontreinigingen beschreven en is een prognose van de toekomstige ontwikkeling van de ruwwaterkwaliteit opgenomen. In hoofdstuk 6 zijn de risico's van puntverontreinigingen in het intrekgebied van pompstation Heumensoord geanalyseerd aan de hand van verkennende berekeningen met Respond. Hoofdstuk 7 heeft de risico's van koude-warmte opslag voor de ruwwaterkwaliteit van de winning tot onderwerp. Tot slot zijn in hoofdstuk 8 Conclusies en aanbevelingen van de diverse onderwerpen samengevat. In de bijlagen zijn de resultaten van de berekeningen weergegeven in de vorm van kaarten, grafieken en tabellen.

2 Reactiviteit van de ondergrond

2.1 Inleiding

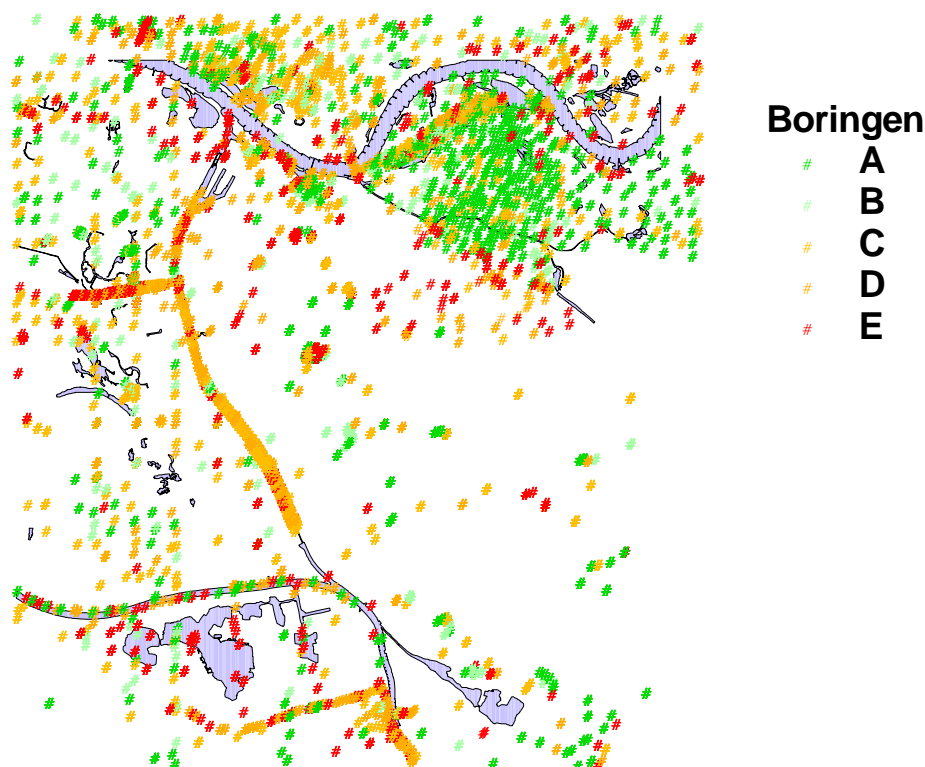
De chemische samenstelling van het grondwater wordt sterk beïnvloed door de aanwezigheid van reactieve componenten in de bodemmatrix [Stuyfzand et al, 1997]. Om de risico's van bepaalde vormen van landgebruik op de kwaliteit van het opgepompte water te kunnen bepalen is het dus belangrijk om de reactiviteit van de bodem vanaf maaiveld tot pompput in kaart te brengen. In Tabel 1 is een overzicht gegeven van de meest relevante 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 ⁺)
Ijzeroxiden	Affiniteit voor anionen, oplosbaar onder reducerende omstandigheden
Organisch materiaal	Buffer voor reduceerbare verbindingen (nitraat), affiniteit voor sporenmatalen en adsorbens voor organische verontreinigingen
Pyriet	Buffer voor inspoelbare reduceerbare verbindingen
Sideriet	Buffer voor inspoelbare reduceerbare verbindingen
Glauconiet	Affiniteit voor sporenmatalen, adsorbens voor inspoelende bestrijdingsmiddelen

De in de Tabel 1 weergegeven reactieve bestanddelen kunnen bepaald worden door bij een boring steekmonsters te nemen en deze te laten analyseren in een laboratorium. Hoewel steeds vaker steekmonsters voor geochemische analyses worden genomen, is het aantal beschikbare analyses nog steeds zeer beperkt. Rond de winning Heumensoord zijn 6 boringen bekend waarbij grondmonsters zijn genomen en geanalyseerd. Het gaat hierbij om de boringen 46A0078, 46A0132, 46A0252 en 46A0255 van voor 1989 [Weijers, 1989] en twee boringen 40C0506 en 40C0507 in respectievelijk 2000 en 2001 [Van de Grift et al, 2002]. Gewone boringen zijn (in tegenstelling tot de boringen waarop analyses zijn uitgevoerd) in ruimere mate beschikbaar, maar in het stuwvalgebied is ook het aantal boringen beperkt. Verder verschillen de boringen sterk in kwaliteit en detailniveau van de beschrijving. In Figuur 1 zijn de geselecteerde boringen en de mate van detail waarmee de boring is beschreven weergegeven. Om een ruimtelijk beeld te verkrijgen van de reactiviteit van de ondergrond is een

methode ontwikkeld om op basis van het standaard format van boorbeschrijvingen (Dino Locket) op geautomatiseerde wijze de reactieve eigenschappen van het bodemmateriaal te karakteriseren. Deze methode wordt verder uitgewerkt in paragraaf 2.3



Figuur 1 Ligging geselecteerde boringen en de mate van detail waarmee de boringen zijn beschreven (van A=veel detail tot E= weinig detail)

Een aantal reactieve eigenschappen kunnen vrij direct uit de boorbeschrijvingen worden afgeleid, het gaat hierbij om ondermeer organisch materiaal, kalkgehalte, aanwezigheid van glauconiet en de CEC (op basis van gehalten organisch materiaal, gehalten lutum en een inschatting van de pH).

Een aantal andere reactieve bestanddelen (zoals ijzeroxides, pyriet (FeS_2) en sideriet (FeCO_3) zijn meestal niet direct uit de boorbeschrijvingen af te leiden. Uit onderzoek van Weijers [1989] blijkt dat de zware mineralenfractie (o.a. pyriet, goethiet, sideriet en hematiet) slechts een klein gewichtpercentage van het totaal uitmaakt (0.1 tot 0.7 %). De hoogste waarden worden gevonden in de kleilagen van de formatie van Kedichem (0.6%) en in de formatie van Breda en Oosterhout (0.7%). De gehalten zware mineralen blijken zeer sterk te variëren over de profielen. Indicatief voor de aanwezigheid van de bovengenoemde reactieve bestanddelen zijn de pH en de redoxtoestand.

2.2 Redox toestand en pH

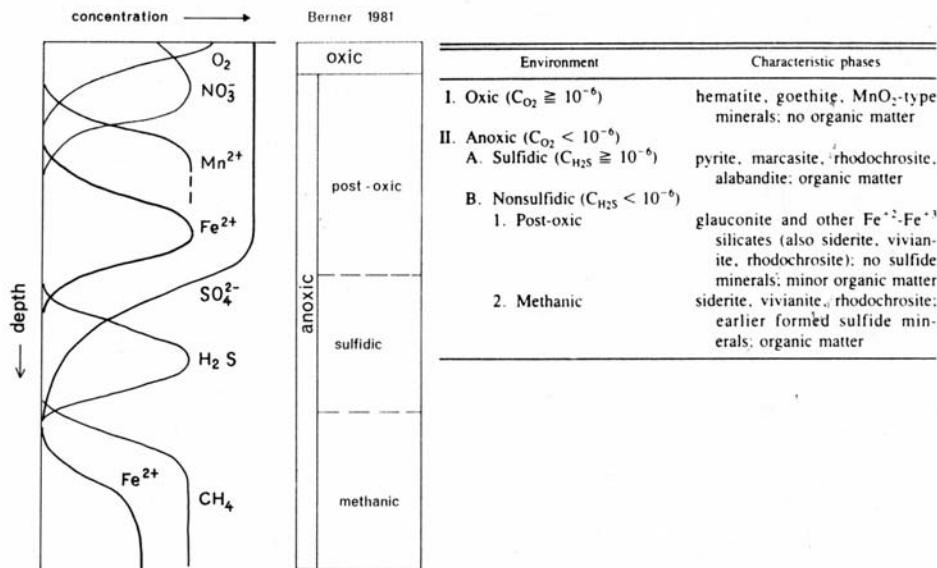
De kleur van zandige sedimenten kan wat zeggen over de redoxtoestand. Blonde (Gele en bruine) zanden zijn meestal gelegen in een oxisch of suboxisch milieu. De kleur van het sediment wordt in deze gevallen bepaald door coatings van ijzeroxides op de korrels. Een overgang naar grijs of groen materiaal kan een overgang naar een anoxisch milieu betekenen [Van der Grift, 2002]. De kleur van het zand wordt echter ook bepaald door de kleur van het kwarts zelf (gele en bruine zanden hebben een overwegend zuidelijke oorsprong, witte en grijze zanden een meer Oost-Europese oorsprong). De kleur van het zand hoeft dus niet altijd wat te zeggen over de redoxtoestand.

In Tabel 2 is de kleur van de zandkorrels weergegeven voor de rond Heumensoord voorkomende formaties. Uit de tabel blijkt dat de korrels een overwegend grijze kleur hebben. Het optreden van gele, rode en bruine kleuren in de boorbeschrijvingen kan dus in de omgeving van Heumensoord over het algemeen worden toegeschreven aan ijzerhuidjes rond de korrels. Hiermee kan de zandkleur met enige voorzichtigheid als een indicator voor de redoxtoestand worden gebruikt.

Tabel 2 Kleur van het zanddeel van de in het onderzoeksgebied voorkomende formaties.

Formatie	Kleur zand
Drenthe	grijsblauw
Urk	grijs
Sterksel	grijsbruin
Waalre	grijs tot witgrijs
Kiezelo liet	Wit
Oosterhout	lichtgrijs tot grijsgroen
Breda	grijsgroen tot zwartgroen

Een andere, betrouwbaardere methode om de redoxtoestand te bepalen is het gebruik maken van grondwaterkwaliteitsdata. Goede indicatoren voor de redoxtoestand zijn de concentraties nitraat, ijzer en sulfaat in het grondwater. In Figuur 2 is dit nader toegelicht.



Figuur 2 De sequentie van reductieprocessen zoals weerspiegeld in de grondwater samenstelling. Rechts is de classificatie van redoxmilieu's volgens Berner [1981a] weergegeven samen met de vaste stoffen die zich kunnen vormen in elke zone [Appelo, 1996]

In Bijlage I zijn noordwaarts gerichte concentratieprofielen over het gehele studiegebied weergegeven voor SO_4^{2-} , NO_3^- , Mn^{2+} , Fe^{2+} , Totale hardheid, Saturatie Index en pH. Vergelijking van deze concentratieprofielen met Figuur 2 geeft de volgende globale inzichten: denitrificatie treedt op vanaf een diepte van ongeveer NAP -10 m in het zuiden van het studiegebied tot NAP -40m in het noorden van het studiegebied. Op dezelfde diepte beginnen ook de Mn^{2+} concentraties te stijgen tot een concentratie van ongeveer 0,5 mg/l. Het profiel boven deze grens kan als oxisch tot suboxisch worden gekenmerkt. Onder deze grens bevindt zich een transitiegebied van (sub)oxische naar anoxische condities.

Van sulfaatreducerende omstandigheden boven NAP -50m lijkt op basis van de beschikbare meetgegevens geen sprake te zijn. Sterk reducerende omstandigheden treden waarschijnlijk pas op grote diepte op.

Opvallend aan het Sulfaat profiel is de duidelijke invloed van geïnfiltrerd oppervlaktewater van Maas en Waal. Vooral de polders in het noorden van het studiegebied laat duidelijk verhoogde sulfaat concentraties zien. De hoge concentraties worden veroorzaakt door infiltratie van Rijn- en Maaswater (gemiddelde concentraties respectievelijk ongeveer 60 en 40 mg/l), mogelijk levert ook de oxidatie van pyriet door infiltrerend zuurstof en nitraathoudend water een beperkte bijdrage. Ook de met Chemcal [Stuyfzand, 1983 - 2001] berekende totale hardheid en de verzadigingsindex voor calciet laten in het noordelijke rivierengebied duidelijk hogere waarden zien dan in het overige gebied.

De pH loopt in het stuwwalgebied op van 5 à 6 in ondiepe filters tot 7 à 7.5 op een diepte van ongeveer NAP -30m. In het noordelijke deel van het studiegebied loopt de pH op tot 8 à 8.5 vanaf een diepte van NAP -30m. Op

plaatsen waar grondwater wordt onttrokken (Heumensoord, Nieuwe Marktstraat) worden tot op grotere diepte lagere pH waarden gevonden.

De hoeveelheden pyriet en sideriet in de ondergrond rond Heumensoord zijn beperkt. In de kleien (geulopvullingen) van de formatie van Waalre (voorheen formatie van Tegelen en formatie van Kedichem) komen lokaal (geulopvullingen) hoge gehalten aan sideriet voor [Westerhof, 2003]. In de TNO-studie [Van der Grift, 2002] is siderietverzadiging slechts op twee plekken geconstateerd. Het gaat hierbij om de minifilters van put 507 tussen 30 en 40 m-mv en de waarnemingsfilters van put 260. Ook uit de met PhreeqC berekende verzadigingsindex voor sideriet (bijlage I) blijkt dat het grondwater vrijwel overal sideriet onderverzadigd is. Uit de TNO-studie blijkt dat pyrietoxidatie optreedt in de reactieve en slechtdoorlatende lagen onderin de formatie van Waalre. De overige in het gebied aanwezige formaties bevatten weinig tot geen reactieve bestanddelen.

2.3 Bepaling reactiviteitsparameters uit boorbeschrijvingen

Zoals al opgemerkt in de inleiding zijn een aantal parameters vrij direct uit boorbeschrijvingen af te leiden. Het gaat hierbij om ondermeer lutumgehalte, organische stofgehalte, kalkrijkdom en de CEC. Boorbeschrijvingen variëren echter sterk in mate van detail van de beschrijving. Zo zijn in sommige gevallen 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, Wösten, 2001, Van Lanen, 2002] rekenregels en tabellen opgesteld die in Respond 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 II.

- *Vaststelling percentages lutum, organische stof en kalk uit boorbeschrijvingen*
Bij het bepalen van de waarden wordt altijd eerst gekeken 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 gekeken 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 kwantitatieve noch kwalitatieve aanduidingen beschikbaar zijn, dan wordt gebruik gemaakt van de lithologische classificatie. Per type grondsoort wordt dan op basis van literatuur een inschatting gemaakt van de gehalten lutum, organische stof en kalk. Omdat het kalkgehalte niet altijd even goed 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 en organische stof en pH. Voor de berekening is gebruik gemaakt van de volgende samengestelde vergelijking waarin pH afhankelijkheid is verwerkt [Appelo & Postma, 1996, Scheffer & Schachtschabel, 1979]:

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

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

met:

CEC = Cation Exchange Capacity (meq/kg)

L = Lutum (%)

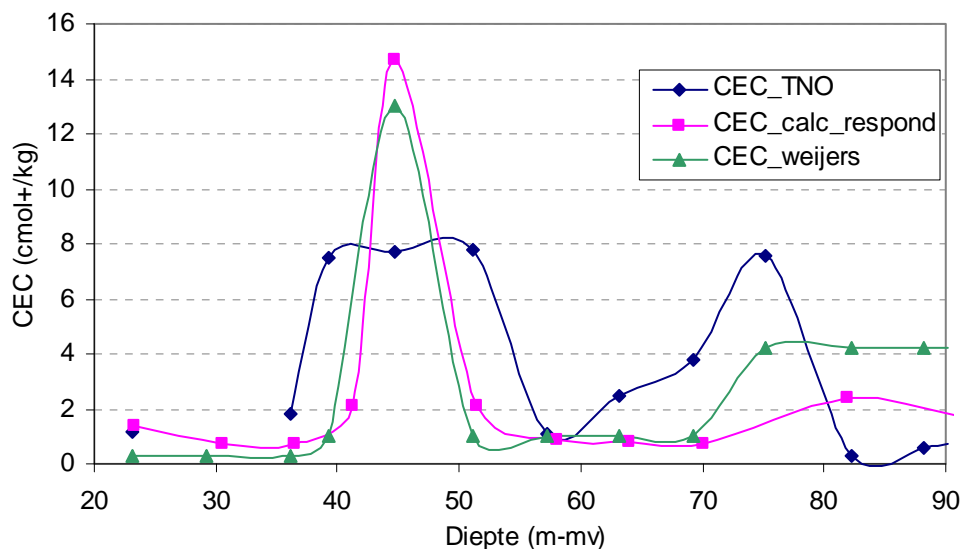
pH = Zuurgraad (-)

C_{org} = Organische koolstof (%)

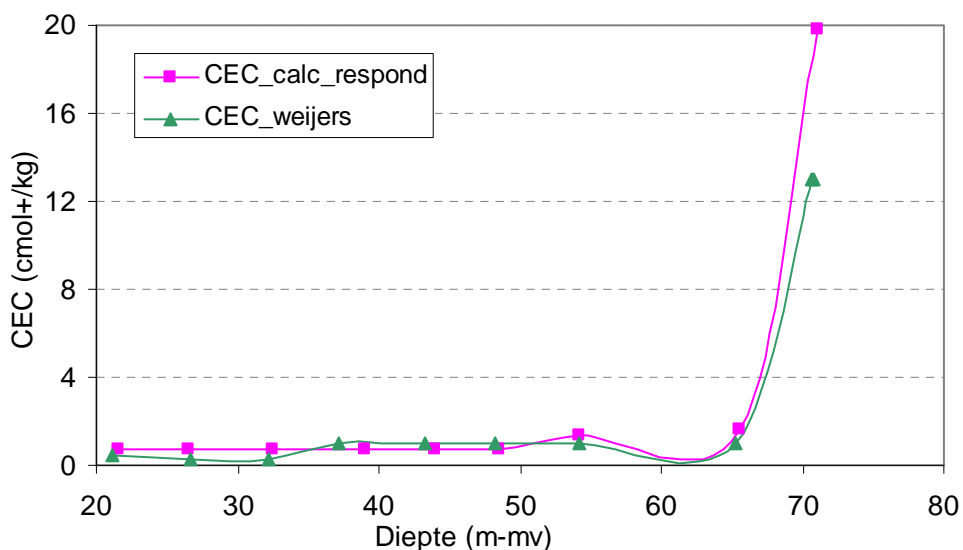
Os = Organische stof (%)

In de omgeving van Heumensoord zijn in het kader van twee studies [Weijers, 1989, Van der Grift, 2002] geochemische analyses uitgevoerd. Deze analyses bieden de mogelijkheid om de met Respond berekende waarden voor lutum, organische stof, kalk en CEC te vergelijken met gemeten waarden. In de RGD-studie [Weijers, 1989] zijn per formatie, op basis van analyses van grondmonsters van 4 boringen, indicatieve waarden bepaald voor ondermeer het lutumgehalte, het organische stofgehalte, de CEC en het kalkgehalte. In de TNO-studie [Van der Grift, 2002] zijn bij een tweetal boringen steekmonsters genomen en geanalyseerd.

In Figuur 3 en Figuur 4 zijn de CEC-waarden weergegeven voor de twee in de TNO studie nader uitgewerkte boringen. In Figuur 3 zijn drie verschillende lijnen voor de CEC weergegeven voor boring 506. De blauwe lijn geeft de door TNO in het laboratorium bepaalde CEC weer, de groene lijn geeft de CEC volgens de indicatieve waarden van Weijers en de rode lijn geeft de in Respond berekende CEC weer. Voor boring 507 zijn door TNO geen CEC-bepalingen uitgevoerd, in Figuur 4 is daarom alleen de CEC volgens Weijers en Respond weergegeven.



Figuur 3 CEC-waarden voor boring 506, weergegeven zijn de door TNO gemeten waarden, de indicatieve waarden volgens Weijers en de door Respond berekende waarden



Figuur 4 CEC-waarden voor boring 507, weergegeven zijn de indicatieve waarden volgens Weijers [1989] en de door Respond berekende waarden.

Uit de figuren blijkt dat de CEC zoals berekend door Respond en de indicatieve waarde van Weijers goed overeenkomen. Alleen op grotere diepte (vanaf 70m-mv) wijkt de CEC berekend door Respond significant af van die van Weijers. Bij boring 506 wordt dit veroorzaakt door een onderschatting van het kalkgehalte in de Respond berekening. Bij boring 507 is de CEC volgens Weijers op een diepte van 72 m-mv juist wat lager dan de met Respond berekende CEC. Hier wordt de afwijking veroorzaakt door verschil in gebruikte lutum percentages voor de CEC-berekening. Respond maakt in dit

geval gebruik van een in de boorstaat weergegeven percentage van 27% terwijl het lutumgehalte volgens Weijers 24% bedraagt.

De door TNO voor boring 506 bepaalde CEC-waarden wijken af van zowel de indicatieve waarden volgens Weijers als van de met Respond op basis van lutum, organische stof en pH berekende CEC-waarden. De verschillen zijn echter klein in vergelijking met de nauwkeurigheid en betrouwbaarheid van de analyses, want CEC-bepaling is een lastige analyse door ondermeer de aanwezigheid van organische stof en pH afhankelijkheid.

In het algemeen kan geconcludeerd worden dat de in Respond toegepaste rekenregels bruikbaar zijn voor de schatting van de CEC uit boorbeschrijvingen.

2.4 Bepaling redoxtoestand en pH uit grondwater-analyses

Voor het bepalen van de REDOX-toestand en de pH is gebruik gemaakt van grondwateranalyses. In Figuur 2 staan in de rechterhelft per REDOX milieu karakteristieke O₂ en H₂S concentraties weergegeven. In de praktijk echter zijn metingen van deze parameters (vooral O₂) vaak erg onbetrouwbaar, en hierdoor niet goed bruikbaar voor een karakterisatie van de REDOX-toestand in de ondergrond. Zoals al in de figuur is te zien kunnen ook andere parameters worden gebruikt. Goede indicatoren zijn IJzer (Fe²⁺) en Nitraat. IJzer in oplossing is een goede indicator voor gereduceerde omstandigheden. Als ijzer in contact komt met zuurstof worden vrijwel gelijk vaste ijzer(hydr)oxiden gevormd. Als er in het grondwater ijzer in oplossing aanwezig is, dan sluit dit aanwezigheid van vrij zuurstof uit. Ook in het sulfaat reducerende traject (zie Figuur 2) zijn in de praktijk vaak nog wel enkele milligrammen Fe²⁺ in oplossing. Nitraat is een indicator voor oxidische omstandigheden. Binnen de categorie gereduceerde omstandigheden is nog verder onderscheid te maken tussen anoxisch en diep-anoxisch. Diep-anoxische milieus zijn sulfaatreducerend. De sulfaat concentratie kan hierdoor worden gebruikt om te bepalen of een bepaald milieu anoxisch dan wel diep-anoxisch is.

Op basis van ervaringscijfers voor Nederlandse omstandigheden zijn voor het vaststellen van de REDOX-toestand rekenregels opgesteld. Deze rekenregels zijn in bijlage II weergegeven. Met behulp van de rekenregels kan onderscheid worden gemaakt tussen oxidisch en anoxisch (ijzerreducerend). De anoxische condities kunnen met behulp van sulfaatconcentraties eventueel verder worden onderverdeeld in anoxisch en diep anoxisch (sulfaatreducerend).

Voor de pH is gebruik gemaakt van beschikbare meetgegevens uit peilbuizen. Waar gegevens ontbraken is waar mogelijk een met Chemical [Stuyfzand, 1983 - 2001] berekende pH waarde gebruikt.

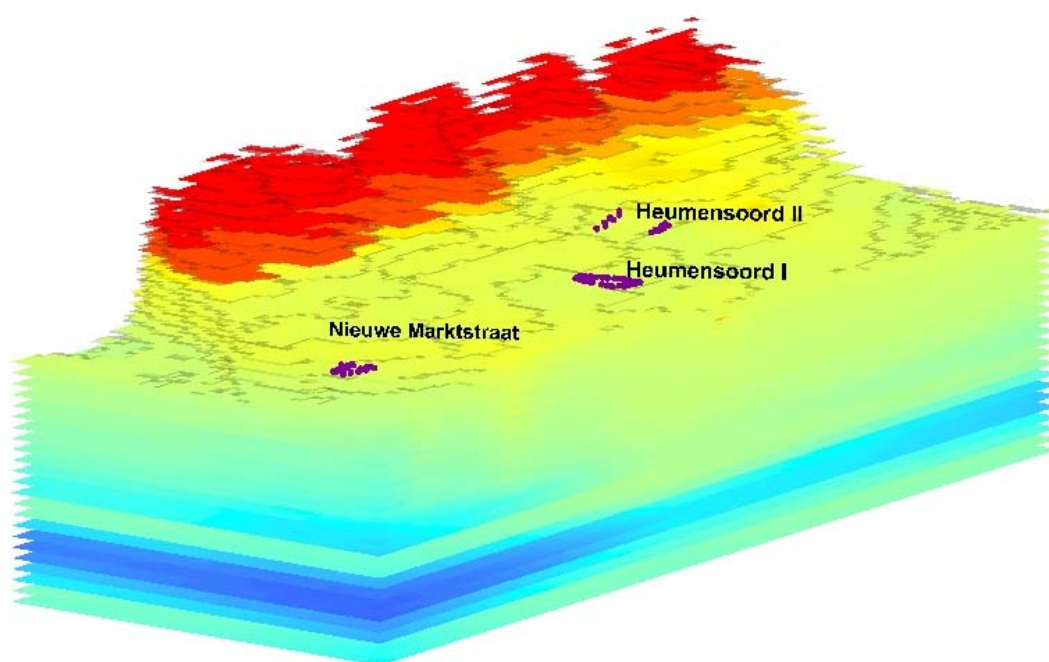
2.5 3D-interpolatie van bodemreactiviteitsparameters

Om de reactiviteit langs een stroombaan te berekenen moet eerst een driedimensionaal beeld worden verkregen van de ondergrond. Hiertoe zijn de gegevens van boringen (zie Figuur 1) en grondwateranalyses en de daarvan

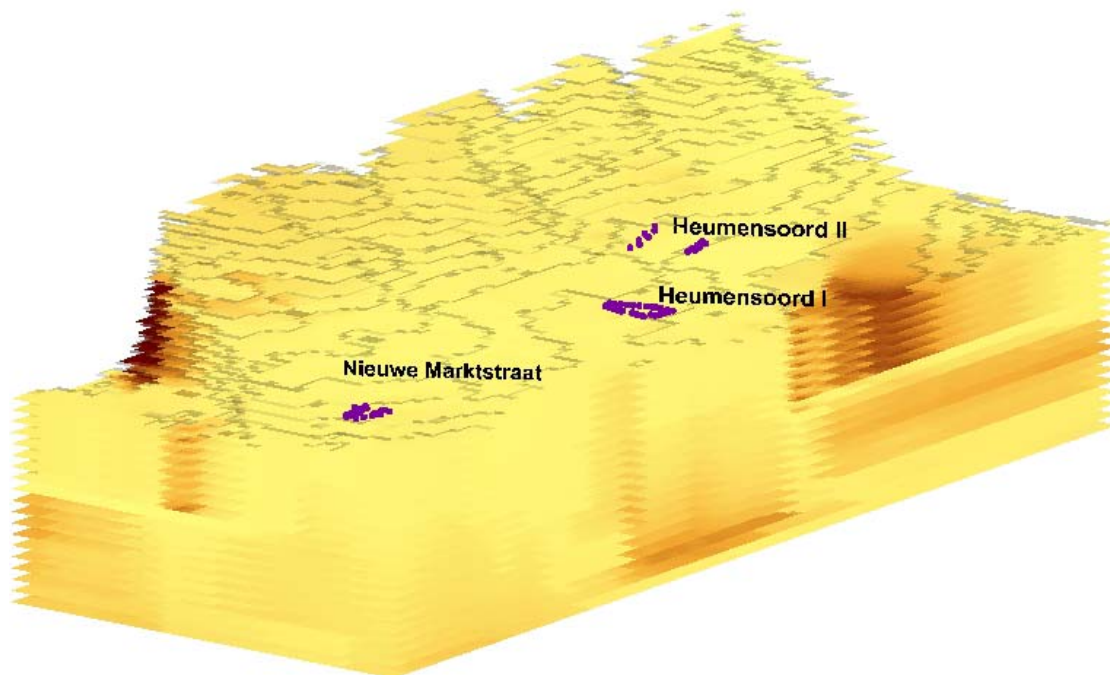
afgeleide reactiviteitsparameters in drie dimensies geïnterpoleerd. De ondergrond van het modelgebied is hiertoe ruimtelijk geschematiseerd met een horizontale discretisatie van 100 meter en een verticale discretisatie van 5 meter. Voor Heumensoord geeft dit een schema met ruim een miljoen cellen van 100*100*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 DOCb is gebruik gemaakt van boorbeschrijvingen en de per record afgeleide (zie paragraaf 2.3) reactiviteitsparameters. Voor de interpolatie pH en Redox is gebruik gemaakt van grondwateranalyses (zie paragraaf 2.4) van een groot aantal peilbuizen

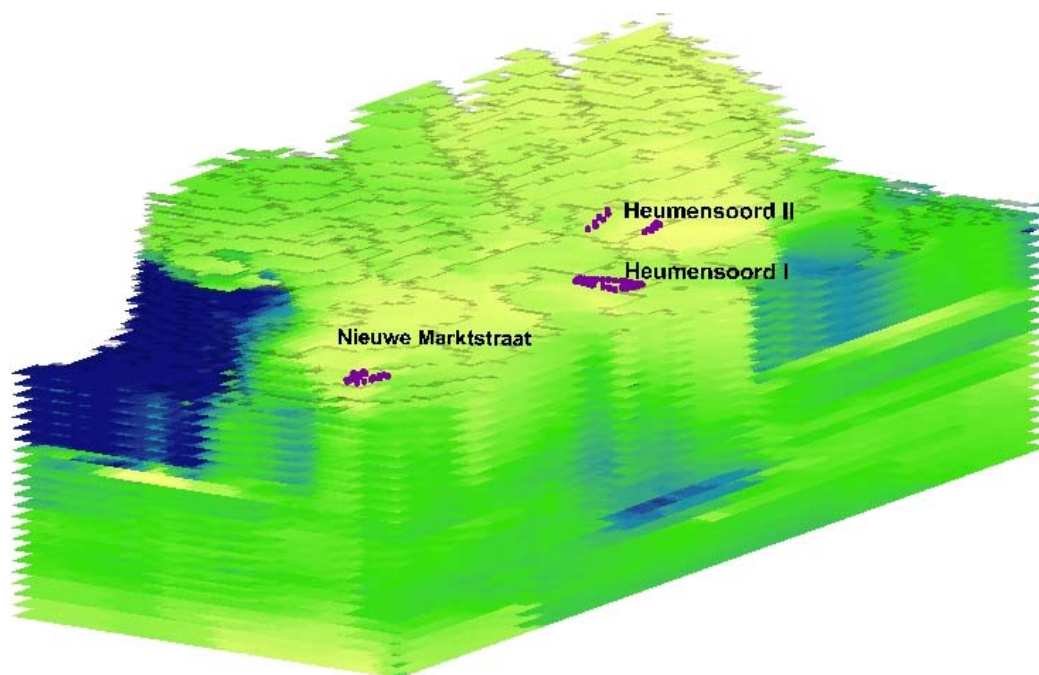
In Figuur 5 tot Figuur 8 is een uitsnede uit het 3D- reactiviteitsmodel voor Heumensoord en omgeving weergegeven. In de uitsnede zijn de waarden van de parameters pH, Os, CEC en REDOX ruimtelijk weergegeven



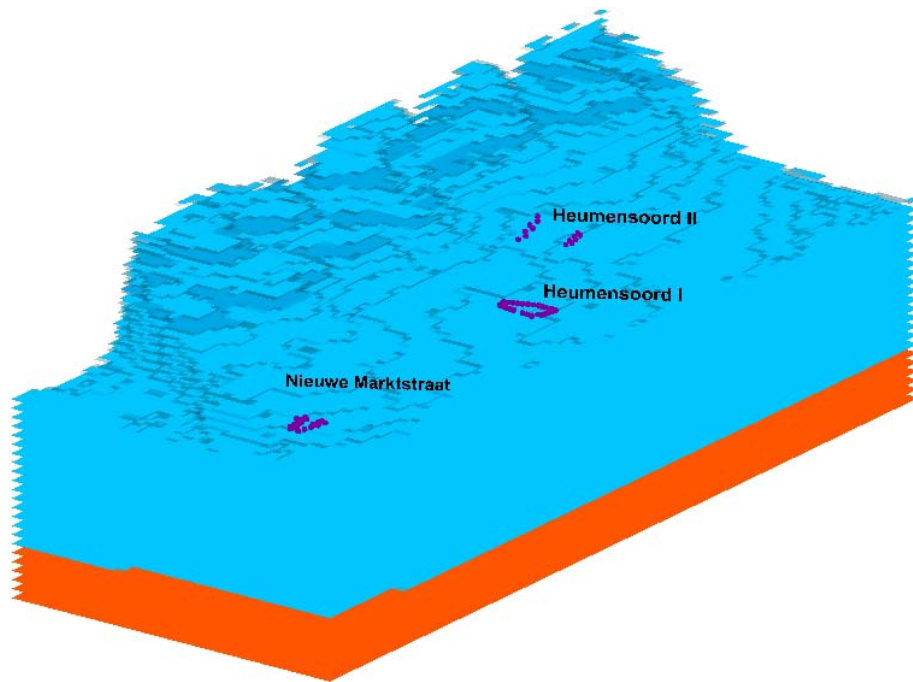
Figuur 5 Ruimtelijke weergave van de pH rond de winningen Heumensoord en Nieuwe marktstraat (pH 6(rood) – pH 8 (blauw))



Figuur 6 Ruimtelijke weergave van het organische stofgehalte van de ondergrond rond de winningen Heumensoord en Nieuwe marktstraat (OS: 0% (licht geel) – 5% (bruin))



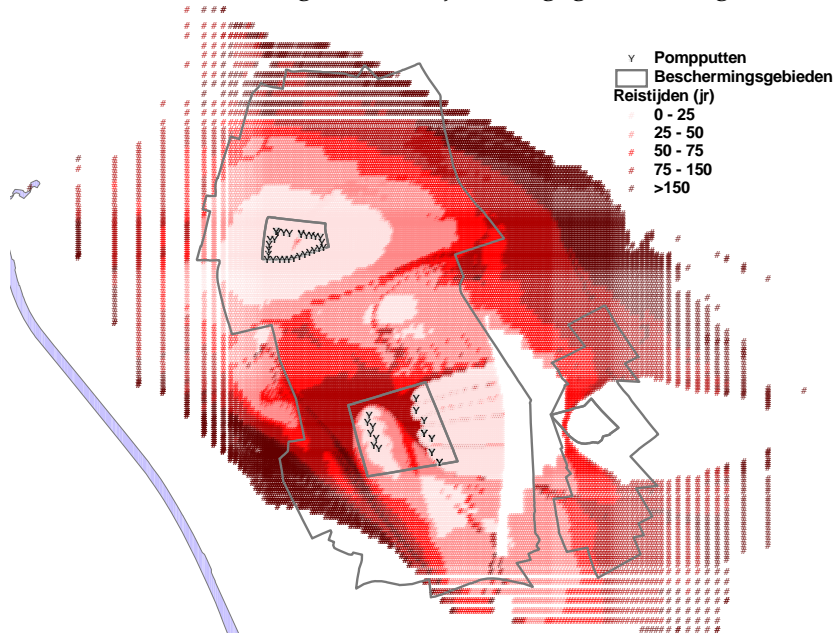
Figuur 7 Ruimtelijke weergave van de CEC waarde van de ondergrond rond de winningen Heumensoord en Nieuwe marktstraat (CEC: 0 mmol/kg (licht geel) – 120 mmol/kg (donker blauw))



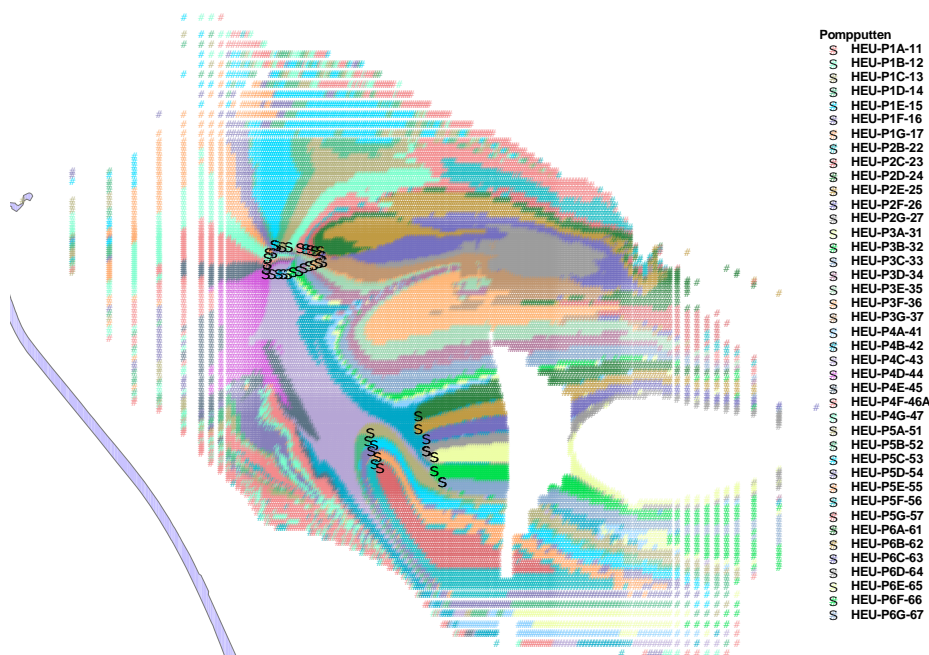
Figuur 8 Ruimtelijke weergave van de REDOX rond de winningen Heumensoord en Nieuwe marktstraat (blauw = oxisch, oranje = anoxisch)

2.6 Grondwaterstroming

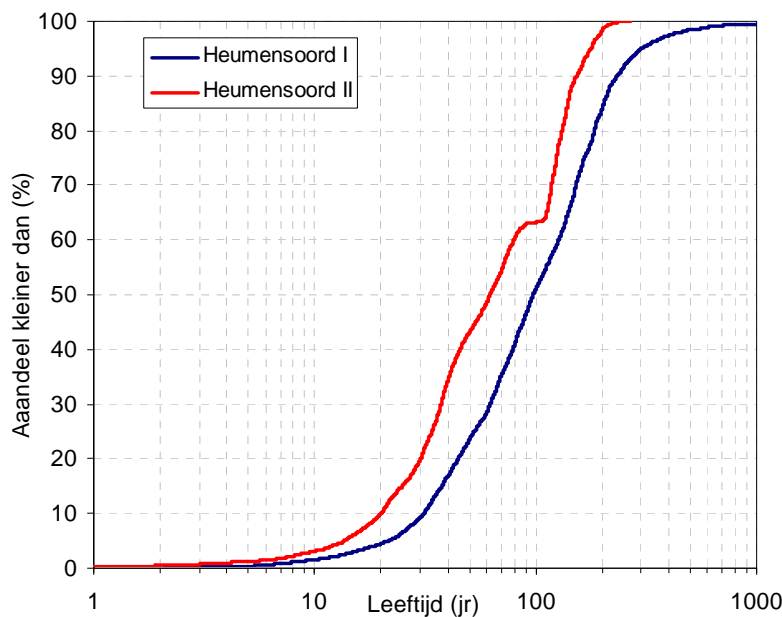
In de eerdere deelrapportage [Cirkel & Vink, 2006] is al ingegaan op de met het hydrologische model berekende reistijden. In Figuur 9 zijn de voor Heumensoord berekende reistijden per startpunt van een stroombaan weergegeven. Tevens is in de modelstudie het intrekgebied per pompput berekend. Deze intrekgebieden zijn weergegeven in Figuur 10.



Figuur 9 Vanaf de freatische grondwaterspiegel berekende reistijden naar de putten van Heumensoord I en II



Figuur 10 Afzonderlijk per pompput berekende intrekgebieden

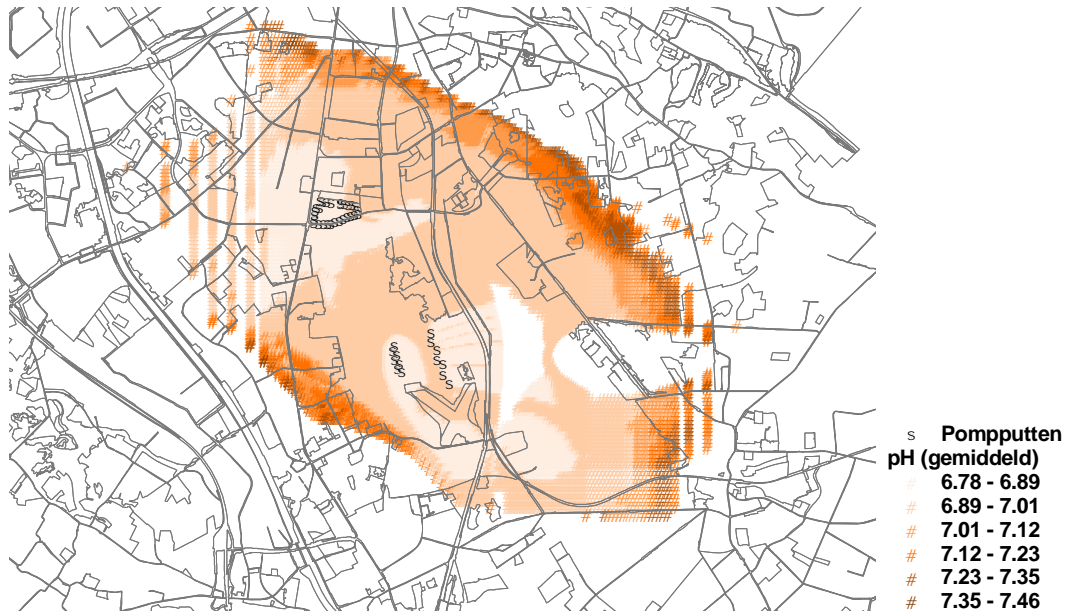


Figuur 11 Leeftijdsverdeling van het onttrokken grondwater per puttenveld

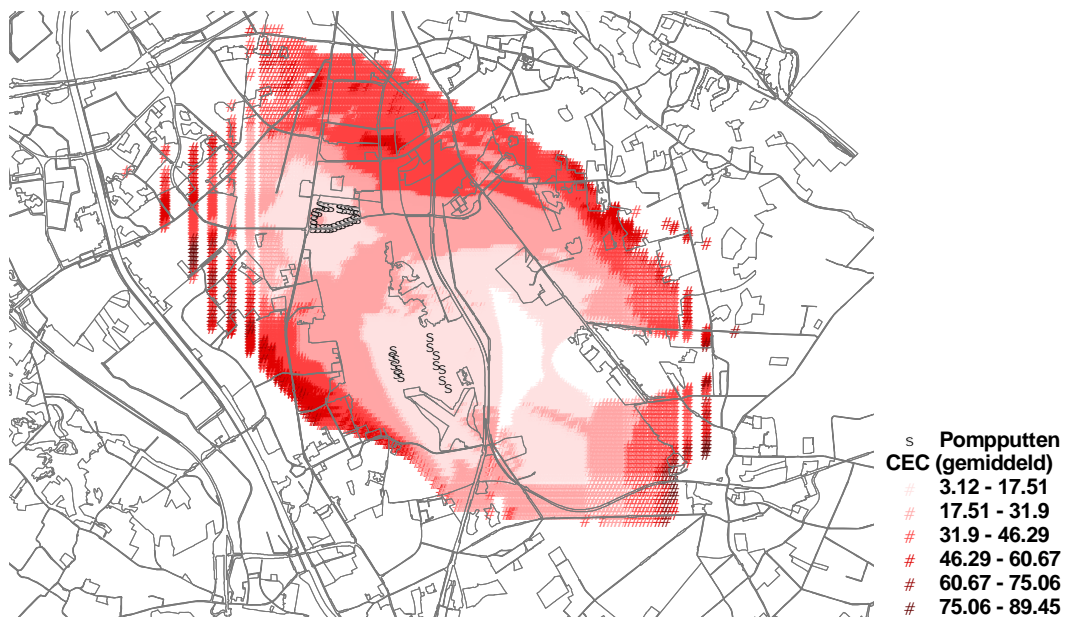
In Figuur 11 is de leeftijdsverdeling van het op de puttenvelden Heumensoord I en II onttrokken grondwater weergegeven. Uit de figuur blijkt dat het aandeel 'oud' water hoger is op puttenveld Heumensoord I (50% ouder dan 100 jr.) dan op Heumensoord II (63% ouder dan 100 jr.). Het oudste water op puttenveld Heumensoord II is ongeveer 250 jaar. Op puttenveld Heumensoord I is het oudste water ouder dan 1000 jaar. Het aandeel van dit zeer oude water op dit puttenveld is echter zeer beperkt. Opvallend is de deuk in de responscurve van Heumensoord II rond een leeftijd van 100 jaar. Dit wordt veroorzaakt door de invloed van de scheefgestelde lagen in de stuwwal op het intrekgebied (zie Figuur 9) van puttenveld Heumensoord II. Responscurven per pompput staan in bijlage V.

2.7 Gemiddeld reactief milieu per stroombaan

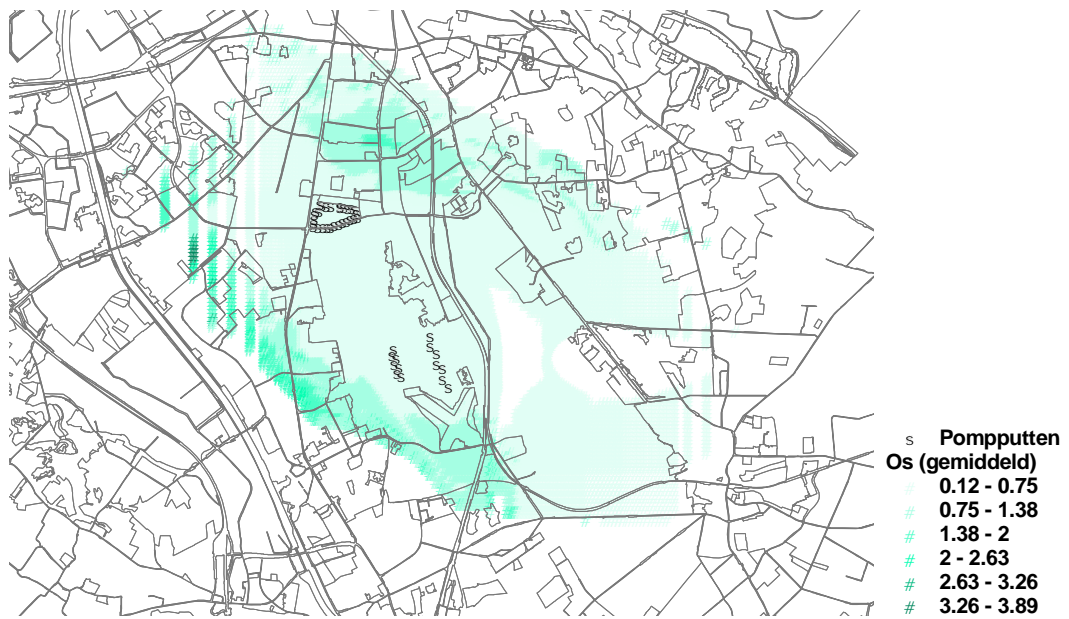
Door de berekende stroombanen te combineren met de in drie dimensies geïnterpoleerde bodemreactiviteits parameters (zie paragraaf 2.6) kan per stroombaan worden bepaald welke milieu's doorstroomd worden. In Figuur 12 is de gemiddelde pH per stroombaan (geprojecteerd op elk startpunt) weergegeven. De stroomlijnen startend op de rand van het intrekgebied duiken het diepst weg en komen hierdoor in kalkrijkere sedimenten waardoor de gemiddelde pH van deze stroombanen hoger ligt dan de ondiepe stroombanen startend dichtbij de pompputten. In Figuur 13 en Figuur 14 zijn respectievelijk de gemiddelde CEC per stroombaan het gemiddelde organische stofgehalte per stroombaan weergegeven.



Figuur 12 Gemiddelde pH per stroombaan



Figuur 13 Gemiddelde CEC per stroombaan



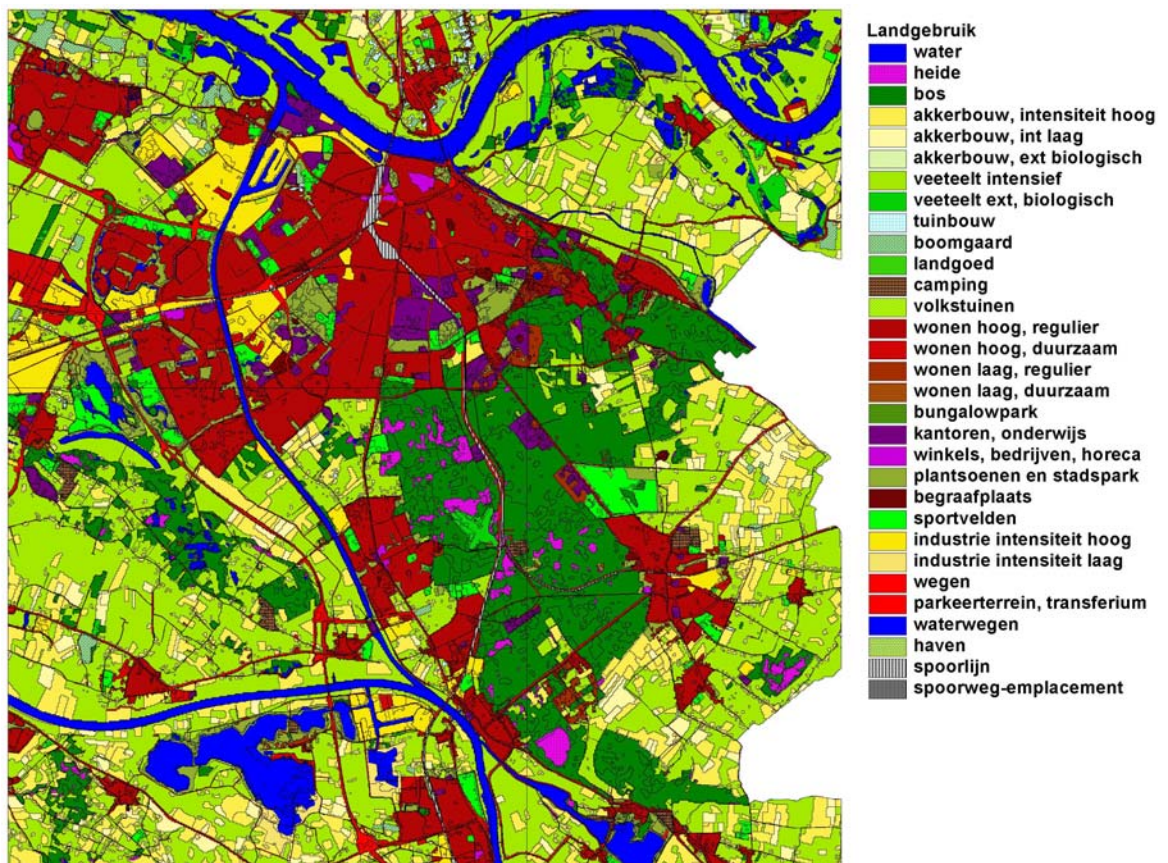
Figuur 14 Gemiddeld organische stofgehalte per stroombaan

3 Landgebruik en risico's

3.1 Landgebruik in het intrekgebied van Heumensoord

Het type landgebruik is een belangrijke indicator voor de belasting aan maaiveld met diverse verontreinigingen. In het algemeen is de belasting met nutriënten in landbouwgebieden hoger zijn dan in stedelijke gebieden. De belasting met koolwaterstoffen of vluchtige aromaten is juist in stedelijke gebieden meestal hoger dan in landelijke gebieden. Door dus het landgebruik te beschouwen kan een eerste kwantificering van risico's op verontreinigingen plaatsvinden.

Voor het vaststellen van het landgebruik in het intrekgebied van Heumensoord is gebruik gemaakt van twee beschikbare databestanden. Het gaat hierbij om het LGN3+bestand en het bestand CBS landgebruik 2000 bestand. Het LGN3+ bestand geeft gedetailleerde informatie over het landgebruik in het landelijk gebied. Het CBS-landgebruik bestand bevat juist meer gedetailleerde informatie over het stedelijke gebied. Door beide bestanden te combineren is een gedetailleerd bestand van het landgebruik rond Heumensoord verkregen. In Figuur 15 is het gecombineerde landgebruiksbestand weergegeven.



Figuur 15 Landgebruik modelgebied (combi LGN3+ en CBS landgebruik)

Het landgebruik binnen het intrekgebied van pompstation Heumensoord bestaat voor een groot deel uit bos en heide en voor een kleiner deel uit stedelijk en agrarisch gebied. Het landgebruik van de intrekgebieden van de twee puttenvelden Heumensoord I en II is sterk verschillend. Het intrekgebied van puttenveld Heumensoord I kenmerkt zich door een groot areaal stedelijk gebied. Binnen het intrekgebied van Heumensoord II is vrijwel geen stedelijk landgebruik aanwezig. In Tabel 3 is het oppervlakteaandeel (%) van verschillende landgebruikcategorïeën weergegeven per intrekgebied.

Tabel 3 Oppervlakteaandeel landgebruikcategorïeën van de intrekgebieden van Heumensoord I en II

Omschrijving	Heumensoord I	Heumensoord II
Water	0.0%	-
Heide	4.1%	12.9%
Bos	46.8%	67.3%
Akkerbouw, int hoog	1.4%	0.0%
Akkerbouw, int laag	0.1%	0.0%
Veeteelt int	6.8%	0.2%
Veeteelt extensief	0.0%	8.3%
Tuinbouw	0.0%	-
Camping	0.1%	1.3%
Volkstuinen	0.2%	-
Wonen, hoge dichtheid, regulier	17.9%	0.7%
Wonen, lage dichtheid, regulier	2.3%	0.3%
Kantoren, onderwijs	8.2%	0.1%
Plantsoenen en stadspark	3.3%	1.0%
Begraafplaats	-	0.0%
Sportvelden	2.7%	0.5%
Industrie hoog niveau	0.0%	0.0%
Industrie laag niveau	0.5%	0.0%
Wegen	4.5%	4.3%
Spoorlijn	0.8%	2.9%

Ook tussen de putten onderling kan het landgebruik in het intrekgebied sterk verschillen. In Bijlage III is het landgebruik per put weergegeven. In deze bijlage is ook een samenvoeging van de verschillende functies in 5 landgebruikclassen (natuur, landbouw, stedelijk, infrastructuur en recreatie) weergegeven. Uit de tabellen blijkt dat bijvoorbeeld binnen het puttenveld Heumensoord I putten voorkomen met vrijwel alleen natuur in het intrekgebied (put HEU-P4B-42: 97% natuur), maar ook putten met een groot aandeel stedelijk gebied (put HEU-P1E-15: 79% stedelijk). De verschillen in waterkwaliteit en risico voor verontreinigingen tussen deze putten zullen daarom eveneens groot zijn.

Binnen puttenveld Heumensoord II zijn de verschillen tussen intrekgebieden van de afzonderlijke putten minder groot. Het intrekgebied van alle putten bestaat voor het overgrote deel uit natuur. Bij een aantal putten (zoals put HEU-P5G-57) is er tevens een substantieel deel landbouw in het intrekgebied aanwezig.

3.2 Reflect risicoindicatie landgebruik

Op basis van het gecombineerde landgebruikbestand (zie Figuur 15) is het mogelijk om een eerste inschatting te maken van de landgebruiksfunctie gerelateerde risico's op verontreiniging van het grondwater. Hiervoor is REFLECT toegepast [Laeven et al, 1999]. In deze systematiek wordt de functiegerelateerde belasting voor de verschillende typen grondgebruik berekend aan de hand van scores voor diffuse belasting en puntverontreinigingen. Deze scores zijn vastgesteld door een panel van experts. De scores worden opgevat als indicatoren van de kans dat in het ondiepe grondwater de normen worden overschreden. Voor het toekennen van de scores zijn de volgende ruimtelijke functies onderscheiden:

Tabel 4 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 risicoscores per stofgroep (bijvoorbeeld nutriënten of bestrijdingsmiddelen) per landgebruiksfunctie. 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 5 zijn de gemiddelde scores per REFLECT-stofgroep voor de puttenvelden Heumensoord I en II weergegeven. Uit Tabel 5 blijkt dat puttenveld Heumensoord I duidelijk meer bedreigd wordt door de belasting van landgebruiksfuncties aan maaiveld dan puttenveld Heumensoord II. Opvallende verschillen zijn de in vergelijking met Heumensoord II hogere score's voor nutriënten, koolwaterstoffen en aromaten bij Heumensoord I.

Tabel 5 REFLECT-scores per stofgroep voor Heumensoord I en II

REFLECT-stofgroep	Heumensoord I	Heumensoord II
Nutriënten	4	2
Zouten	3	2
Zuren	3	3
Zware metalen	3	2
Ontsmettingsmiddelen	2	2
Bestrijdingsmiddelen	3	3
Gehalogeneerde koolwaterstoffen	2	1
Overige koolwaterstoffen	3	1
Vluchtige aromaten	3	1

Per afzonderlijke put is het intrekgebied berekend (zie Figuur 10). Binnen elk intrekgebied komen verschillende landgebruiksfuncties in mindere of meerdere mate voor. De REFLECT belastingscores kunnen hierdoor per put sterk verschillen. In bijlage IV zijn de gemiddelde scores per REFLECT-stofgroep voor de afzonderlijke putten op de puttenvelden Heumensoord I en II weergegeven (afgerond op gehele getallen). Uit de tabellen blijkt dat sommige putten voor een aantal stofgroepen vrij hoog scoren (bijvoorbeeld HEU-P1E-15) terwijl andere putten binnen hetzelfde puttenveld juist zeer laag scoren (bijvoorbeeld HEU-P4B-42). De score's voor nutriënten, zouten en koolwaterstoffen blijken redelijk overeen te komen met metingen in de betreffende putten. Zo is het chloride gehalte in put HEU-P1E-15 met gemiddeld 41 mg/l duidelijk hoger dan in andere putten, ook verschillende koolwaterstoffen zoals Tetrachlooretheen, Trichlooretheen en Trichloormethaan zijn in deze put aangetroffen.

Uit bovenstaande blijkt duidelijk de aard van het intrekgebied per put. Het intrekgebied van HEU-P1E-15 bestaat bijvoorbeeld voor 79% uit stedelijk gebied, terwijl het intrekgebied van HEU-P4B-42 voor 97% uit natuur bestaat. Het beeld wordt echter wat vertroebeld door puntverontreinigingen die niet goed zijn te relateren aan het huidige landgebruik. In hoofdstuk 6 wordt specifiek op puntverontreinigingen ingegaan.

De REFLECT scores geven een eerste kwalitatieve 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 en het effect van de bodempassage (afbraak sorptie). Om deze aspecten beter in de risicoanalyse tot uiting te laten komen is RESPOND ontwikkeld. In RESPOND worden in plaats van de kwalitatieve belastingscores, kwantitatieve belastingcurves 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).

4 Het chemisch 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, tot 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 tijdreeks 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, 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 reeds 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, fysische kwetsbaarheid en handhaafbaarheid. De risico's op grondwaterverontreiniging zijn per stofgroep en per landgebruiksklasse uitgedrukt in risicoscores. De risicoscores zijn bepaald door een groep experts. 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:

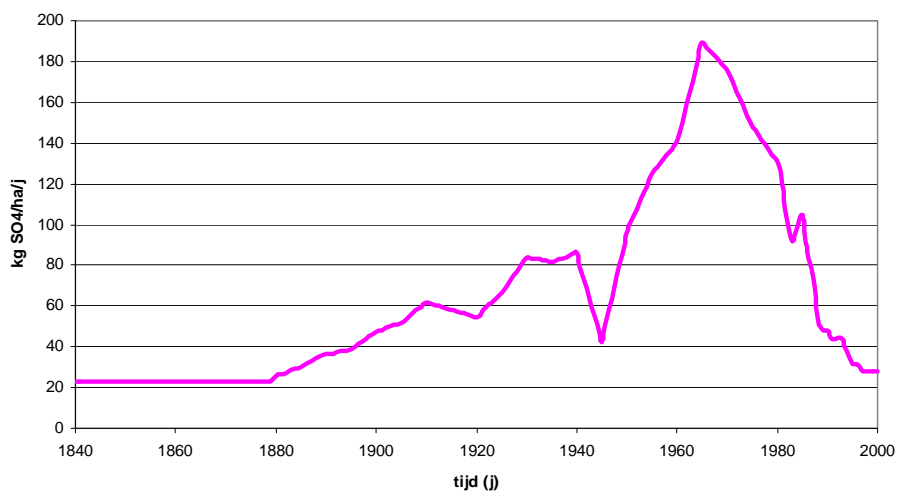
- risicoscores zijn geen objectieve maatstaf
- effecten van bodemprocessen worden uitsluitend d.m.v. geformaliseerde expert judgements verdisconteerd
- de spreiding in de 'leeftijdopbouw' van het onttrokken water wordt niet verdisconteerd

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 16.



Figuur 16 Voorbeeld van een belastingcurve (atmosferische depositie van zwavel)

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. De effecten van bodempassage kunnen op een absolute grondslag worden gestoeld. Voor dit doel is een gegevensbank met relevante stoffen gemaakt waarvan de relevante eigenschappen zijn geïnventariseerd (zie 4.6).

4.4 Typen transportmodellen

Flux- of stroombaanmodel ?

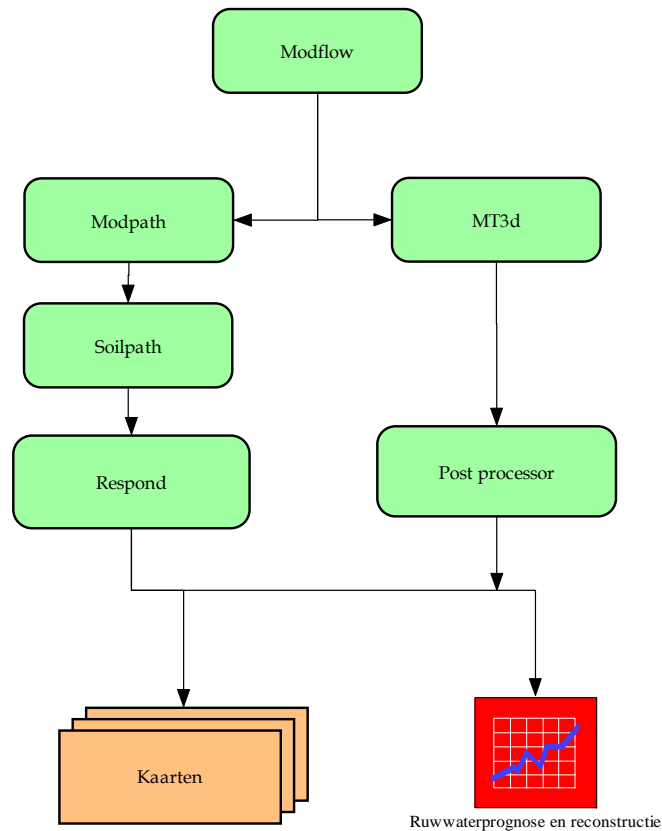
Bij de modellering van het transport van chemische stoffen in het grondwater zijn er meerdere modelleringstechnieken beschikbaar. De belangrijkste twee technieken zijn:

- Fluxmodellen
- Stroombaanmodellen

De voor- en nadelen worden in onderstaande paragrafen toegelicht.

MT3d is een transportmodel waarin gebruik wordt gemaakt 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 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 1 op 1 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 17 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 historisch 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 het gebruik van enige bestrijdingsmiddelen op nationale schaal weergegeven in Figuur 21. 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

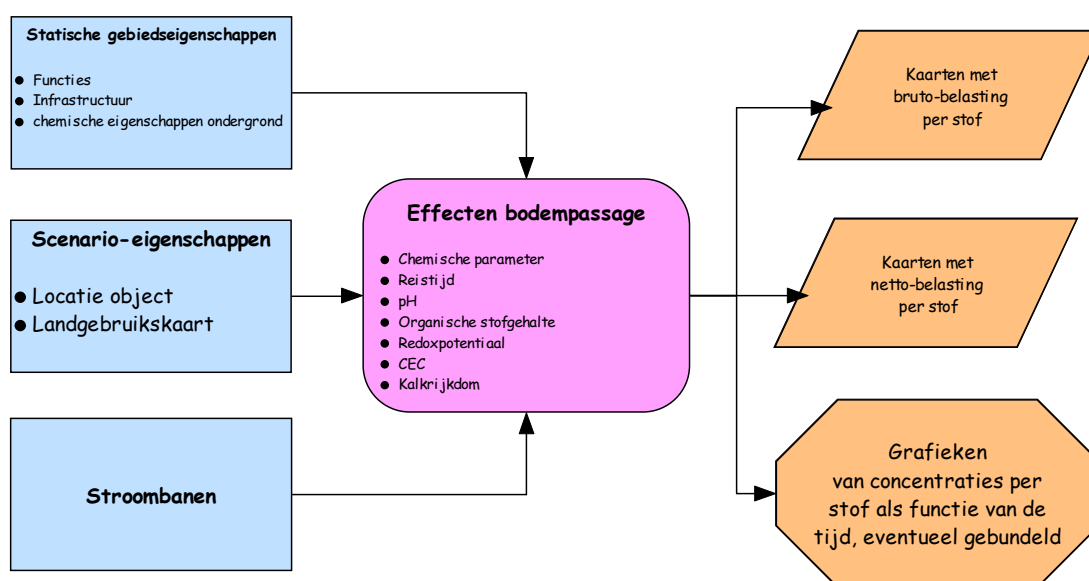
Ter kwantificering van de effecten van bodempassage is een gegevensbank met probleemstoffen geselecteerd. Deze stoffen domineren de risico's voor de (Nederlandse) grondwaterkwaliteit. Voorzover van toepassing zijn voor deze stoffen de fysisch-chemische processen gemodelleerd:

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

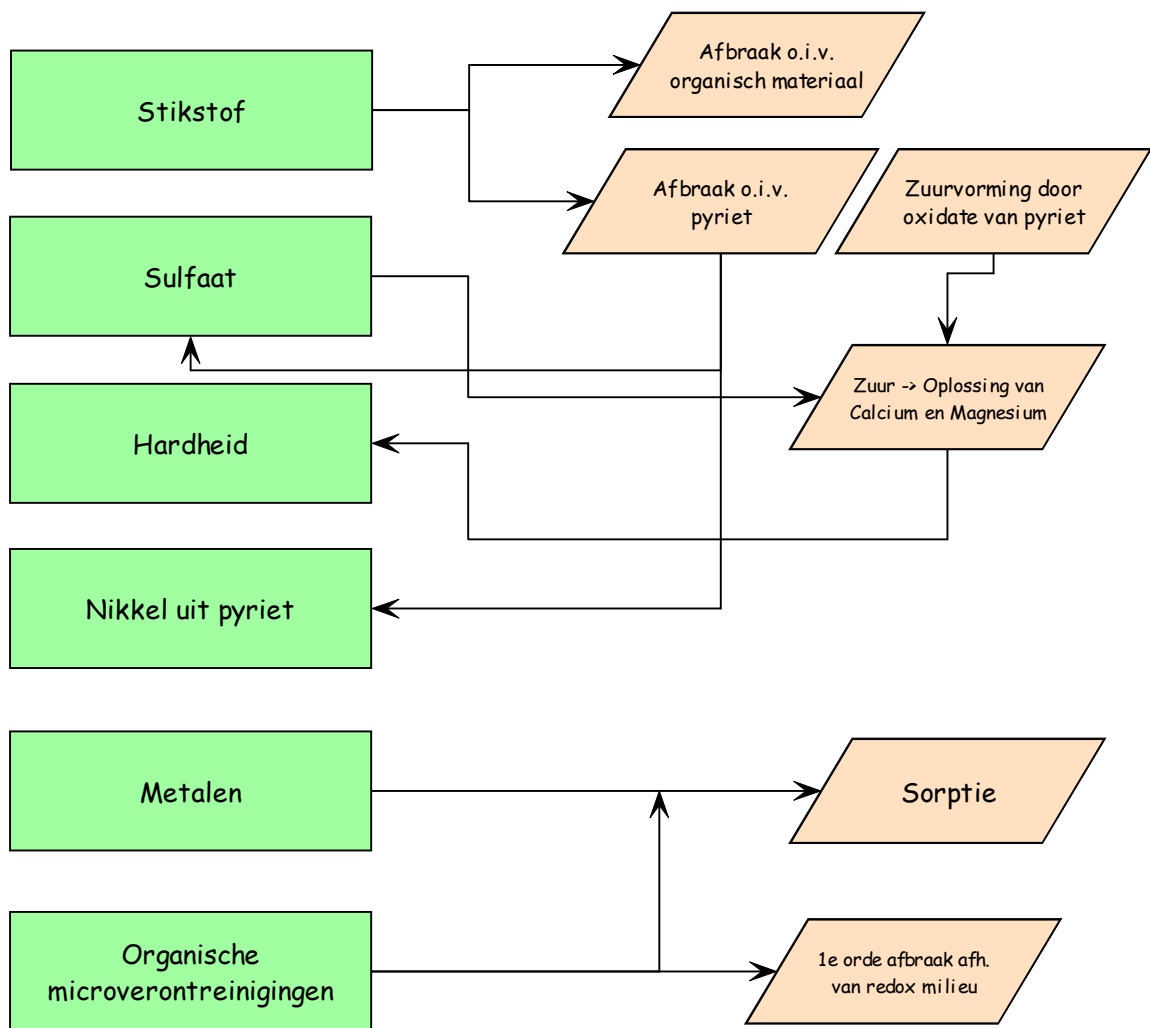
De mate waarin bovengenoemde processen optreden is in het gekozen modelconcept afhankelijk van de eigenschappen van de ondergrond, die constant in de tijd zijn verondersteld. De belangrijkste eigenschappen zijn:

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 door op basis van stroombaanberekeningen met Modflow (Figuur 18). De stroombaangegevens vormen invoerdata van Respond. De reactieconstanten en historische belastingreeksen worden als invoergegevens naar de chemische module "doorgesluisd".



Figuur 18 Schema werkwijze Respond



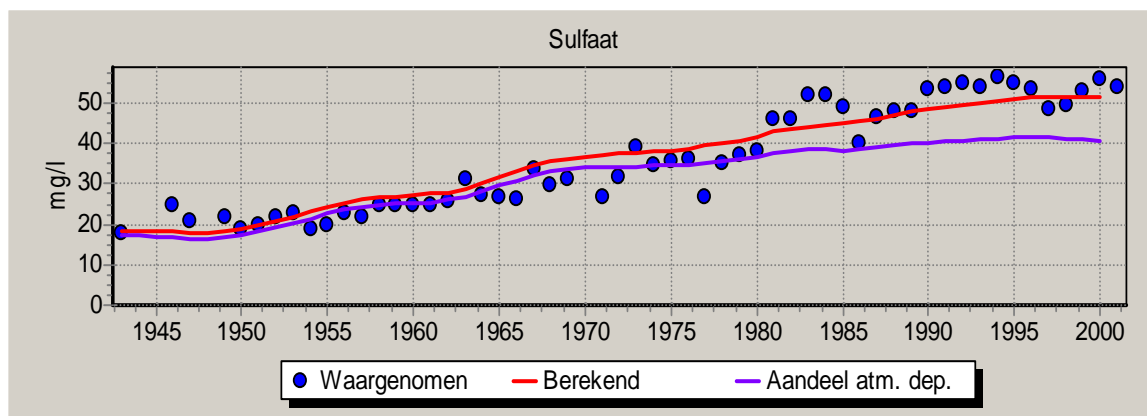
Figuur 19 Schema chemische processen

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

Berekende concentraties kunnen op basis van waarnemingen worden 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 bestaat er 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 vergelijkbaar "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 20 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 Visualisatie 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

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

- Reductiecapaciteit door bodempassage (sorptie en 1e orde afbraak) per stof
- Begrenzings van reductiezones (bijv. Begrenzing van zones waarbuiten microbiologische risico's verwaarloosbaar klein zijn, of waarbinnen en 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.
- **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 Belasting aan maaiveld met verdiscontering van de effecten van de bodempassage.

4.9 Technisch ontwerp

Het technisch 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 Hyca, 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

5.1 Inleiding

Zoals al in het vorige hoofdstuk aangegeven zijn diffuse verontreinigingen beter te kwantificeren dan puntverontreinigingen. Onzekere factoren zoals de kans op een calamiteit spelen in het geval van diffuse verontreinigen geen rol van betekenis. In dit hoofdstuk wordt vooral ingegaan op diffuse verontreiniging van het intrekgebied van Heumensoord met Nitraat. Nitraat en sulfaat zijn door de verzurende werking tevens direct gerelateerd aan de hardheid van het onttrokken grondwater. In dit hoofdstuk wordt kort ingegaan op de achtergrond van de belastingcurves, vervolgens wordt gecalibreerd op het in het onttrokken grondwater gemeten verloop van nitraat, sulfaat, hardheid. Het gecalibreerde model wordt vervolgens gebruikt om prognoses te doen over toekomstige concentraties van diffuse verontreinigingen in het ruwwater van de putten van pompstation Heumensoord. Tevens kan een vlakdekkend beeld worden verkregen van de netto-belasting van het grondgebruik binnen het intrekgebied. Dit overzicht kan helpen bij het vaststellen van prioriteiten bij het beschermingsbeleid van de winning

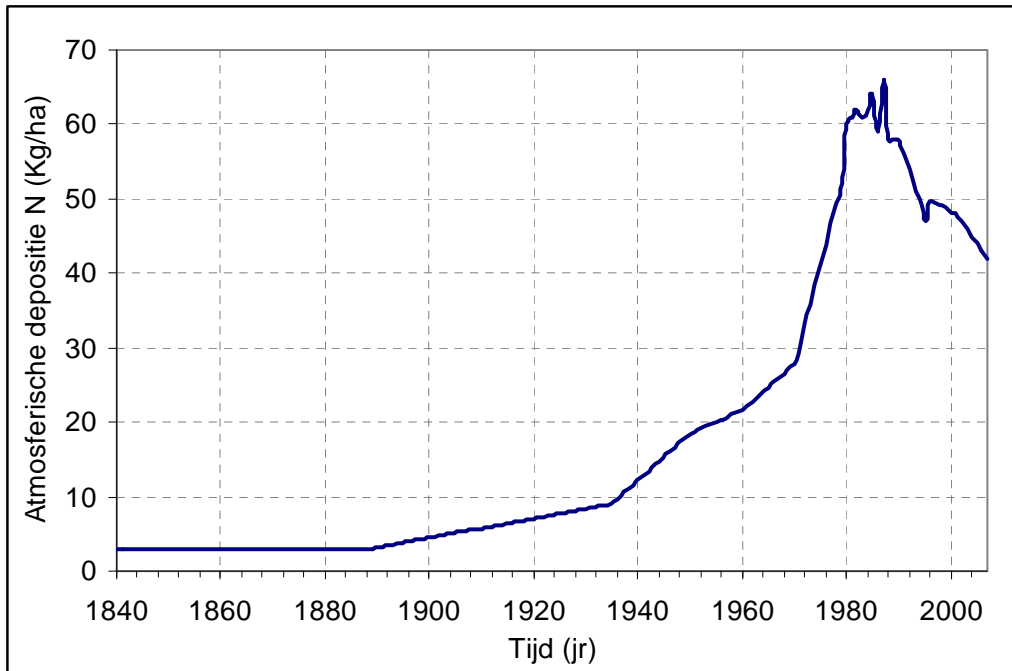
5.2 Diffuse belasting nitraat en sulfaat

In het chemische model worden verschillende termen voor de aan- en afvoer van mineralen onderscheiden:

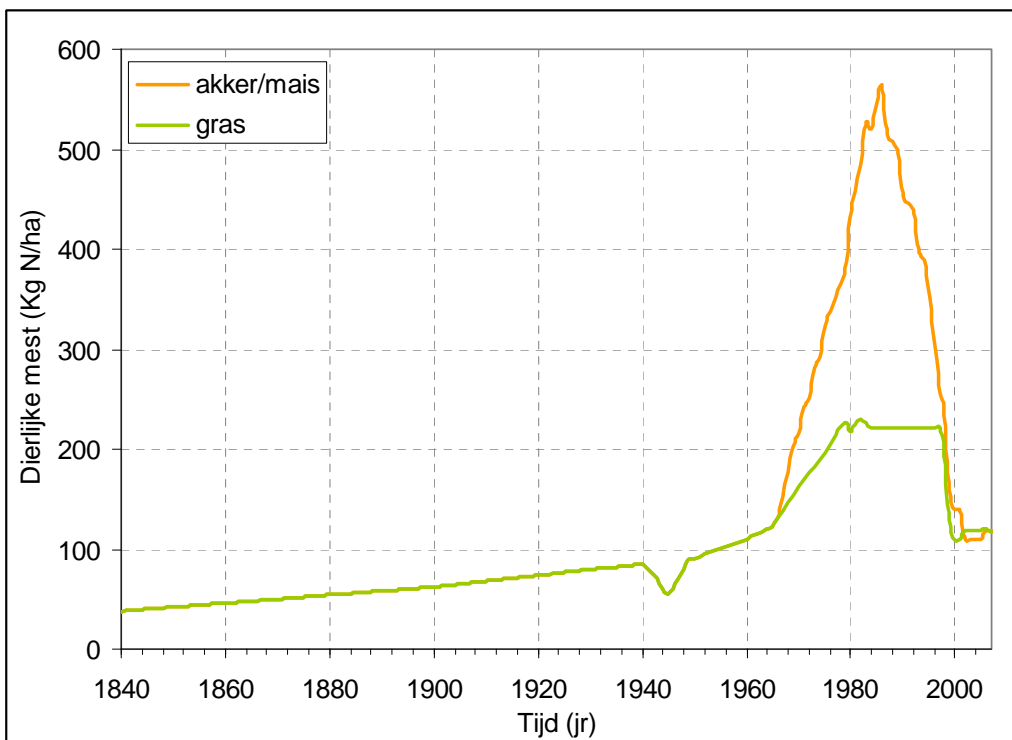
- Atmosferische depositie zwavel
- Atmosferische depositie stikstof
- Kunstmest
- Dierlijke mest
- Oogst

Op basis van diverse lokale studies van representatieve pompstations, landelijke CBS gegevens (historische reeksen) van oogsten veestapel en kunstmestgebruik, RIVM gegevens over atmosferische depositie zijn standaardcurven gemaakt van deze aan- en afvoertermen voor stikstof en zwavel als functie van de tijd.

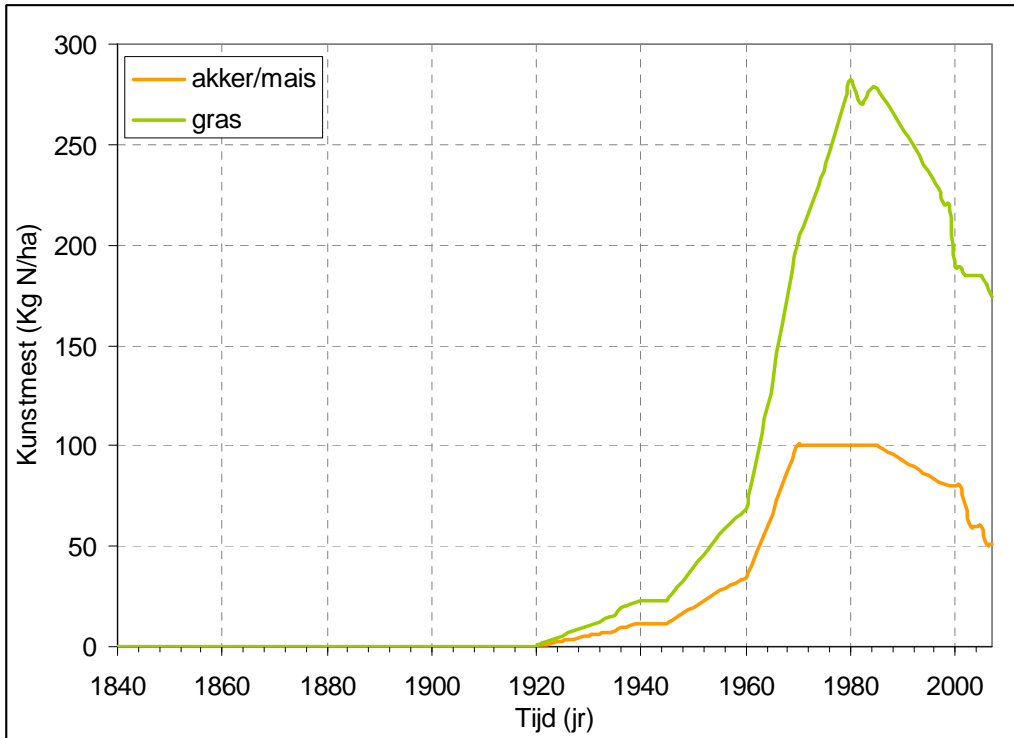
In Figuur 21 tot en met Figuur 24 zijn de standaardcurven voor de aan- (atmosferische depositie dierlijke mest en kunstmest) en afvoer (oogst) van stikstof weergegeven. In Figuur 25 is de atmosferische depositie van sulfaat als functie van de tijd weergegeven.



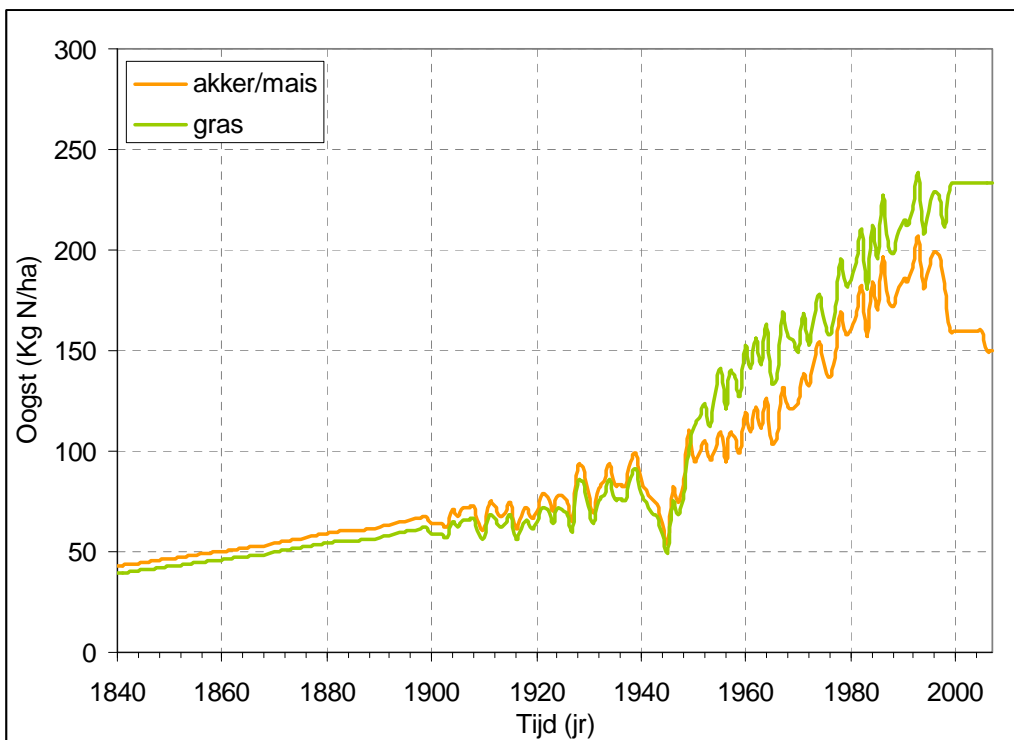
Figuur 21 Atmosferische depositie van stikstof (kg N/ha) over de periode 1840-2007



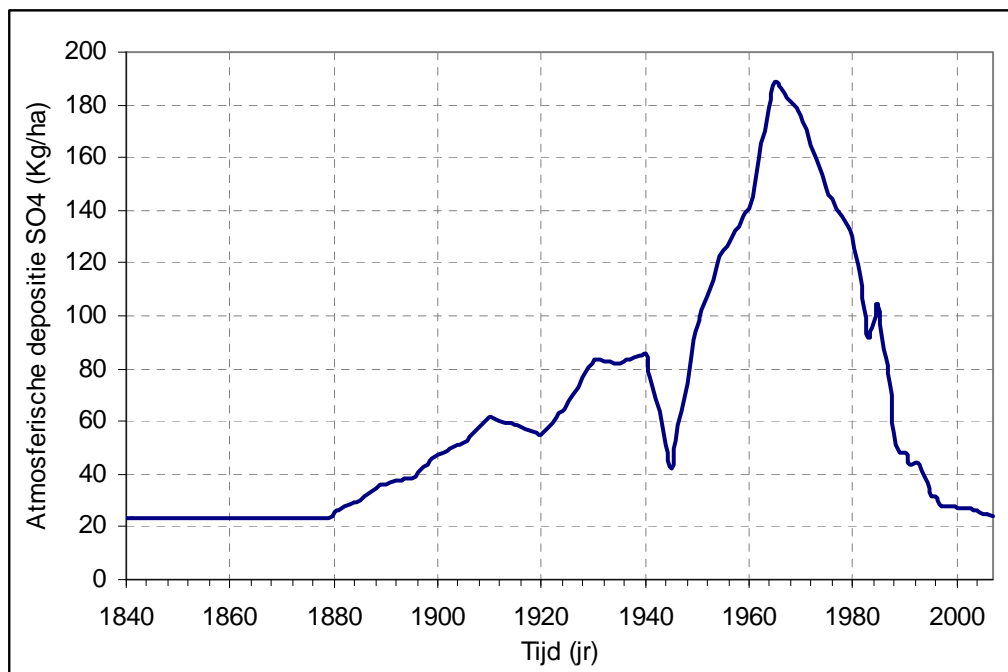
Figuur 22 Stikstofbelasting door dierlijke mest (kg N/ha) over de periode 1840-2007



Figuur 23 Stikstofbelasting door kunstmest (kg N/ha) over de periode 1840-2007



Figuur 24 Afvoer stikstof door oogst (kg N/ha) over de periode 1840-2007



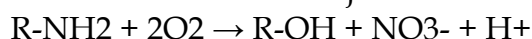
Figuur 25 Atmosferische depositie van SO4 (kg SO4/ha) over de periode 1840-2007

Voor een specifieke winning worden deze standaardcurven gecalibreerd door ze met een factor te vermenigvuldigen. De gedachte hierachter is dat het *patroon* van het verloop van deze termen in de tijd voor heel Nederland ongeveer vergelijkbaar is, al kunnen er verschillen bestaan ten aanzien van de absolute waarden. De calibratie is 'computer-assisted' uitgevoerd met een vooraf instelbare maximale afwijking t.o.v. de oorspronkelijke belastingcurve. De belasting wordt aan de hand van de grondwateraanvulling omgerekend naar een concentratie.

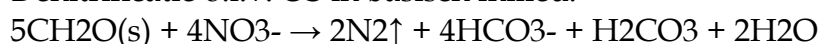
Chemische reacties gesimuleerd, waarbij de boekhouding van N, S en totale hardheid onderling gekoppeld is. Bij de reacties wordt onderscheid gemaakt of een stroombaan in een overwegend kalkarm dan wel kalkrijk milieu is gesitueerd en kan de mate waarin de reactie plaatsvindt als een factor van de netto aanvoer worden ingesteld.

De gesimuleerde reacties betreffen:

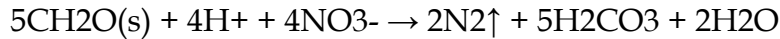
Oxidatie van N in dierlijke mest:



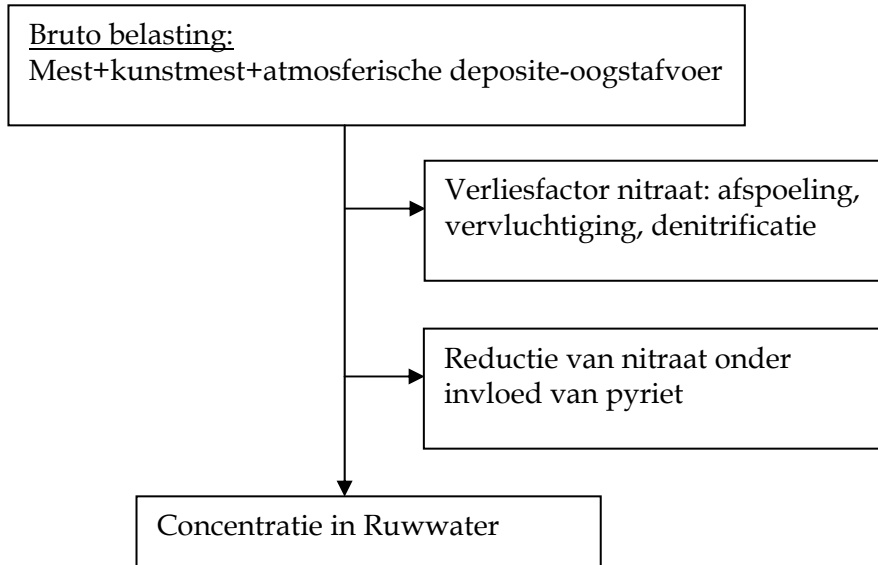
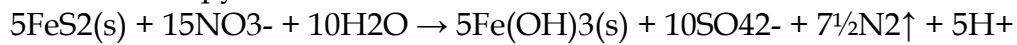
Denitrificatie o.i.v. OS in basisch milieu:



Denitrificatie o.i.v. OS in zuur milieu:



Oxidatie van pyriet door nitraat:



Figuur 26 Overzicht gesimuleerde processen bij diffuse verontreiniging door nitraat en sulfaat

Het programma toont de berekende en waargenomen concentraties in grafiek- en tabelvorm. Het aandeel van de concentraties NO_3 , SO_4 en Totale Hardheid dat afkomstig is van atmosferische depositie wordt apart weergegeven (het restant is landbouw en verdroging).

Prognoses van metalen die vrijkomen bij oxidatie van pyriet worden gebaseerd op lineaire extrapolatie van waargenomen concentraties. Als er in een scenario door een hogere nitraatbelasting meer pyriet wordt geoxideerd, dan zal de concentratie nikkel daardoor evenredig toenemen.

5.3 Resultaten modellering diffuse belasting nitraat, sulfaat en hardheid

Met behulp van de in paragraaf 5.2 beschreven rekenmethode is per put het nitraatgehalte, het sulfaatgehalte en de totale hardheid gemodelleerd. Over het algemeen zijn de resultaten van de modellering bevredigend. In bijlage VI is per put het gemeten en gemodelleerde verloop van de nitraatconcentratie, de sulfaatconcentratie en de hardheid weergegeven. In Tabel 6 is een globale beoordeling van de resultaten weergegeven. De beoordeling van de resultaten is gebaseerd op een expert-oordeel van de verschillen tussen gemeten en berekende concentraties.

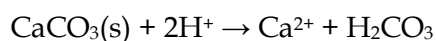
Tabel 6 Beoordeling resultaten modellering van nitraat, sulfaat en hardheid per put. Zie ook bijlage VI, klassen: goed, matig & slecht)

Nr	Putcode	Nitraat	Sulfaat	Hardheid
1	HEU-P1E-15	matig	goed	goed
2	HEU-P1D-14	goed	goed	matig
3	HEU-P1C-13	goed	goed	goed
4	HEU-P1B-12	goed	goed	goed
5	HEU-P2A-21	slecht	goed	matig
5	HEU-P1A-11	slecht	goed	matig
7	HEU-P2B-22	Matig	goed	matig
8	HEU-P2C-23	slecht	goed	matig
9	HEU-P2D-24	matig	goed	goed
10	HEU-P2E-25	goed	goed	goed
11	HEU-P1G-17	goed	goed	goed
12	HEU-P1F-16	slecht	matig	slecht
13	HEU-P2F-26	goed	goed	matig
14	HEU-P4G-47	goed	goed	slecht
15	HEU-P3G-37	goed	goed	matig
17	HEU-P2G-27	goed	goed	matig
18	HEU-P4F-46A	goed	goed	matig
19	HEU-P3F-36	goed	goed	goed
20	HEU-P3E-35	goed	goed	goed
21	HEU-P4E-45	matig	goed	slecht
22	HEU-P3D-34	goed	matig	goed
23	HEU-P3C-33	goed	goed	goed
24	HEU-P3B-32	matig	goed	goed
25	HEU-P4D-44	goed	goed	slecht
26	HEU-P4C-43	matig	matig	goed
27	HEU-P4B-42	slecht	matig	matig
28	HEU-P4A-41	goed	goed	goed
29	HEU-P3A-31	matig	goed	matig
61	HEU-P6A-61	goed	goed	goed
63	HEU-P6B-62	matig	matig	goed
64	HEU-P5A-51	goed	goed	goed
65	HEU-P6C-63	-	goed	goed
66	HEU-P5B-52	goed	goed	goed
67	HEU-P5C-53	matig	goed	goed
68	HEU-P6D-64	matig	goed	matig
69	HEU-P5D-54	goed	goed	goed
70	HEU-P6E-65	matig	matig	matig
72	HEU-P5E-55	goed	slecht	slecht
73	HEU-P5F-56	matig	slecht	slecht
74	HEU-P5G-57	goed	slecht	slecht
75	HEU-P6F-66	goed	goed	goed
77	HEU-P6G-67	matig	goed	matig

Het verloop van het nitraatgehalte in de put kan bij 23 van de 42 putten goed gemodelleerd worden, bij 13 putten is het resultaat van de nitraatmodellering matig en bij 5 putten slecht. Bij put HEU-P6C-63 is geen gemeten verloop van de nitraatconcentratie aanwezig. Bij de modellering van sulfaat zijn de resultaten beter en kan het verloop van 33 putten goed worden gemodelleerd, bij 6 putten is het resultaat van de sulfaatmodellering matig en bij 3 putten slecht. De concentratie sulfaat wordt bepaald door atmosferische depositie, bemesting en pyrietoxidatie door nitraat. In de figuren voor sulfaat (bijlage VI) is de totale sulfaatconcentratie en het aandeel atmosferische depositie weergegeven. Het verschil tussen deze twee lijnen is het sulfaat dat afkomstig is van bemesting en oxidatie van pyriet. Over het algemeen is het aandeel sulfaat door pyrietoxidatie beperkt. Er zijn zeer grote verschillen zichtbaar tussen putten. Zo lijkt er in de intrekgebieden van de noordelijke putten (o.a.

HEU-P1A-11, HEU-P1B-12, HEU-P1C-13) van Heumensoord I pyrietoxidatie op te treden terwijl bij zuidelijke putten (o.a. HEU-P3E-35, HEU-P3F-36 en HEU-P3G-37) het aandeel sulfaat door pyrietoxidatie zeer beperkt is. Dit is in lijn met de verschillen in nitraatgehalten tussen deze putten. Uit de modellering van ondermeer pompput HEU-P4B-42 blijkt dat een onderschatting van het nitraatgehalte tevens leidt tot een onderschatting van het aandeel sulfaat dat vrijkomt bij pyrietoxidatie. De onderschatting van het nitraatgehalte wordt veroorzaakt doordat op basis van het landgebruik (zie bijlage III) geen hoge nitraatbelasting wordt verwacht.

De resultaten voor de hardheid zijn sterk gerelateerd aan de kwaliteit van de modellering van nitraat en sulfaat. Nitraat en sulfaat worden als zuur (salpeterzuur & zwavelzuur) aan de bodem toegevoegd. Daarnaast komt zuur vrij bij oxidatie van pyriet en vorming van koolzuur o.i.v. wortelactiviteit. Wanneer er kalk in de ondergrond aanwezig dan gaat deze voor een proportioneel deel in oplossing en wordt het zuur daardoor geneutraliseerd. Variabele concentraties nitraat en sulfaat zullen bij beschikbaarheid van kalk dus resulteren in variërende hardheden. De reactievergelijking van de neutralisatie van het sterke zuur door het oplossen van kalk:



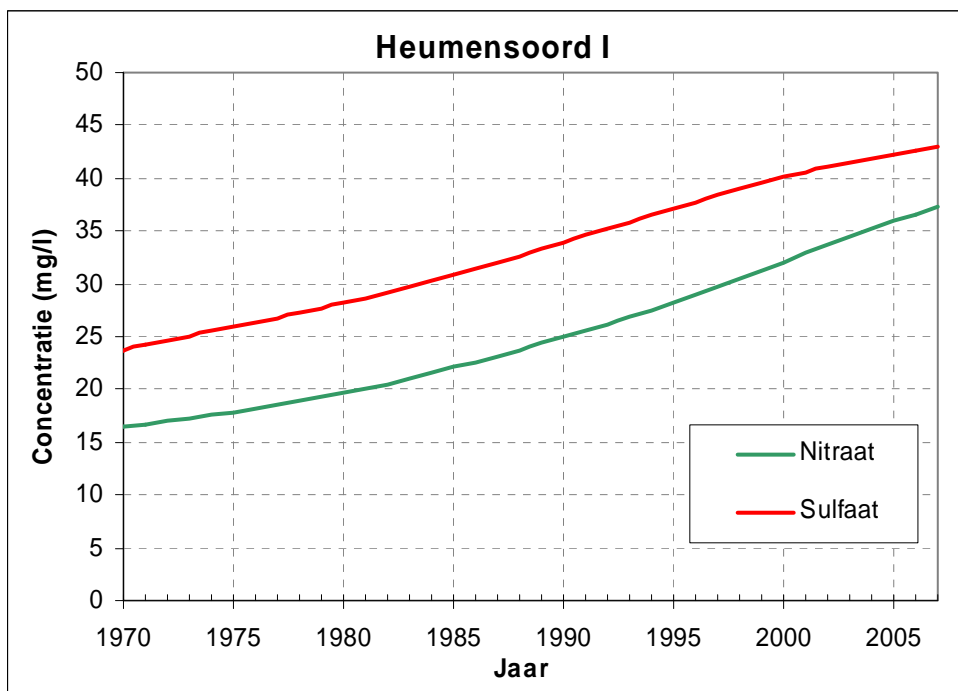
Het lot van het hierbij gevormde vrij koolzuur is onzeker: het kan ontwijken naar de atmosfeer of het kan reageren met kalk:



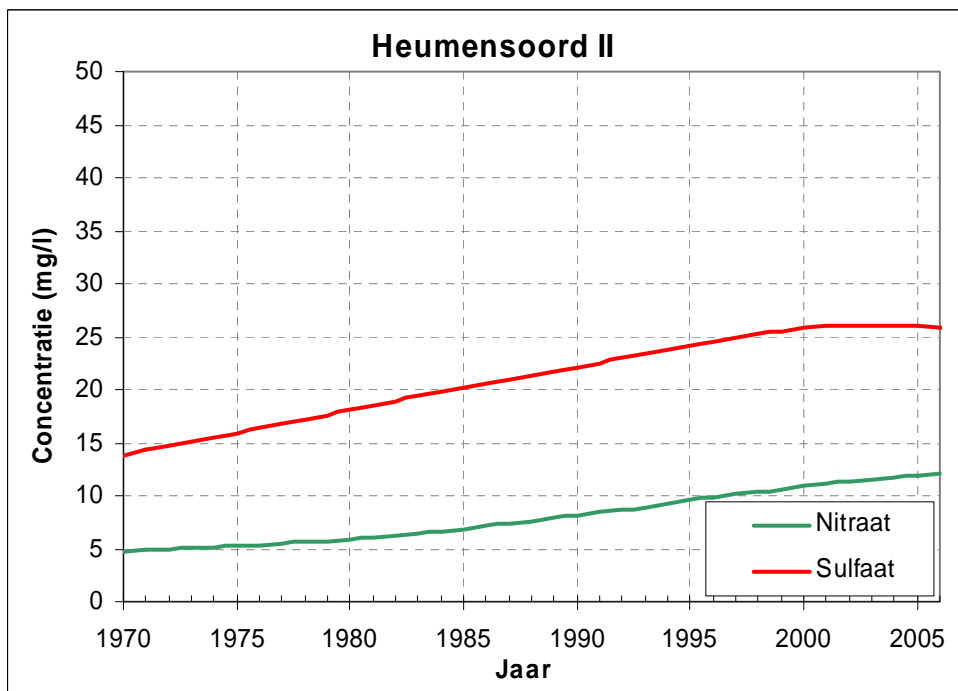
Door neutralisatie van de sterke zuren salpeterzuur en zwavelzuur, het bij pyrietoxidatie gevormde zuur en het zwakke zuur vrij koolzuur door kalk zal de hardheid toenemen. Het resultaat van de modellering van de hardheid is hierdoor sterk afhankelijk van de kwaliteit van de modellering van nitraat en sulfaat. Zuurvorming door plantenwortels vormt geen onderdeel van de modellering. Het verloop van de totale hardheid kon voor 21 putten goed worden gemodelleerd, bij 14 putten was het resultaat matig en bij 7 putten is het resultaat slecht. Bij de calibratieberekeningen in Respond is alleen geijkt op de waargenomen concentraties van nitraat en sulfaat, en niet op hardheid. Dit impliceert dat de berekende hardheid concentraties in het onttrokken grondwater uitsluitend verband houden met de hoeveelheden zuur die zijn gegenereerd door belasting van nutriënten. De zuurvorming als gevolg van wortelactiviteit van planten is niet verdisconteerd. De berekende concentraties hardheid zijn daardoor over het algemeen lager dan de gemeten hardheidconcentraties.

In Figuur 27 en Figuur 28 is het gemiddelde verloop van de nitraat en sulfaatconcentraties over de tijd van respectievelijk de puttenvelden Heumensoord I en II weergegeven. Uit de figuren blijkt dat het gemiddelde gemodelleerde nitraat en sulfaat gehalte in het onttrokken grondwater onder de drinkwaternorm (nitraat 50 mg/l, sulfaat 150 mg/l) blijft. Afzonderlijke

putten zoals HEU-P4D-44 laten wel overschrijdingen van de drinkwaternorm zien.



Figuur 27 Gemodelleerd verloop van gemiddelde nitraat- en sulfaatconcentraties van puttenveld Heumensoord I



Figuur 28 Gemodelleerd verloop van gemiddelde nitraat- en sulfaatconcentraties van puttenveld Heumensoord II

Uit de figuren blijkt dat het gemiddelde sulfaatgehalte bij puttenveld Heumensoord II rond 2001 een maximum bereikte en inmiddels weer aan het dalen is. Op Heumensoord I lijkt het sulfaatgehalte inmiddels ook enigszins af te vlakken. Het nitraatgehalte is op puttenveld Heumensoord I nog steeds stijgende, op Heumensoord II neemt de gradiënt van het nitraatverloop inmiddels wat af.

5.4 Vertaling naar netto belasting aan maaiveld

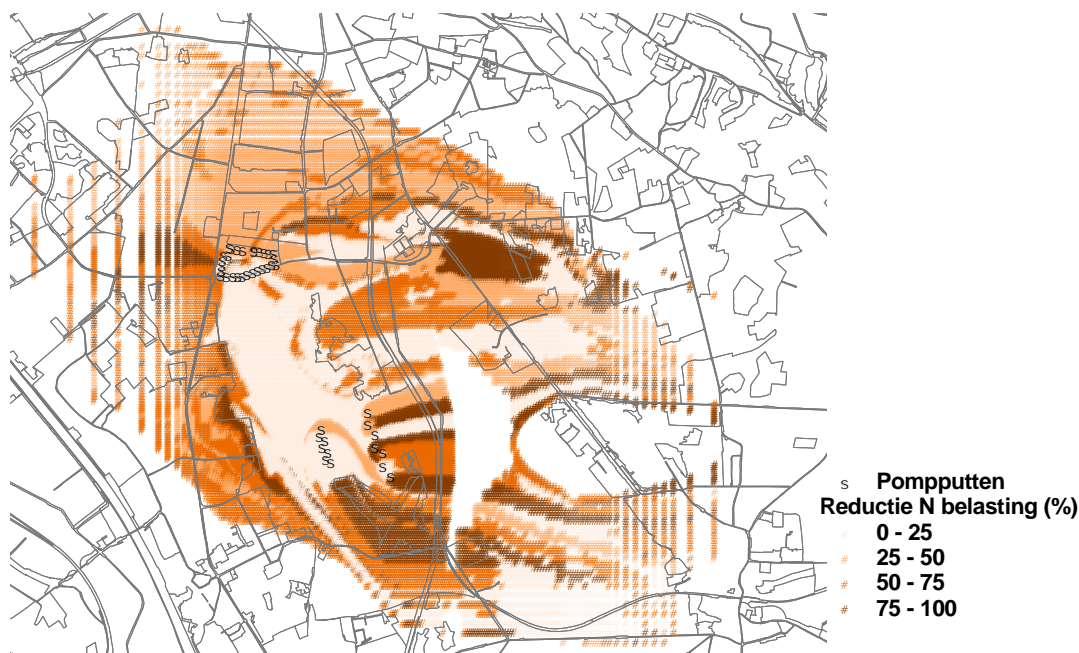
Om inzicht te krijgen in het risico dat de stikstofbelasting op een bepaalde locatie vormt voor de waterwinning moet ook het effect van de bodem meegenomen. In Figuur 29 is de netto belasting aan maaiveld voor stikstof weergegeven. Deze netto belasting is gedefinieerd als de belasting aan maaiveld gecorrigeerd voor verliesfactoren als afspoeling, vervluchtiging, en denitrificatie en voor reductie van nitraat onder invloed van pyriet. In Figuur 29 is duidelijk het landgebruik terug te zien. In het noorden komt het stedelijk gebied naar voren als bron van stikstof. Ook de landbouwgebieden in het westelijke en noordoostelijke deel van het intrekgebied laten een hoge netto-belasting zien.



Figuur 29 Netto belasting stikstof aan maaiveld (kg N/ha)

In Figuur 30 is de reductie (%) van de bruto stikstofbelasting als gevolg van de genoemde processen (zie paragraaf 5.2) weergegeven. In de figuur is goed de invloed van het organische stofgehalte terug te zien (vergelijk Figuur 14). Uit de figuur blijkt dat in het gebied tussen beide puttenvelden de afbraak van nitraat minimaal is. De bodem en ondergrond in dit gebied is zeer arm aan organische

stof. Doordat de stroombanen die in dit gebied beginnen vrij ondiep blijven treedt ook geen reductie door pyrietoxidatie op. In het stuwwalgebied zijn er procentueel vrij forse reducties zichtbaar. In absolute zin gaat het echter om zeer lage waarden



Figuur 30 Reductie (%) van de bruto stikstof belasting

5.5 Schatting netto concentratie per landgebruiksklasse met Optimix

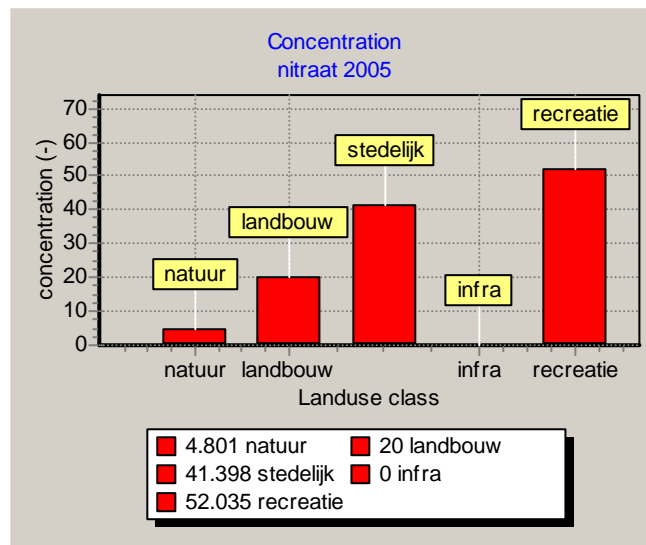
Om een indruk te krijgen van de mate waarin de verschillende klassen van landgebruik bijdragen aan de concentraties nitraat en sulfaat is een numerieke analyse uitgevoerd van het verband tussen de oppervlakten per landgebruiksklasse in de intrekgebieden en de waargenomen concentraties nitraat en sulfaat in 2005, beide gespecificeerd per pompput. Bij deze analyse is geen rekening gehouden met chemische processen, maar is met Optimix, een programma dat gebruik maakt van een genetisch algoritme, het meest waarschijnlijke aandeel per landgebruiksklasse geanalyseerd (Vink, 2007). De invoergegevens voor deze analyse zijn de landgebruiksgegevens per pompput (Bijlage III) en de waargenomen concentraties nitraat en sulfaat per pompput. Tevens zijn initiële schattingen gemaakt van de verwachte netto-concentratie⁵ per landgebruiksklasse, en van de maximale en minimale te verwachten netto concentraties. Deze schattingsintervallen zijn weergegeven in Tabel 7. De resultaten van de analyse zijn weergegeven in Figuur 31 en Figuur 32.

⁵ de concentraties in het ruwwater

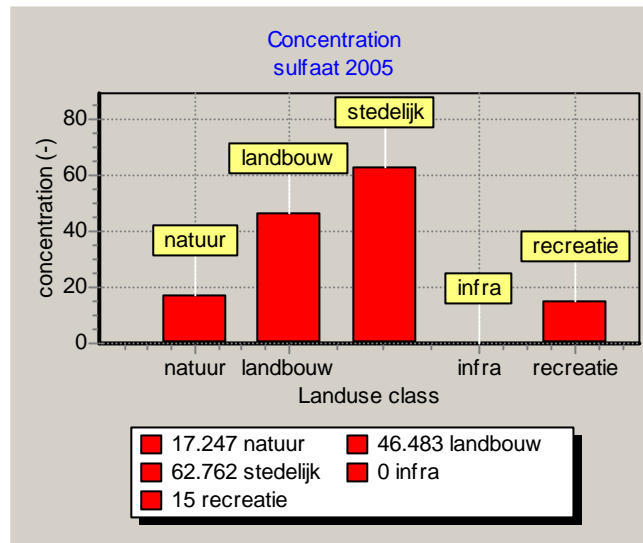
Sulfaat			
landgebruik	Verwachtingswaarde	Minimum	Maximum
natuur	15	0	40
landbouw	40	20	80
stedelijk	30	15	80
infra	20	0	50
recreatie	20	15	60

Nitraat			
landgebruik	Verwachtingswaarde	Minimum	Maximum
natuur	15	0	50
landbouw	40	20	120
stedelijk	30	15	60
infra	20	0	50
recreatie	20	15	60

Tabel 7 Geschatte intervallen en verwachtingswaarden van ruwwater concentraties sulfaat en nitraat per landgebruiksklasse in mg/l



Figuur 31 Gemiddelde netto concentratie nitraat per landgebruiksklasse



Figuur 32 Gemiddelde netto concentratie sulfaat per landgebruiksklasse

De landgebruiksklasse natuur omvat zowel bos als heide; recreatie bestaat voornamelijk uit parken en sportterreinen langs de zuidkant van het stedelijk gebied van Nijmegen; infra bestaat voornamelijk uit wegen.

Uit bovenstaande figuren blijkt dat de netto concentraties van de landgebruiksklassen stedelijk (bebouwd gebied) en recreatie in de intrekgebieden van Heumensoord I en II zelfs hoger zijn dan van de landbouwgebieden. De bosgebieden en de infrastructuur (wegen en spoorlijnen) dragen slechts zeer weinig bij aan de in 2005 waargenomen concentraties.

Zoals in bovenstaande paragraaf al is opgemerkt kan de aanwezigheid van pyriet een deel verklaren van de relatief hoge sulfaatconcentraties die gecorreleerd zijn met de stedelijke delen van het intrekgebied. Echter ook de bijdragen aan de nitraatconcentratie van stedelijke gebieden en gebieden met een recreatieve bestemming overstijgen die van de landbouw ruimschoots, dus wanneer er sprake is van substantiële reductie van nitraat door pyriet, dan is de oorspronkelijke nitraatconcentratie nog hoger. De hoge belasting uit stedelijke gebieden wordt mogelijk veroorzaakt door op grote schaal lekkende rioleringen, al dan niet in combinatie met de erfenis van eeuwenlange menselijke bewoning zoals historische resten van gebruik van vloeivelden en zinkputten.

5.6 Prognose concentraties nitraat en sulfaat in ruwwater

Uit de prognoses blijkt een duidelijk verschil tussen Heumensoord I en II.

Nitraat

In Heumensoord I geven de berekeningen aan dat de nitraatconcentratie na 2007 nog zal blijven stijgen en dat ze de komende decennia zal blijven stijgen, hoewel de toename veel minder is dan vanaf de jaren zestig tot het heden.

In Heumensoord II zal de piek van de nitraatconcentratie naar verwachting rond 2020 plaatsvinden en vervolgens zal ondanks de knik in de trend de concentratie op het niveau van 2020 blijven en niet in een duidelijke dalende trend overgaan.

Verklaring van de verschillen tussen de beide pompstations moeten gezocht worden in de drie belangrijke elementen die de ruwwaterkwaliteit bepalen:

- leeftijdopbouw van het onttrokken grondwater
- landgebruik in het intrekgebied
- effecten van de bodempassage

De leeftijdopbouw betreft is op grond van de resultaten van de hydrologische modellering bepaald. Uit de resultaten blijkt dat ongeveer de helft van het ruwwater in Heumensoord I ouder dan 100 jaar terwijl dat voor Heumensoord II 50 jaar is (Figuur 11). Het tragere en meer gedempte verloop van Heumensoord I in vergelijking met dat van Heumensoord II wordt waarschijnlijk vooral veroorzaakt door de verschillen in verblijftijd en de corresponderende verschillen in "nailen".

Wat betreft het landgebruik geldt voor beide wingebieden dat bos een groot deel van het intrekgebied beslaat, voor Heumensoord I ca. 47 % en Heumensoord II 67%.

In het intrekgebied van Heumensoord II zijn de bossen de enige substantiële bron van stikstof, terwijl in dat van Heumensoord I ook 20% woongebied en een kleine 10% landbouw voorkomt. Dit betekent dat voor Heumensoord II de stikstofuitspoeling uit de bossen bepalend is voor het verloop van de nitraatconcentratie, terwijl in Heumensoord I landbouw en bewoond gebied de belangrijkste bron is. De concentratie nitraat in het ruwwater van Heumensoord II is dan ook relatief laag en ook wat sulfaat betreft is het water van betere kwaliteit dan dat van Heumensoord I.

De uitspoeling van stikstof uit zowel bossen als stedelijk gebied is ruimtelijk sterk variabel. Van bossen is bekend dat de ruimtelijke variatie van de uitspoeling van nitraat sterk varieert (Tietema, 1992, Raat 2005). Belangrijke factoren zijn o.a. de aard van de dominante boomsoorten, het grondwaterregime, de "groeifase" waarin het bos verkeert, maar de huidige stand van de kennis is nog ontoereikend om ruimtelijke verschillen in uitspoeling te verklaren (Kros et al, 2004). Uit deze analyse kan geconcludeerd worden dat de onzekerheid van de nitraatprognose groter is dan wanneer het intrekgebied alleen uit landbouwgebieden zou bestaan, waar een meer eenduidig verband met de belasting aan maaiveld bestaat.

De verwachte sterkere toename van de nitraatconcentratie in Heumensoord I in vergelijking met Heumensoord II wordt hoofdzakelijk veroorzaakt door nitraat uit bewoond gebied.

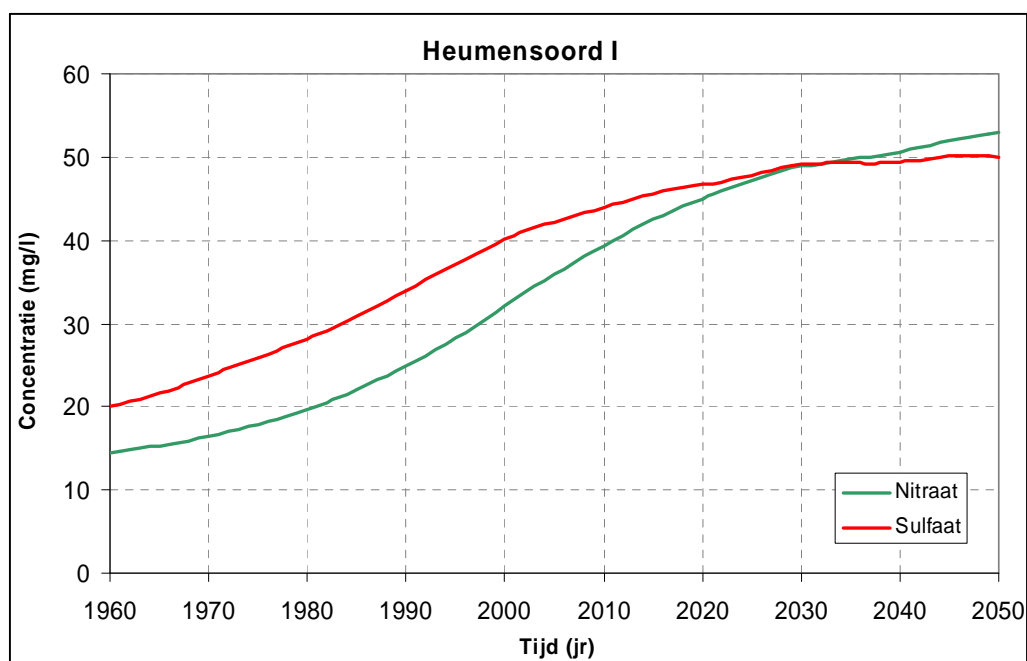
Sulfaat

De verschillen tussen de gemiddelde concentraties sulfaat van Heumensoord I en II lopen parallel aan die van nitraat. Het ruwwater van Heumensoord I heeft

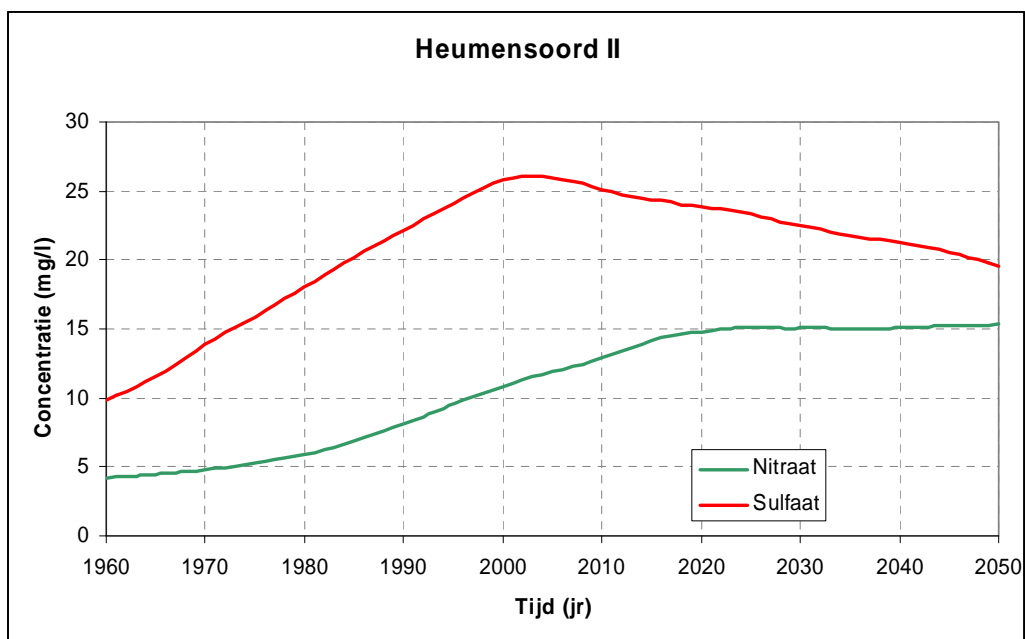
een veel hoger sulfaatgehalte door de belasting vanuit stedelijk gebied en vanuit de landbouw.

De relatief scherpe knik in het verloop van de sulfaatconcentratie van het onttrokken grondwater in Heumensoord II rond 2005 houdt verband met de trendbreuk in de atmosferische zwavelbelasting rond 1965 - 1970. In het ruwwater van Heumensoord I is die knik afwezig om twee redenen:

- naast atmosferische depositie is de landbouw en infiltratie van rioolwater waarschijnlijk een belangrijke bron van sulfaat voor Heumensoord I
- er is een grotere component oud water, zodat een trendbreuk gedempter en trager optreedt.



Figuur 33 Prognose van de concentraties nitraat en sulfaat in het ruwwater van Heumensoord I

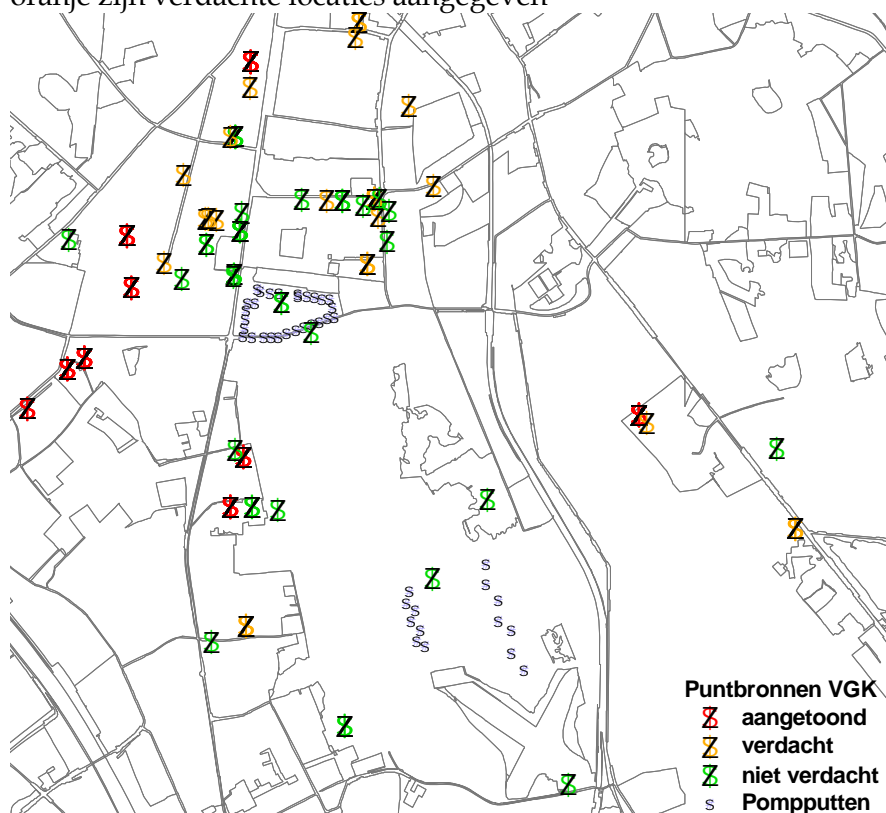


Figuur 34 Prognoses van de concentraties nitraat en sulfaat in het ruwwater van Heumensoord II

6 Puntverontreinigingen

6.1 Verkenning bekende puntverontreinigingen

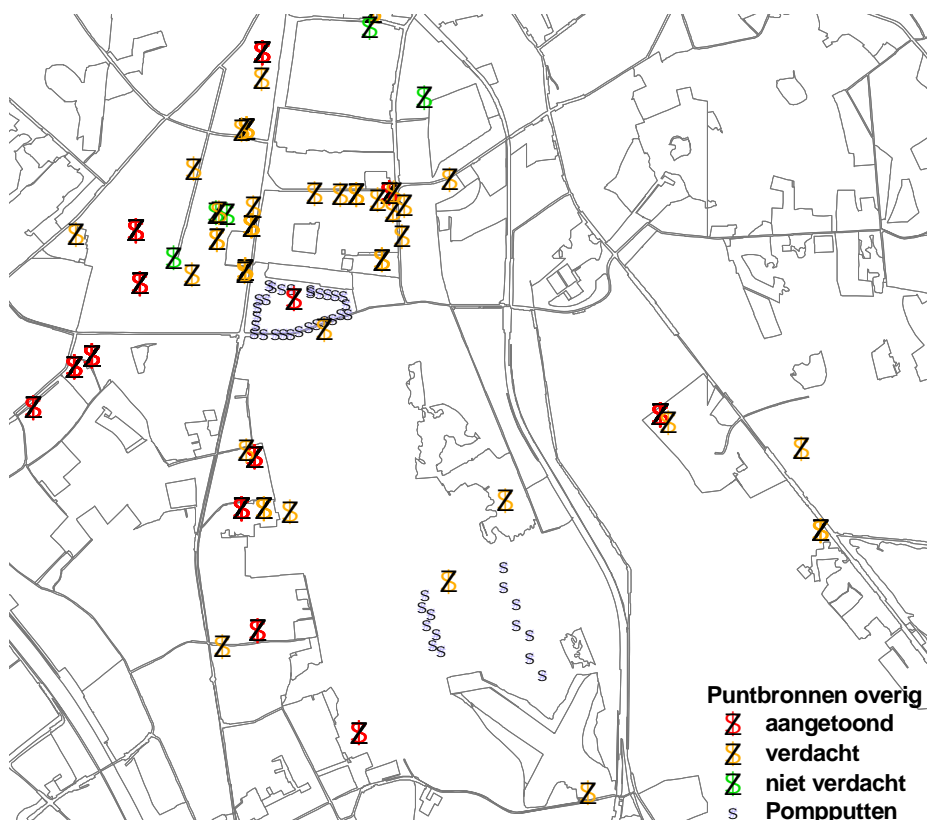
De winning Heumensoord wordt bedreigd door puntverontreinigingen op diverse locaties rond de puttenvelden. Door Vitens is in 2006 een inventarisatie uitgevoerd naar aard en locaties van mogelijke puntverontreinigingen. Uit de genoemde inventarisatie blijkt dat vooral in het stedelijk gebied ten noorden en noordwesten van puttenveld Heumensoord I zich puntverontreinigingen bevinden. De focus van de genoemde inventarisatie lag vooral op de risicogroep vluchtige gechlloreerde koolwaterstoffen (VGK). Aanleiding hiervoor vormde de ruwwaterrapportage 2004 waaruit blijkt dat stoffen van de risicogroep VGK worden aangetoond in enkele meetputten en tevens in het opgepompte water van vijftien putten van de winning Heumensoord I, met de hoogste concentraties in de winputten 13, 15 en 17 aan de noordwest zijde [Klijn, 2006]. Van alle bekende mogelijke puntverontreinigingen binnen het intrekgebied is bepaald welke aantoonbaar (gebaseerd op metingen) een bron vormen voor VGK's, welke verdacht zijn en welke niet verdacht zijn. In Figuur 35 zijn met rood de aantoonbare puntbronnen voor VGK's weergegeven, met oranje zijn verdachte locaties aangegeven



Figuur 35 Ligging puntbronnen rond de winning Heumensoord, aangegeven is welke locaties als bron voor vluchtige gechlloreerde koolwaterstoffen zijn aangetoond, verdacht of niet verdacht.

Reden voor de extra aandacht voor vluchtige gechloreerde koolwaterstoffen is de relatief gemakkelijke verspreiding in de ondergrond. Vluchtige gechloreerde koolwaterstoffen (VGK's) zijn onderdeel van de groep vluchtige gehalogeneerde koolwaterstoffen en hebben over het algemeen een grotere dichtheid dan water en zijn goed oplosbaar in water. Gevolg hiervan is een grillig verspreidingspatroon in de ondergrond.

Naast een analyse voor VGK's is tevens onderzocht welke locaties aantoonbaar verdacht of verontreinigd zijn. Het gaat hierbij om een scala aan verontreinigingen zoals zware metalen, vluchtige aromaten en overige koolwaterstoffen. In Figuur 36 zijn aangetoonde en verdachte verontreinigingslocaties met andere stoffen dat VGK's weergegeven.



Figuur 36 Ligging puntbronnen verdacht van of aangetoond voor andere dan VGK verontreinigingen

In de onderhavige studie is voor elke afzonderlijke pompput het intrekgebied bepaald. Aldus is bepaald naar welke pompput op de locatie van de aangetoonde puntverontreinigingen infiltrerend water stroomt. Tevens is de reistijd vanaf de aangetoonde puntverontreiniging tot de betreffende pompput uitgerekend. In Tabel 8 zijn de door de aangetoonde puntverontreinigingen bedreigde putten en de reistijd (jaar) naar deze putten weergegeven. Voor een overzicht waarin ook de verdachte locaties zijn opgenomen wordt verwezen naar Tabel 12 in bijlage VII.

Tabel 8 Aangetoonde puntverontreinigingen binnen het intrekgebied van pompstation Heumensoord.

Locatie	UBI-mschrijving puntverontreiniging	Bedreigde onttrekkingsput	Gemiddelde reistijd tot put (jr.)	Type verontreiniging	
				Overige ¹	VGK ²
Houtlaan 3 Nijmegen	Autowrakkenterrein	HEU-P1B-12	36.3	ja	mogelijk
Schutterspad 9	Drinkwaterbedrijf	HEU-P1C-13	11.5	ja	nee
Heiweg ong. Malden	voormalige stortplaats	HEU-P1C-13	132.3	ja	mogelijk ³
Kastanjelaan Nijmegen	Autowrakkenterrein	HEU-P1G-17	175.3	ja	ja
Bosweg ong. Malden	voormalige stortplaats	HEU-P2B-22	2194.4	ja	nee
Nijmeegsebaan 31 Groesbeek	voormalige stortplaats	HEU-P3F-36	69.0	ja	ja
Kluisestr. 2-4 Malden	voormalige stortplaats	HEU-P4E-45	22.6	ja	ja
Sportweg nabij 6 Malden	voormalige stortplaats	HEU-P4E-45	39.2	ja	ja
Maldenburchtstr. ong. Nijmegen	voormalige stortplaats	HEU-P4F-46A	64.6	ja	ja
Maldenburchtstr. ong. Nijmegen	voormalige stortplaats	HEU-P4F-46A	66.9	ja	ja
Marie Curie str. ong. Nijmegen	voormalige stortplaats	HEU-P4F-46A	83.2	ja	ja
Maldenburchtstr. ong. Malden	voormalige stortplaats	HEU-P4F-46A	103.5	ja	ja
Heiweg 235 Nijmegen	chemische wasserij/stomerij	HEU-P4G-47	61.3	ja	ja

¹⁾ De categorie overige omvat ondermeer zware metalen, vluchtige aromaten en overige koolwaterstoffen

²⁾ De categorie VGK bestaat specifiek uit vluchtige gechloreerde koolwaterstoffen

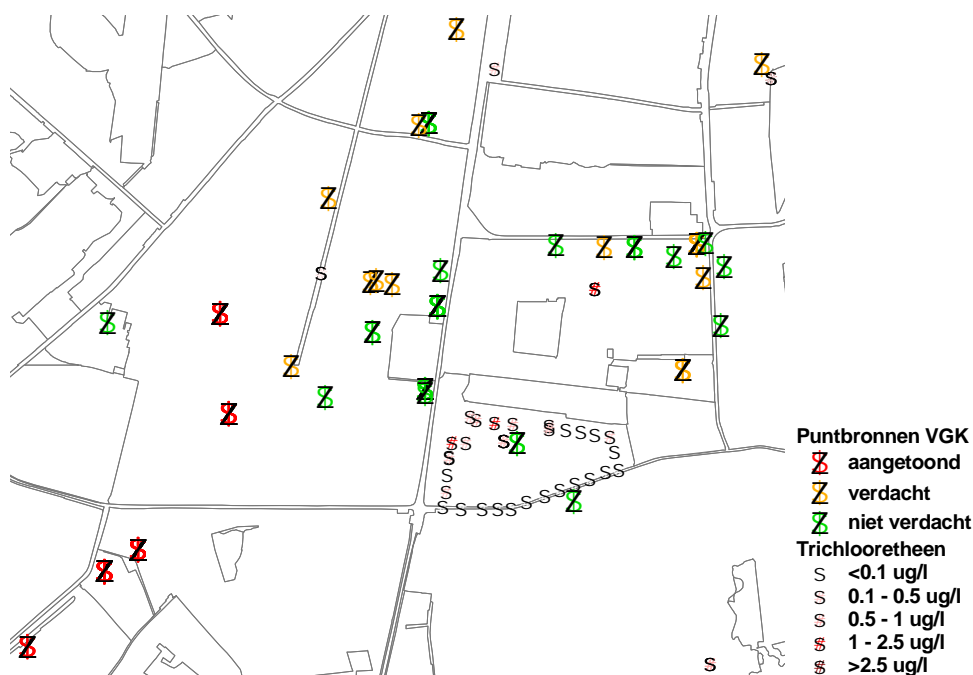
³⁾ Gezien de verhoogde waarde van de EOX is deze locatie in aanvulling op de Vitens indeling tevens als mogelijk verdacht te beschouwen voor vluchtige gehalogeniseerde koolwaterstoffen, aanvullende VOX bepaling noodzakelijk

In Tabel 13, Bijlage VII zijn de per locatie (met aangetoonde verontreiniging) aangetroffen stoffen weergegeven. Op de locaties is een scala aan zware metalen, aromaten, PAK en gechloreerde koolwaterstoffen aangetroffen. Van een aantal van deze stoffen zijn de concentraties in grond en grondwater gemeten en is een toetsing uitgevoerd conform de toetsingstabel bodembescherming. Het verontreinigde oppervlak, de exacte hoeveelheid en duur van de lozingen zijn echter veelal onbekend. Het inschatten van het risico van een puntverontreiniging voor de drinkwaterwinning wordt hierdoor sterk bemoeilijkt. Dat de putten bedreigd worden door puntverontreinigingen van blijkt duidelijk uit de ruwwatergegevens. Het gaat hierbij om VGK's en in mindere mate om zware metalen.

In Tabel 9 zijn de VGK's weergegeven die in het ruwwater zijn aangetroffen. Tevens is per stof vermeld in welke putten (of ruwwatergroepen) de betreffende stof is aangetroffen. In het wel of niet aantreffen van verontreinigingen met VGK's in de putten blijken duidelijke ruimtelijke patronen aanwezig te zijn. In Figuur 37 is als voorbeeld de maximale concentratie Trichlooretheen (periode 1990-2004) per put weergegeven. Uit de figuur blijkt dat vooral het uit noordwestelijke richting toestromende grondwater verontreinigd is met Trichlooretheen. Potentiële bronnen zullen dus ook vooral in die richting gezocht moeten worden

Tabel 9 In de winning van Heumensoord aangetroffen VGK's (periode 1990-2004)

Stofnaam	Putnummers			
1,1,1-Trichloorethaan	HEU-P1C-13 HEU-P1D-14 HEU-P1E-15	HEU-P1F-16 HEU-P1G-17 HEU-P4E-45	HEU-P4G-47 HEU-RUWGR-01 HEU-RUWGR-07	
1,1-Dichlooretheen	HEU-P1C-13 HEU-P1D-14			
1,2-cis-Dichlooretheen	HEU-P1G-17 HEU-P4B-42 HEU-P4C-43	HEU-P4E-45 HEU-P4F-46A HEU-P4G-47	HEU-P5F-56 HEU-RUWGR-04	
Dichloormethaan	HEU-RUWGR-03 HEU-RUWGR-04			
Tetrachlooretheen	HEU-P1A-11 HEU-P1B-12 HEU-P1E-15 HEU-P1F-16	HEU-P1G-17 HEU-P4B-42 HEU-P4C-43 HEU-P4E-45	HEU-P4F-46A HEU-P4G-47 HEU-P5F-56 HEU-RUWGR-01	HEU-RUWGR-04 HEU-RUWGR-05 HEU-RUWGR-07
Trichlooretheen (tri)	HEU-P1A-11 HEU-P1B-12 HEU-P1C-13 HEU-P1D-14 HEU-P1E-15 HEU-P1F-16	HEU-P1G-17 HEU-P2A-21 HEU-P2E-25 HEU-P2F-26 HEU-P4C-43 HEU-P4D-44	HEU-P4E-45 HEU-P4F-46A HEU-P4G-47 HEU-P5F-56 HEU-RUWGR-01 HEU-RUWGR-02	HEU-RUWGR-03 HEU-RUWGR-04 HEU-RUWGR-07
Trichloormethaan (chloroform)	HEU-P1A-11 HEU-P1B-12 HEU-P1C-13 HEU-P1D-14 HEU-P1E-15 HEU-P5A-51	HEU-P1F-16 HEU-P1G-17 HEU-P2A-21 HEU-P2F-26 HEU-P3A-31 HEU-P3B-32	HEU-P3C-33 HEU-P3D-34 HEU-P3E-35 HEU-P4A-41 HEU-P4B-42 HEU-P4C-43	HEU-P4D-44 HEU-P4E-45 HEU-P4G-47
1,1,1-Trichloorethaan	HEU-P1C-13 HEU-P1D-14 HEU-P1E-15 HEU-P1F-16 HEU-P1G-17	HEU-P4E-45 HEU-P4G-47 HEU-RUWGR-01 HEU-RUWGR-07		

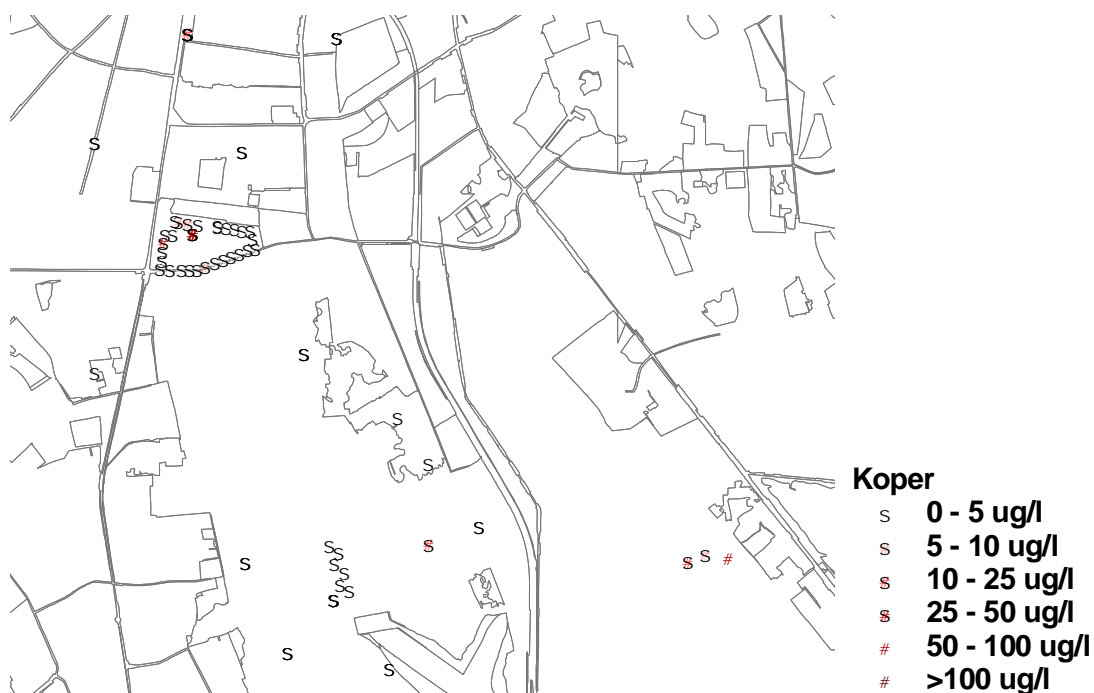


Figuur 37 Maximale concentratie Trichlooretheen (Tri) (periode 1990-2004) en puntbronnen voor vluchtige gechloreerde koolwaterstoffen

In Tabel 10 zijn de in het op Heumensoord onttrokken grondwater aangetroffen zware metalen weergegeven. Tevens is per stof aangegeven in welke putten (of ruwwatergroepen) de betreffende stof is aangetroffen. Ook zware metalen blijken in verhoogde concentraties in de putten te worden aangetroffen. In Figuur 38 is als voorbeeld de maximale concentratie koper (periode 1990-2004) per put weergegeven.

Tabel 10 In de winning van Heumensoord aangetroffen zware metalen (periode 1990-2004)

Stofnaam	Putnummers
koper	HEU-P1C-13 HEU-P1D-14 HEU-P2D-24 HEU-P3B-32 HEU-P3D-34 HEU-P4F-46A HEU-P4G-47 HEU-RUWGR-01 HEU-RUWGR-02 HEU-RUWGR-03 HEU-RUWGR-04 HEU-RUWGR-05 HEU-RUWGR-06 HEU-RUWGR-07
kwik	HEU-RUWGR-01 HEU-RUWGR-04
lood	HEU-RUWGR-01 HEU-RUWGR-02 HEU-RUWGR-05
nikkel	HEU-P1G-17 HEU-P2D-24 HEU-P5B-52 HEU-RUWGR-05
zink	HEU-RUWGR-01 HEU-RUWGR-02 HEU-RUWGR-03 HEU-RUWGR-04 HEU-RUWGR-05 HEU-RUWGR-06



Figuur 38 Figuur 39 Maximale concentratie koper (periode 1990-2004)

Van de verdachte locaties zijn geen metingen beschikbaar. Het is dus onbekend of en zo ja welke stoffen er op deze locaties geloosd zijn. Om toch een indruk te krijgen van de risico's die deze mogelijke puntbronnen vormen voor de winning zijn per locatie indicatieve transportberekeningen uitgevoerd voor relevant geachte stoffen. Als een locatie verdacht is van vluchtige gehalogeneerde koolwaterstoffen is bijvoorbeeld Tri als indicatieve stof doorgerekend. Voor de van overige verontreinigingen verdachte locaties zijn afhankelijk van het type activiteit Nikkel (voor zware metalen) , Anthraceen (voor PAK) of Benzeen (voor vluchtige aromaten) als indicatieve stoffen doorgerekend.

6.2 Risicoinschatting puntbronnen

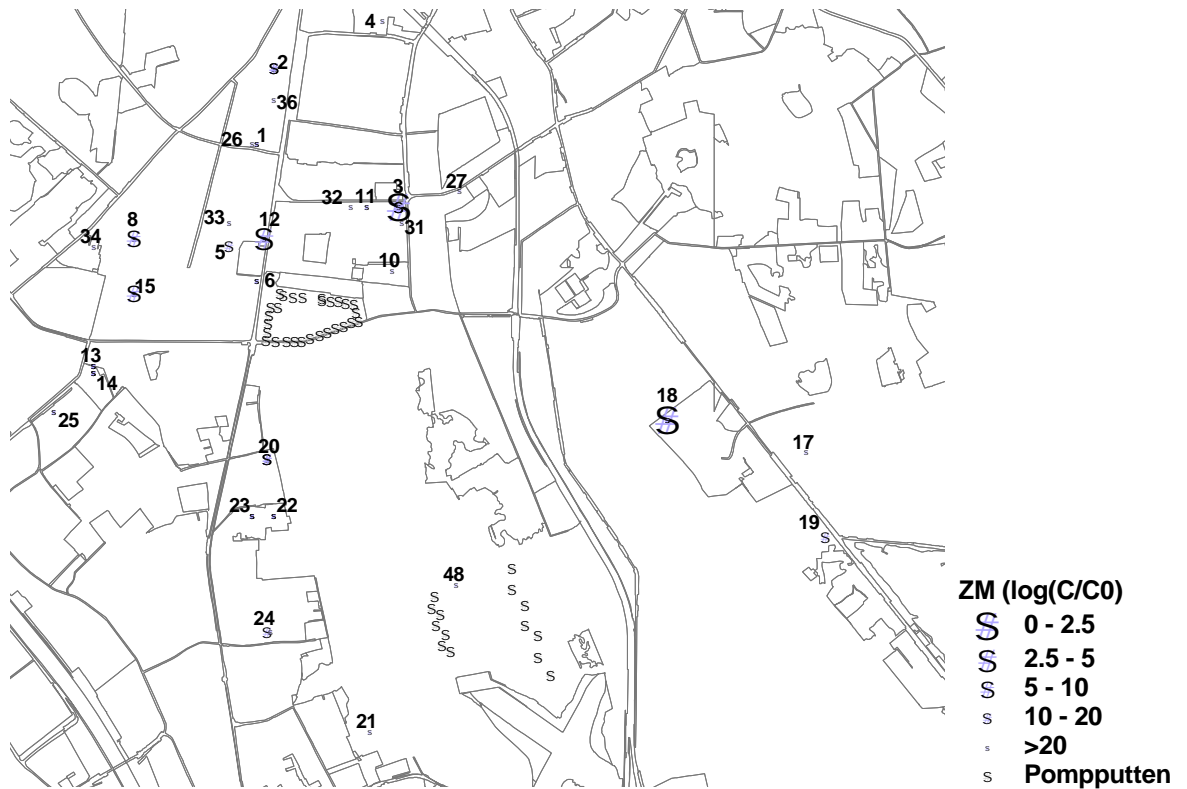
Met Respond zijn berekeningen uitgevoerd om het risicoreducerende effect van de bodempassage te bepalen, uitgaande van een 'forfaitaire' belasting, omdat de echte belasting ter plaatse van de puntbronnen niet goed bekend is. Hiertoe is op elke verontreinigde locatie voor elke vastgestelde stof het effect van de bodempassage onderzocht op eeningangssignaal van 100 (%) over een duur vanaf 1960 tot 1990. Het percentage van hetingangssignaal dat in de put terecht komt is een maat voor de kans dat de stof in de putten terecht kan komen. Bij de modelberekeningen zijn vijf processen die het transport van microverontreinigingen beïnvloeden verdisconteerd. Deze processen zijn advectie, dispersie, diffusie, lineaire sorptie en eerste orde omzetting c.q. afbraak. Voor een uitgebreidere beschrijving van deze processen wordt verwezen naar Dijkhuis en Stuyfzand [1996]. De benodigde stoffeigenschappen zijn ontleend aan Kiwa Mededeling 125 [Stuyfzand & Luers, 1996]. De relevante chemische eigenschappen van de ondergrond zijn per stroombaan van puntbronlocatie naar pompput apart geïnventariseerd. Omdat sommige verontreinigingen weliswaar op dit moment nog niet in de putten worden aangetroffen, maar mogelijk nog onderweg zijn, is voor de berekening van de doorbraak (het uitgangssignaal) in de putten een rekenperiode van 1960 tot 2050 gekozen. Resultaat van de berekening is een doorbraakcurve per stof, berekend over een stroomlijn vanaf de verontreinigde locatie tot de betreffende put. Over het algemeen zijn de berekende maximale concentraties ter plaatse van de pompputten slechts een zeer klein deel van hetingangssignaal. Als indicator van het risico is de mate waarin de concentratie van een stof wordt gereduceerd tijdens bodempassage toegepast. Een schatting van de belasting c.q. de hoogte van het werkelijkeingangssignaal ter plaatse van de puntbronnen is dus niet verdisconteerd in deze berekeningen. In Figuur 40 is de concentratie reductie van VGK's als $-\log(C/C_0)$ weergegeven. C is hierin de maximale berekende concentratie in de put en C_0 de concentratie van hetingangssignaal. Hoe hoger de waarde van $-\log(C/C_0)$ hoe groter de concentratiereductie door de bodempassage en hoe kleiner het risico. Uit Figuur 40 blijkt dat de potentieel meest riskante VGK verontreinigingen zich vooral ten noordwesten en in ten zuidwesten van puttenveld Heumensoord I bevinden.



Figuur 40 Risico-indicatie van VGK puntbronnen uitgedrukt als $-\log(C/C_0)$ Een lage waarde (grote bolletjes) geeft aan dat de concentratiereductie door afbraak, sorptie en verdunning bij transport naar de putten beperkt is en dus het risico hoger. De nummers bij de bolletjes geven de locatie-ID's weer.

Tabel 11 Rangschikking van VGK puntbronnen met een hoog risico voor de winning Heumensoord (berekening over de periode 1960-2050)

RANK	LOC_ID	UBI omschr.	Naam	Start	Reistijd (jr.)
1	8	chemische wasserij/stomerij	CHEMISCHE WASSERIJ H.J. LAMERS	1948	61.3
2	20	voormalige stortplaats	RIJKSWEG (De Kluis (C))	1960	22.6
3	29	verfspuitinrichting (hout)	HERMENS, W.TH.M.	1970	28.3
4	23	voormalige stortplaats	BOSWEG III (SAS (B))	1959	39.2
5	19	voormalige stortplaats	NIJMEEGSEBAAN ONGENUMMERD	1959	86
6	3	autowrakkenterrein	AUTO-ONDERDELEN "DE KLEINE WINKEL"	1971	36.3
7	30	schoonmaakbedrijf	MARNEEF SCHOONMAAK EN BEDRIJFSDIENSTEN	-	32.1
8	33	machine- en apparatenreparatiebedrijf	POLL, G.A.C. VAN DER	1971	32.1
9	26	autowrakkenterrein	-	1971	48
10	43	chemische wasserij/stomerij	WASCOMAAT DE VISSER, BV	1964	31.5

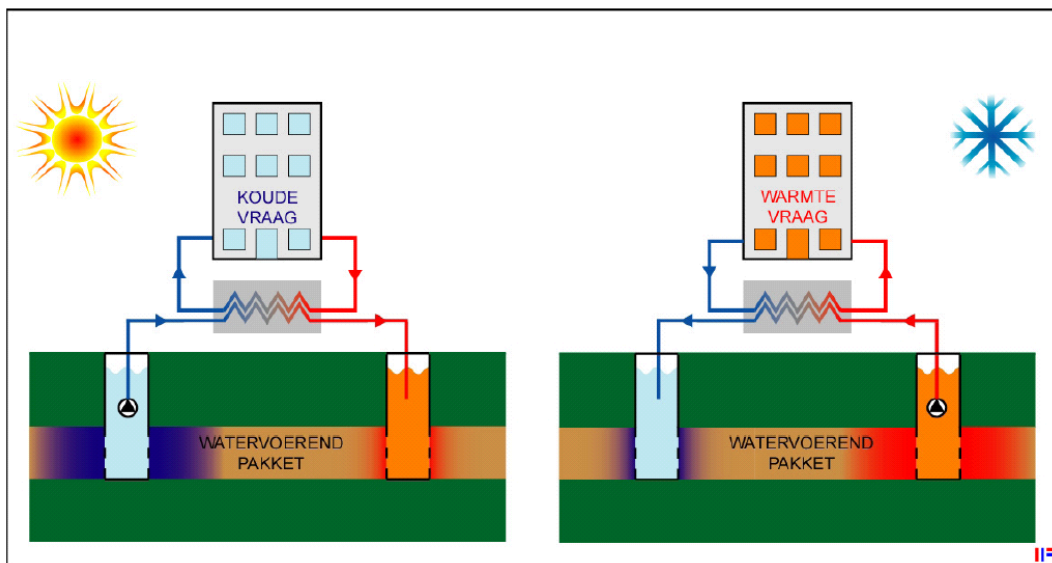


Figuur 41 Risico-indicatie van puntbronnen met zware metalen uitgedrukt als $\log(C/C_0)$. Een lage waarde (grote bolletjes) geeft aan dat de concentratiereductie door afbraak, sorptie en verdunning bij transport naar de putten beperkt is en dus het risico hoger. De nummers bij de bolletjes geven de locatie-ID's weer.

7 Koude-warmte opslag

7.1 Inleiding

In de omgeving van pompstation Heumensoord is momenteel 1 koude-warmte opslag (KWO) in bedrijf, het gaat hierbij om het energieopslagsysteem van de Radboud universiteit. Een tweede KWO is gepland voor het UMC St Radboud. Bovendien wordt hier in de nabije toekomst een verdere groei van het aantal KWO-systemen verwacht. De koude en warme bronnen zijn gepositioneerd net buiten het grondwaterbeschermingsgebied van Heumensoord I. In figuur 2.3 wordt een schematisch beeld gegeven van de werking van koude-warmte opslag.



Figuur 42 Schema van een koude-warmte opslagsysteem in zomer en winter (bron: IF Technology)

In dit hoofdstuk wordt een globale risicoanalyse van de toepassing van koude-warmte opslag (KWO) beschreven. Bij de beschrijving van de risico's is onderscheid gemaakt in hydrologische en thermische, chemische, en (micro)biologische aspecten. Uiteraard zijn deze aspecten niet los van elkaar te beschouwen (een temperatuursverandering zal bijvoorbeeld gevolgen kunnen hebben voor de chemische en microbiologische samenstelling van het grondwater) en zullen ze in een gezamenlijk monitoringprogramma in beeld moeten worden gebracht.

In eerder verschenen rapportages is reeds uitgebreid ingegaan op de gevolgen van KWO voor processen in de ondergrond, o.a. op basis van literatuuronderzoek. Voor meer gedetailleerde informatie wordt verwezen naar het advies van de TCB aan de staatssecretaris van VROM (Advies inzake concept beleidsaanbevelingen project 'Bodem als Energiebron en -Buffer'; TCB, 2004) en het rapport 'Temperatuureffecten op grondwaterkwaliteit' van NVOE & IF Technology (2004) en de referenties hierin. Dit hoofdstuk richt zich vooral

op de risico's voor de winning Heumensoord. Hierbij baseren we ons deels op kennis die eerder is verzameld en beschreven in het kader van een project over de toepassing van KWO in Eindhoven (Van Beek et al., 2003).

Advies TCB t.a.v. toepassing KWO:

In een advies van de Technische Commissie Bodembescherming (TCB) aan de staatssecretaris van VROM (2004) is aangegeven dat in de ruimtelijke planning rekening dient te worden gehouden met systemen voor koude- en warmteopslag zodat wordt voorkomen dat systemen worden aangelegd die te kwetsbaar zijn. Tegelijkertijd wordt aangegeven dat ook rekening dient te worden gehouden met de geschiktheid van de bodem, de beïnvloeding van systemen onderling en de aanwezigheid van overige ondergrondse infrastructuur. De TCB beveelt aan om aanvullend onderzoek te verrichten naar de effecten van grote en kleine temperatuurveranderingen in het diepe grondwater op chemische evenwichten, ecosystemen en zetting. Dit onderzoek zou zich dienen te baseren op veldmetingen.

7.2 Hydrologische en thermische aspecten

Toepassing van KWO zal de hydrologie en de temperatuur ter plekke beïnvloeden. Relevante vraag in dit kader is de grootte van deze beïnvloeding en ook of deze beïnvloeding merkbaar zal zijn op de winlocatie, zowel direct (bijvoorbeeld als temperatuursverhoging) als indirect (als een verandering in de samenstelling van het grondwater).

Afhankelijk van de gevraagde energie (afwisseling van koude en/of warme zomers en winters), de geohydrologische situatie (grootte en richting van de regionale grondwaterstroming) en de plaatsing van putten ten opzichte van deze stroming, zal altijd een kleiner of groter gedeelte van door KWO beïnvloed (warm en koud) grondwater afstromen. De mate van deze beïnvloeding wordt mede bepaald door de heterogeniteit van het pakket. Het geïnfiltreerde warme en koude water zal voornamelijk via de grofste gedeelten van het pakket wegstromen. Door warmteuitwisseling met de omgeving zullen het warmte- en het koudefront op het grondwater achterlopen. Door het verlies van warmte en koude naar de atmosfeer zal het effect van de temperatuurverandering met toenemende afstand tot het KWO systeem "uitdoven".

Door toepassing van KWO zal ook de hydrologische situatie tussen KWO en puttenveld veranderen. De omvang van grondwaterbeschermingsgebieden is gebaseerd op verblijftijden en de ligging ervan op de stromingsrichting van het grondwater. Ten gevolge van hydrologische veranderingen kunnen dus de omvang en ligging van het grondwaterbeschermingsgebied veranderen.

Het toepassen van een KWO-systeem zal van invloed zijn op de hydrologie in de omgeving van de installatie. Lokaal kunnen stijgingen en verlagingen in stijghoogte in sommige gevallen leiden tot zettingen en verdroging.

Als het systeem in bedrijf is, ontstaat een stijghoogtegradiënt van de zijde waar water geïnfiltreerd wordt naar de zijde waar water wordt opgepompt. Doordat in de zomer koud water ter koeling opgepompt wordt en in de winter juist warm water ter verwarming (zie Figuur 42) verandert de stijghoogtegradiënt per seizoen van richting. Grondwaterstroming is echter een traag proces,

waardoor het netto effect van de stijghoogtegradiënt op de (meer regionale) grondwaterstroming zeer beperkt zal zijn. Het stromingsbeeld op grotere afstand van de installatie blijft hierdoor ongewijzigd.

Doordat er bij KWO-systemen geen netto onttrekking (injectie en onttrekking in hetzelfde watervoerende pakket) optreedt, zullen KWO-systemen de intrekgebieden van grondwateronttrekkingen niet beïnvloeden. Wel kunnen de verblijftijden van het grondwater beïnvloed worden.

7.3 Chemische aspecten

7.3.1 *Geohydrochemie*

De effecten van KWO op de chemische samenstelling van grondwater bij normale bedrijfsvoering worden bepaald door systeemeigenschappen (menging van onttrokken water over de lengte van het putfilter en de mate van temperatuurverandering) en bodemeigenschappen (verschillen in chemische samenstelling van het grondwater binnen het watervoerend pakket en de gehalten aan reactieve stoffen in de bodemmatrix, evenals de reactiviteit van deze stoffen). De grootste veranderingen in chemische samenstelling van het grondwater zijn te verwachten in aquifers met hoge gehalten aan reactieve bestanddelen. Reactieve bestanddelen in de bodem zijn bijvoorbeeld organisch stof, kalk en andere carbonaten, (hydr)oxiden, ijzersulfiden (zoals pyriet), kleimineralen, amorf kiezelzuur en veldspaten.

Bij KWO wordt het onttrokken grondwater na energieafgifte of -opname weer geïnfiltreerd in de bodem. Indien over de diepte van het watervoerende pakket een gradiënt in chemische samenstelling aanwezig is, bij voorbeeld van zoet naar brak/zout water of een overgang van aëroob naar anaëroob grondwater, zal menging van deze watertypen optreden. Door deze menging kan het grondwater in chemische samenstelling veranderen, en bijvoorbeeld door een te hoge chloride concentratie zelfs ongeschikt worden voor de bereiding van drinkwater. Introductie van zuurstof kan leiden tot vorming van neerslagen, zoals Fe en Mn (hydr)oxiden, maar ook in de vorming van CO₂, NH₄ en SO₄ bij oxidatie van gereduceerde stoffen, zoals sulfiden, en afbraak van organisch stof.

Specifiek onderzoek naar de veranderingen in chemische samenstelling in relatie tot openbare drinkwatervoorziening is nog slechts beperkt uitgevoerd. Het uitgevoerde onderzoek om de chemische effecten van KWO in beeld te brengen heeft zich vooral gericht op de vorming van neerslagen in de installatie, de putten of het watervoerende pakket en deels op de milieueffecten van warmteopslag. De waargenomen chemische effecten waren nog niet spectaculair te noemen. Geconcludeerd is dat aandacht noodzakelijk is naar enkele voor de waterleidingbedrijven relevante parameters, zoals kleur en methaan.

Thermische en microbiologische veranderingen door toepassing van KWO zijn reversibel. Dit geldt ook voor bijvoorbeeld kationomwisseling. Chemische veranderingen die samenhangen met omzettingsprocessen van organisch koolstof zijn echter niet reversibel. De mate van reversibiliteit van het oplossen en neerslaan van mineralen wordt bepaald door de reactie-kinetiek; sommige processen verlopen snel, zoals het neerslaan van kalk bij verwarming, andere traag, zoals het neerslaan van kiezelzuur.

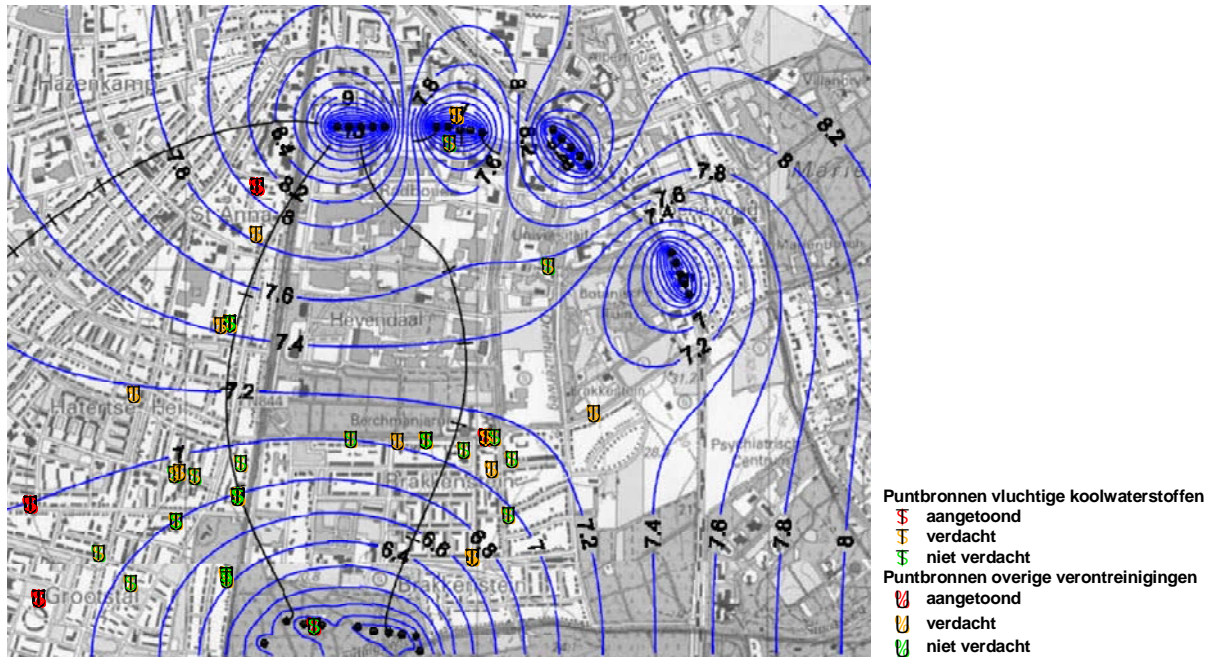
Een belangrijk thema voor de drinkwaterbedrijven is putverstopping. Een (verhoogde) aanwezigheid van zwevend materiaal in grondwater door toepassing van KWO kan resulteren in verstopping van productieputten en kan een rol spelen bij het transport van bacteriën door de bodem. Dit is zeker een aandachtspunt bij het opstellen van een monitoringplan, omdat hierover geen kwantitatieve informatie beschikbaar is.

7.3.2 *Puntverontreinigingen*

Binnen het invloedsgebied van de geplande en bestaande KWO systemen ten noorden van puttenveld Heumensoord I is één puntverontreiniging aangetoond (autowrakkenterrein aan de Kastanjelaan en zijn 6 à 7 verdachte locaties aanwezig (zie Figuur 43). Indien in het beïnvloedingsgebied van een KWO puntverontreinigingen aanwezig zijn, kan de verandering van de lokale hydrologie (seizoensafhankelijke richting van de stroming tussen de warme en de koude bron) resulteren in het verspreiden van de puntverontreiniging door (artificiële) dispersie. De omvang van de pluim van een puntverontreiniging neemt hierdoor toe.

Bovenstaande kan leiden tot de volgende mogelijke consequenties voor de ruwwaterkwaliteit:

- De concentratie van de verontreiniging bij aankomst in de pompputten is lager maar verspreid over meerdere putten
- Door de seizoenale stromingsverschillen neemt de reistijd van de verontreiniging naar de pompputten toe
- De reistijd kan echter ook korter worden als door de artificiële dispersie de verontreiniging van langzame in snelle stroombanen terechtkomt.
- Halfwaardetijden van veel organische microverontreinigingen zijn temperatuurafhankelijk. Opwarming van het grondwater rond een warme bron kan leiden tot een versnelde afbraak terwijl de afkoeling van het grondwater rond een koude bron juist kan leiden tot een vertraagde afbraak.



Figuur 43 Ligging puntverontreinigen binnen het beïnvloedingsgebied van de KWO-systemen (bestaand en gepland) rond Heumensoord

7.3.3 Calamiteiten

Het grondwatercircuit wordt bij KWO systemen over het algemeen gescheiden gehouden van het gebouw-circuit door middel van warmtewisselaars (zie Figuur 42). Bij lekkage van de warmtewisselaars is het mogelijk dat vloeistof uit het gebouw-circuit het grondwatercircuit terecht komt. In het geval dat aan de vloeistof in het gebouw-circuit stoffen als glycol zijn toegevoegd kan dit leiden tot een verontreiniging van het grondwater. Over het algemeen (ook voor zover bekend het geval bij de KWO's rond Heumensoord) zijn de gebouw-circuits echter gevuld met leidingwater waardoor een calamiteit slecht zeer geringe gevolgen zal hebben. Een eventuele lekkage wordt verder snel opgemerkt door een drukdaling in het gebouw-circuit.

7.4 Microbiologische aspecten

Bij onzorgvuldige aanleg van KWO-installaties in stedelijk gebied kan het grondwater besmet worden met faecaal verontreinigd water. De belangrijkste pathogenen voor de mens in fecaliën zijn, voor zover van belang voor transport door de bodem, bacteriën, virussen, protozoa en parasitaire wormen en eieren hiervan. Om een eventuele besmetting in beeld te brengen, wordt veelal gewerkt met indicatorsoorten. Voor drinkwater zijn dit E.coli, fecale enterococci en sporen van Clostridium perfringens. Daarnaast kan verhoging van de temperatuur resulteren in groei van micro-organismen of een verschuiving in de populatie van micro-organismen.

Door temperatuurveranderingen en veranderingen in de hydrochemische omstandigheden zal de samenstelling van een bacteriepopulatie verschuiven. De aard en mate van deze verschuiving is echter onbekend. Omdat de

temperatuurverandering met toenemende afstand van de KWO zal afnemen, zal naar verwachting ook deze verandering in bacteriepopulatie uitdoven. Evaluatie van bestaand onderzoek geeft geen aanleiding om een significante beïnvloeding te verwachten op grondwater dat op enige afstand wordt gewonnen. Hoe groot deze afstand moet zijn is afhankelijk van de bodemsamenstelling, hydrologie en de karakteristieken van het KWO-systeem. Rond waterwingebieden wordt een zone van 60 dagen gehanteerd om hygiënisch betrouwbaar water te leveren. De laatste tijd staat echter ter discussie of een periode van 60 dagen voldoende bescherming biedt tegen virussen, vooral bij infiltratie van besmet water, zoals rioolwater of oppervlaktewater, in anaërobe bodems.

Afhankelijk van de samenstelling van het grondwater en bodem kan een veranderende microbiologische populatie resulteren in chemische en samenstelling van het grondwater. Onder specifieke omstandigheden kan een sterke groei van micro-organismen zelfs leiden tot putverstopping.

7.5 Conclusies

De risico's van koude-warmte opslag voor de winning Heumensoord zijn beperkt. Monitoring van het effect van koude-warmte opslag op de grondwaterkwaliteit is gewenst. Monitoring van het effect van de koude-warmte opslag op eventuele verspreiding van puntverontreinigingen is voor een beperkt aantal puntverontreinigingen gewenst.

8 Conclusies en Aanbevelingen

8.1 Rekenmethode

Met de ontwikkeling van de preprocessors van Respond is het voortaan mogelijk op basis van digitaal beschikbare boorgegevens en gegevens van de chemische samenstelling van het grondwater met relatief weinig arbeid een gedetailleerde kartering van de ondergrond uit te voeren, inclusief uit de gegevens afgeleide 'secundaire' grootheden als CEC en redoxmilieu. De resultaten stemmen goed overeen met een studie van de reactiviteit van de ondergrond die in de omgeving van Heumensoord door TNO is uitgevoerd. Het combineren van deze gegevens met de berekende stroombanen naar de winputten⁶ heeft in de onderhavige studie waardevolle informatie opgeleverd. Hoewel niet in alle gevallen een nauwkeurige en betrouwbare reconstructie van het waargenomen verloop in de ruwwaterconcentraties mogelijk was, is dat in veel gevallen wel gelukt. De resultaten van deze berekeningen m.b.t. tot de rol van de reactiviteit van de bodem en de belasting in de intrekgebieden van de verschillende putten stemmen overeen met wat op basis van ervaringskennis verwacht mag worden. De toepassing van een genetisch algoritme bij de calibratie van het chemische model levert een reproduceerbaar resultaat dat met relatief weinig arbeid, maar wel zo'n 20 uur computerrekening, kan worden gerealiseerd. De keuze van de calibratieintervallen per parameter is een onderdeel waar het opdoen van meer ervaring gewenst is. Toepassing van de methode op een aantal winningen die in verschillende geohydrochemische milieus gesitueerd is aan te bevelen om meer inzicht te verkrijgen in dit onderdeel. Het kwantificeren van de onzekerheid van de resultaten in relatie met de onzekerheden van de basisgegevens is een aanvulling op de functionaliteit die erg gewenst is. Dit laatste aspect is ook door medewerkers bij de waterbedrijven gesignaleerd.

8.2 Diffuse bronnen

De verschillen tussen waargenomen nitraatconcentraties van het ruwwater van de afzonderlijke winputten zijn consistent met de aard van het landgebruik in de intrekgebieden van de betreffende pompputten. De resultaten bevestigen de betrouwbaarheid van de hydrologische modellering en de berekende belastingniveau's. De berekeningen met Respond wijzen op zeer lage netto belasting vanuit de natuurgebieden, een voor enkele putten hoge netto stikstofbelasting van de landbouwgebieden in het westelijke en noordoostelijke deel van het intrekgebied van pompstation Heumensoord en een algemeen hoge belasting vanuit stedelijk gebied. Het oppervlak landbouwgebied in het intrekgebied van de winning is beperkt en daardoor is het effect op het totale ruwwater klein. In de vijf putten met de hoogste concentraties nitraat (gemiddelden van 60 - 120 mg/l in 2005) is echter een substantieel aandeel van de stikstof afkomstig van de landbouw. Verwacht mag worden dat deze concentraties gaan afnemen door de mestwetgeving. Stedelijk gebied levert

⁶ Zie deel 1: Risicoanalyse ruwwaterkwaliteit Pompstation Heumensoord, hydrologisch model

echter voor m.n. het noordelijk deel van het intrekgebied het grootste aandeel van de belasting. Deze belasting zou resulteren in een nitraatconcentratie in het ruwwater van 40 – 50 mg/l in 2005, wanneer het gehele intrekgebied uit stedelijk gebied zou bestaan. In hoeverre deze belasting in de toekomst zal gaan dalen hangt af van zowel de ontwikkeling van de atmosferische depositie van stikstof als van de conditie van de riolering. Vergelijking van berekende met gemeten waarden van het verloop van de nitraatconcentratie in het ruwwater van de afzonderlijke pompputten wijst er op dat de stikstofuitspoeling uit gebieden met de landgebruiksklassen 'bos' en 'bewoond gebied' een grote spreiding heeft, zowel wat de absolute hoeveelheid betreft als wat betreft het verloop in de tijd. Voor bos is zowel de invloed van de atmosferische depositie als de stikstofhuishouding onder bos van groot belang, en van beide aspecten is de wetenschappelijke kennis nog te beperkt voor het berekenen van accurate prognoses. Wat dat betreft is de uitspoeling in landbouwgebieden beter bekend, vooral omdat de atmosferische depositie daar een kleiner deel van de stikstofaanvoer uitmaakt. De prognose van de stikstofuitspoeling onder bos en bewoond gebied is door bovengenoemde redenen tamelijk onzeker.

8.3 Puntbronnen

In het algemeen zijn de risico's van puntbronnen voor de ruwwaterkwaliteit van pompstation Heumensoord relatief hoog door geringe afstanden tussen de pompputten en verdachte locaties, en een ondergrond die weinig organische stof en kleimineralen bevat en daardoor het transport van eventuele verontreinigingen slechts in beperkte mate reduceert. Doordat de omvang van de belasting ter plaatse van de puntbronnen niet goed bekend is kan het risico slechts in beperkte mate worden gekwantificeerd. In deze studie is de belasting ter plaatse van de puntbronnen op een forfaitaire 100% gesteld, en is slechts de invloed van de bodempassage (reistijd en reactiviteit) in combinatie met de chemische eigenschappen van de te verwachten stoffen verdisconteerd. Uit deze berekeningen blijkt dat VGK verontreinigingen ten noordwesten en ten zuidwesten van puttenveld Heumensoord I het meest riskant zijn. Het nader analyseren van de grondwaterkwaliteit benedenstrooms van deze locaties kan de risicoschatting nader preciseren.

8.4 Koude- warmteopslag

De risico's van koude-warmte opslag voor de winning Heumensoord zijn beperkt. Monitoring van het effect van koude-warmte opslag op de grondwaterkwaliteit is echter wel gewenst. Monitoring van het effect van de koude-warmte opslag op eventuele verspreiding van puntverontreinigingen is voor een beperkt aantal puntverontreinigingen gewenst.

9 Literatuur

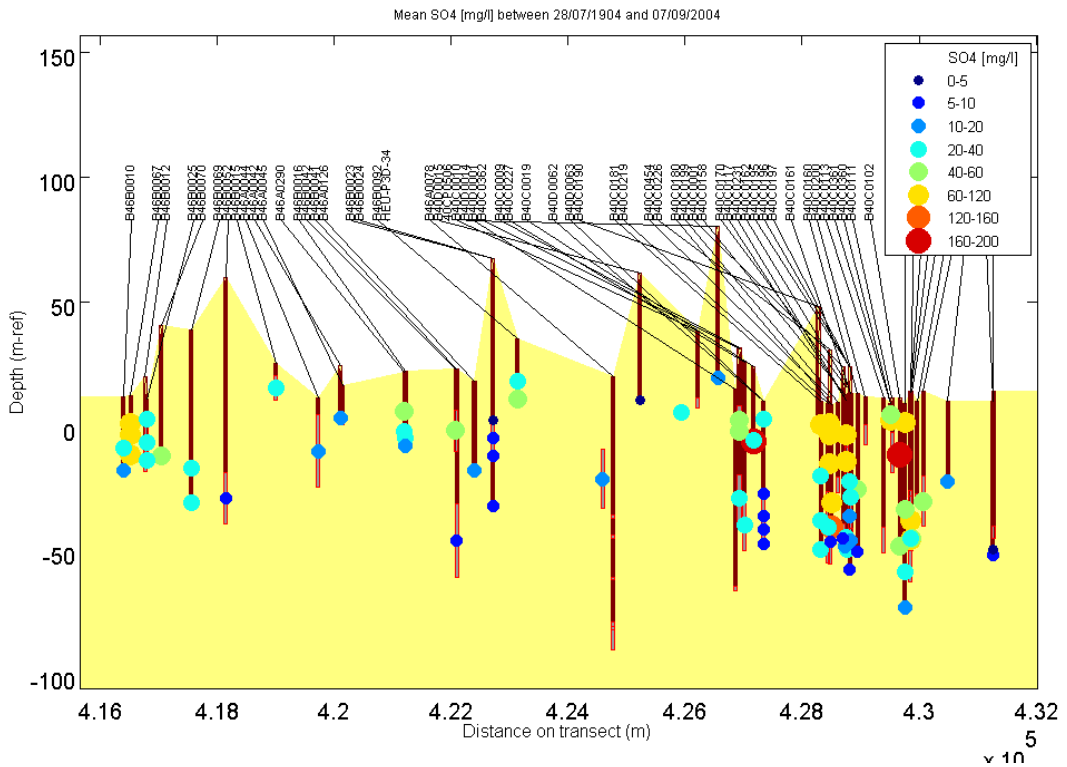
- Appelo, C.A.J. & D. Postma 1993. *Geochemistry, groundwater and pollution*. Balkema, 536p.
- Ball, J.W. & D.K. Nordstrom 1991. *User's manual for WATEQ4F, with revised thermodynamic data base and test cases for calculating speciation of major, trace and redox elements in natural waters*. US Geol. Surv., Open-File Report 91-183.
- 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.
- 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.
- Grift, B. van de, M. Bakker, R. Alagic, *intrekgebied winning Heumensoord, geologische, geochemische en hydrologische karakterisatie*, NITG-TNO, 2002
- 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, 2000, *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.
- 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.
- Kap A., G.A. van Deijl, F.A.M. Hettinga en M.H. Jalink, *Systeemanalyse Nijmegen en omgeving, fase 1 Inventarisatie van het systeem*, Kiwa Onderzoek en Advies, Nieuwegein, 1992
- Kap A., G.A. van Deijl en C. Vink, *Systeemanalyse Nijmegen en omgeving, fase 2 ijkings- en verificatieberekeningen*, Kiwa Onderzoek en Advies, Nieuwegein, 1992
- Kap A., G.A. van Deijl, C. Vink, F.A.M. Hettinga en M.H. Jalink, *Systeemanalyse Nijmegen en omgeving, fase 2 rapportage en berekeningsvarianten*, Kiwa Onderzoek en Advies, Nieuwegein, 1992
- 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.
- 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
- Laverman A., 2000. *Spatio-temporal variation in microbial nitrogen transformations in acid forest soil*. Thesis VU Amsterdam.
- 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
- Meijer, J.A., B.A.J. Meeuwissen en P.K. Baggelaar. 1990, Geohydrologisch Onderzoek Mookerheide. Kiwa SWO 90.209.
- Raat, K. 2005, An analysis of short term dynamics and parametric uncertainty in a forest nitrogen model. Thesis Amsterdam University.
- 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. Gedrag van milieugevaarlijke stoffen bij oeverinfiltratie en kunstmatige infiltratie; effecten van bodempassage gemeten langs stroombanen. Kiwa-Meded. 125, 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.
- Tietema. A., 1992, Nitrogen cycling and soil acidification in forest ecosystems in the Netherlands. Thesis Amsterdam University.
- 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. 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., 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; 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., 1996. Complex confining layers. 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.

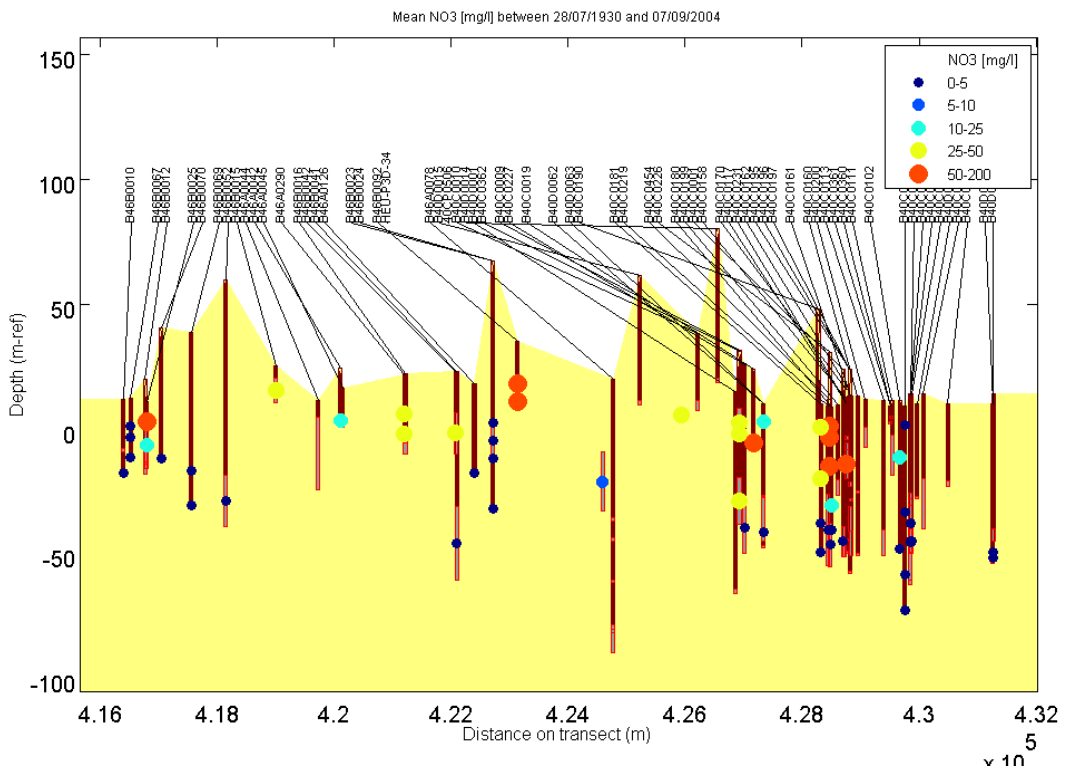
BIJLAGEN

I Profielen grondwaterkwaliteit

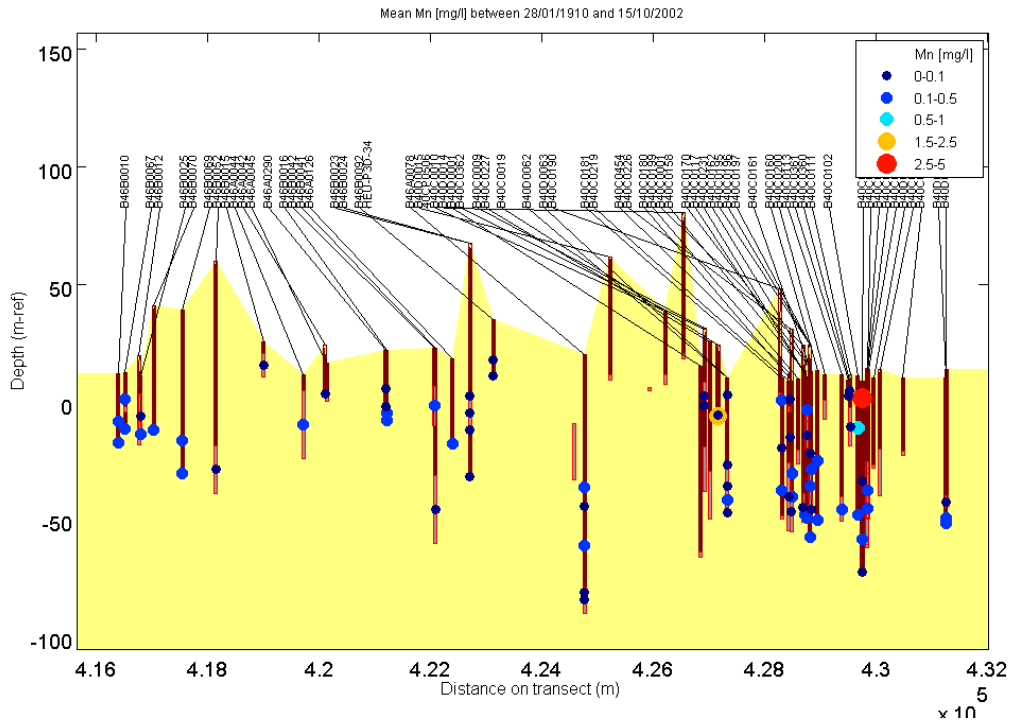
- Sulfaat (SO₄)



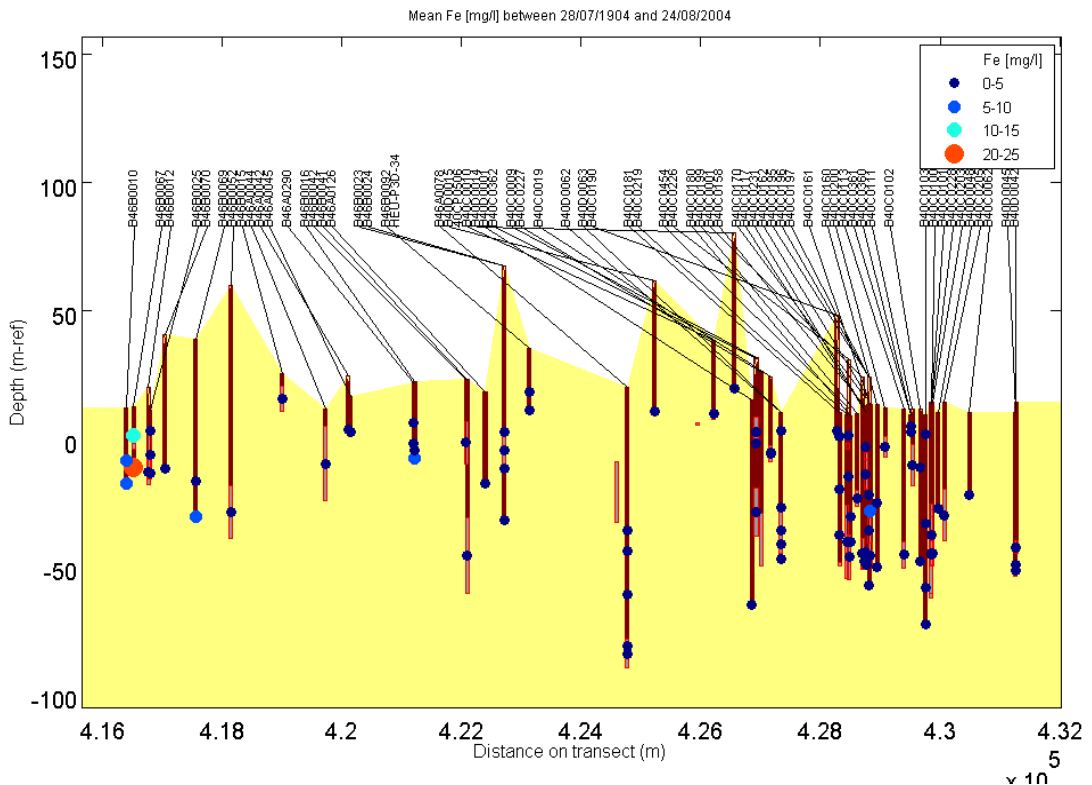
- Nitraat (NO₃)



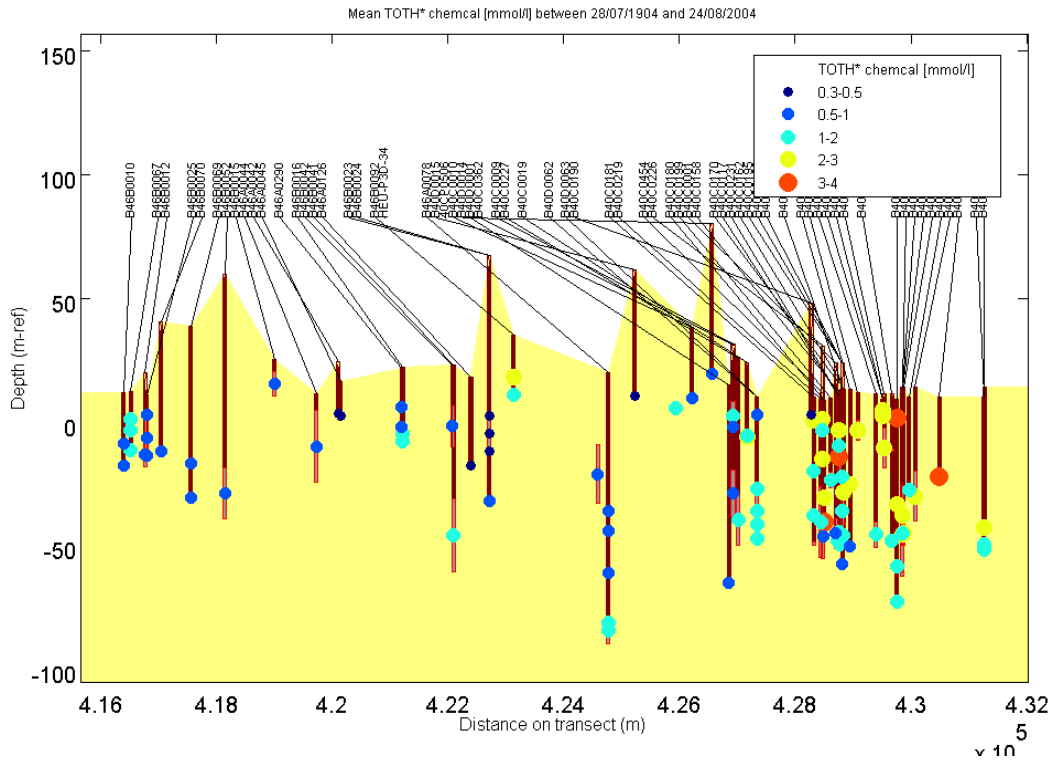
- **Mangaan (Mn)**



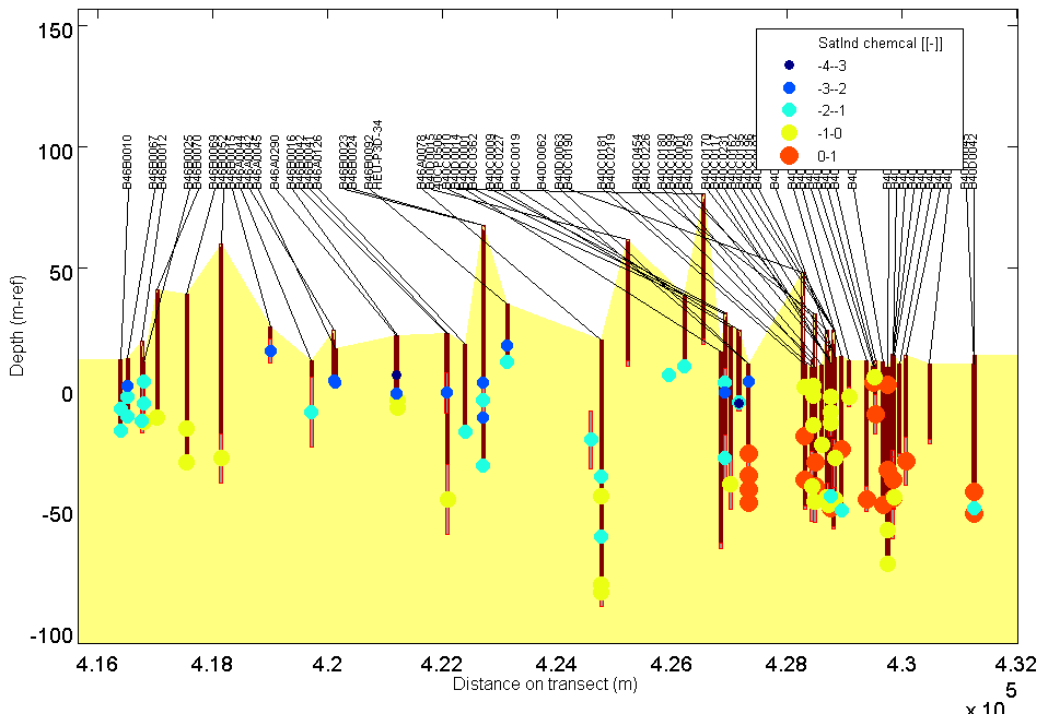
- **IJzer (Fe)**



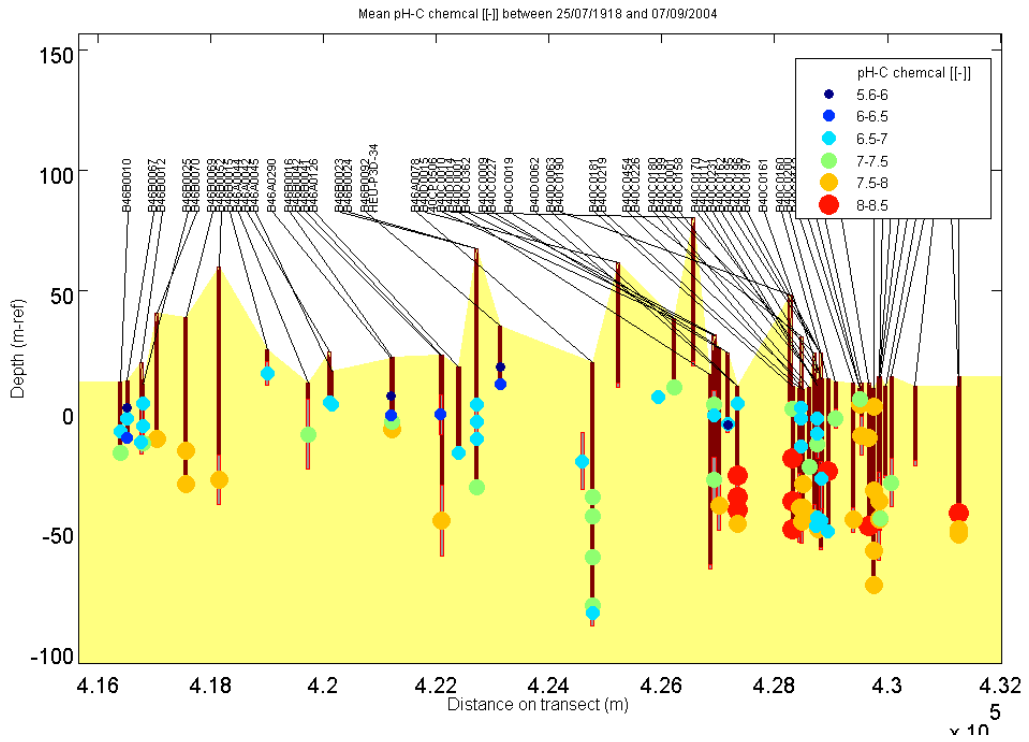
- **Totale hardheid**



• **Saturatie index Calciet**



Zuurgraad (pH)



II 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 (ijzereducerend)" 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 specificering 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

Verskil maken tussen oxisch en suboxisch is niet goed mogelijk.

III Landgebruik

Landgebruik per put per landgebruiksfunctie (Heumensoord I)

Putcode	water	heide	bos	akkerbouw, int hoog	akkerbouw, int laag	veeteelt intensief	veeteelt extensief	tuinbouw	camping	volkstuinten	wonen, hoge dichtheid,	wonen, lage dichtheid,	kantoren, onderwijs	plantsoenen en stadspark	sportvelden	industrie hoog niveau	industrie laag niveau	wegen	spoorlijn
HEU-P1A-11	0%	1%	12%	4%	0%	6%	0%	0%	0%	1%	48%	3%	9%	4%	5%	0%	1%	4%	1%
HEU-P1B-12	0%	0%	6%	5%	0%	6%	0%	0%	0%	1%	50%	0%	4%	3%	17%	0%	1%	5%	2%
HEU-P1C-13	0%	0%	5%	1%	0%	6%	0%	0%	0%	0%	26%	1%	15%	26%	15%	0%	0%	4%	1%
HEU-P1D-14	0%	0%	6%	1%	0%	7%	0%	0%	0%	0%	30%	1%	26%	13%	7%	0%	2%	6%	1%
HEU-P1E-15	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	41%	1%	37%	11%	2%	0%	0%	7%	0%
HEU-P1F-16	0%	1%	15%	1%	0%	45%	0%	0%	0%	0%	20%	0%	2%	7%	0%	0%	4%	3%	0%
HEU-P1G-17	0%	0%	7%	1%	0%	3%	0%	0%	0%	0%	73%	0%	3%	8%	2%	0%	1%	4%	0%
HEU-P2A-21	0%	1%	12%	4%	0%	6%	0%	0%	0%	1%	48%	3%	9%	4%	5%	0%	1%	4%	1%
HEU-P2B-22	0%	1%	19%	2%	0%	9%	0%	0%	0%	0%	34%	12%	5%	12%	4%	0%	0%	3%	0%
HEU-P2C-23	0%	0%	48%	1%	0%	8%	0%	0%	0%	0%	17%	10%	2%	6%	4%	0%	0%	4%	0%
HEU-P2D-24	0%	0%	31%	2%	2%	11%	0%	0%	1%	0%	33%	6%	3%	1%	6%	0%	1%	3%	0%
HEU-P2E-25	0%	0%	33%	5%	0%	5%	0%	0%	1%	0%	24%	2%	22%	0%	0%	0%	0%	6%	1%
HEU-P2F-26	0%	0%	48%	0%	0%	6%	0%	0%	0%	0%	3%	10%	20%	1%	0%	0%	0%	10%	2%
HEU-P2G-27	0%	2%	77%	0%	0%	7%	0%	0%	0%	0%	0%	2%	3%	0%	0%	0%	0%	8%	1%
HEU-P3A-31	0%	5%	84%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	1%	0%	1%	0%	0%	0%	0%	4%	4%
HEU-P3B-32	0%	14%	57%	0%	0%	1%	0%	0%	0%	0%	10%	1%	12%	1%	0%	0%	0%	4%	1%
HEU-P3C-33	0%	16%	58%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	1%	1%	17%	0%	0%	0%	0%	5%	1%
HEU-P3D-34	0%	14%	69%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	1%	11%	0%	0%	0%	0%	4%	2%
HEU-P3E-35	0%	9%	74%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	2%	10%	0%	0%	0%	0%	4%	1%
HEU-P3F-36	0%	4%	79%	0%	0%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	1%	7%	0%	0%	0%	0%	6%	2%

Putcode	water	heide	bos	akkerbouw, int hoog	akkerbouw, int laag	veeteelt intensief	veeteelt extensief	tuinbouw	camping	volkstuinen	wonen, hoge dichtheid,	wonen, lage dichtheid,	kantoren, onderwijs	plantsoenen en stadspark	sportvelden	industrie hoog niveau	industrie laag niveau	wegen	spoorlijn
HEU-P3G-37	0%	0%	86%	0%	0%	5%	0%	0%	0%	0%	0%	2%	0%	0%	0%	0%	0%	6%	1%
HEU-P4A-41	0%	7%	82%	0%	0%	2%	0%	0%	0%	0%	1%	0%	3%	0%	0%	0%	0%	4%	2%
HEU-P4B-42	0%	8%	90%	0%	0%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	1%	1%
HEU-P4C-43	0%	12%	85%	0%	0%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	1%	0%
HEU-P4D-44	0%	9%	25%	3%	0%	26%	0%	0%	0%	0%	0%	1%	0%	0%	18%	0%	4%	14%	0%
HEU-P4E-45	0%	8%	53%	2%	0%	16%	0%	0%	0%	0%	11%	0%	0%	0%	5%	0%	1%	3%	0%
HEU-P4F-46A	0%	6%	37%	1%	0%	24%	0%	0%	0%	0%	26%	0%	0%	4%	0%	0%	1%	1%	0%
HEU-P4G-47	0%	8%	30%	0%	0%	16%	0%	0%	0%	0%	36%	0%	0%	7%	0%	0%	1%	2%	0%

Landgebruik per put per landgebruiksfunctie (Heumensoord II)

Putcode	heide	bos	akkerbouw, int hoog	akkerbouw, int laag	veeteelt intensief	veeteelt extensief	camping	wonen, hoge dichtheid,	wonen, lage dichtheid,	kantoren, onderwijs	plantsoenen en stadspark	begraafplaats	sportvelden	industrie hoog niveau	industrie laag niveau	wegen	spoorlijn
HEU-P5A-51	31%	63%	0%	0%	0%	3%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	1%	1%
HEU-P5B-52	13%	79%	0%	0%	0%	2%	0%	0%	0%	0%	2%	0%	0%	0%	0%	1%	2%
HEU-P5C-53	18%	61%	0%	0%	0%	17%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	2%	2%
HEU-P5D-54	10%	76%	0%	0%	0%	7%	0%	0%	1%	0%	3%	0%	0%	0%	0%	2%	1%
HEU-P5E-55	15%	46%	0%	0%	0%	27%	5%	0%	0%	0%	1%	0%	0%	0%	0%	2%	2%
HEU-P5F-56	14%	70%	0%	0%	0%	5%	3%	0%	1%	0%	3%	0%	0%	0%	0%	3%	3%

Putcode	heide	bos	akkerbouw, int hoog	akkerbouw, int laag	veeteelt intensief	veeteelt extensief	camping	wonen, hoge dichtheid,	wonen, lage dichtheid,	kantoren, onderwijs	plantsoenen en stadspark	begraafplaats	sportvelden	industrie hoog niveau	industrie laag niveau	wegen	spoorlijn
HEU-P5G-57	15%	37%	0%	0%	0%	35%	7%	0%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	3%	2%
HEU-P6A-61	0%	88%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	8%	3%
HEU-P6B-62	0%	87%	0%	0%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	8%	4%
HEU-P6C-63	2%	82%	0%	0%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	1%	0%	0%	0%	0%	9%	4%
HEU-P6D-64	5%	74%	0%	0%	1%	0%	0%	1%	1%	0%	5%	0%	3%	0%	0%	6%	4%
HEU-P6E-65	18%	66%	0%	0%	0%	0%	0%	1%	0%	0%	0%	0%	4%	0%	0%	6%	5%
HEU-P6F-66	22%	64%	0%	0%	0%	1%	0%	5%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	4%	5%
HEU-P6G-67	8%	67%	0%	0%	0%	13%	0%	3%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	5%	4%

Oppervlakteaandeel landgebruiksklasse per put (Heumensoord I)

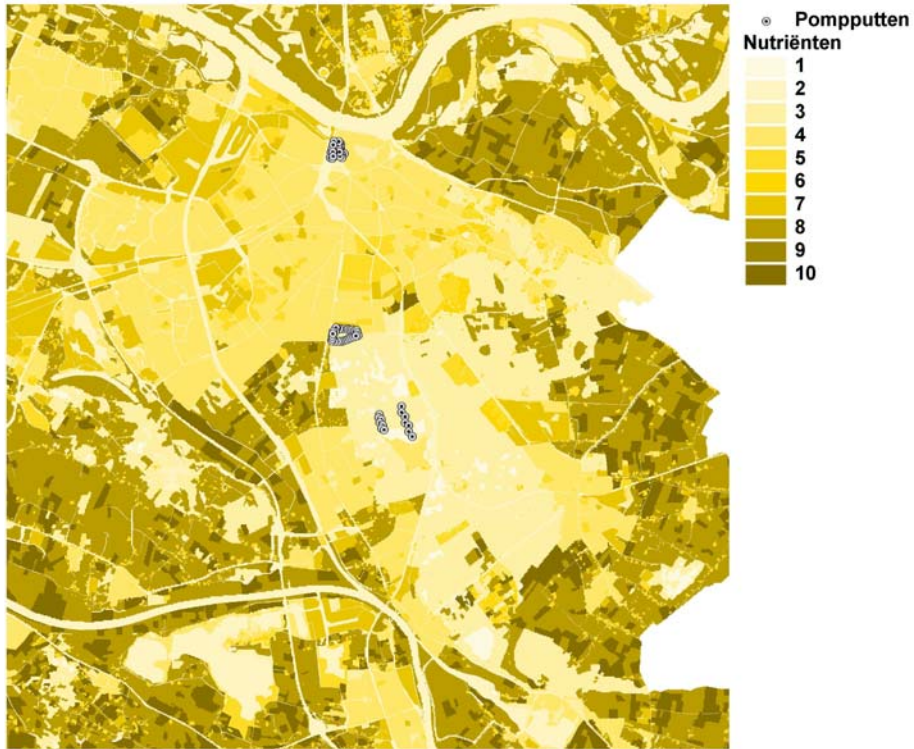
Putcode	natuur	landbouw	stedelijk	infrastructuur	recreatie
HEU-P1A-11	13%	11%	61%	4%	9%
HEU-P1B-12	6%	12%	56%	6%	20%
HEU-P1C-13	5%	7%	42%	5%	40%
HEU-P1D-14	6%	8%	59%	6%	20%
HEU-P1E-15	0%	0%	79%	7%	13%
HEU-P1F-16	16%	47%	27%	3%	7%
HEU-P1G-17	7%	4%	76%	4%	10%
HEU-P2A-21	13%	11%	61%	4%	9%
HEU-P2B-22	19%	11%	50%	3%	16%
HEU-P2C-23	48%	10%	28%	4%	10%
HEU-P2D-24	32%	15%	42%	3%	7%
HEU-P2E-25	33%	10%	48%	7%	2%
HEU-P2F-26	48%	6%	33%	12%	1%
HEU-P2G-27	79%	7%	6%	8%	0%
HEU-P3A-31	89%	0%	2%	8%	0%
HEU-P3B-32	71%	1%	22%	5%	1%
HEU-P3C-33	74%	0%	19%	6%	0%
HEU-P3D-34	82%	0%	12%	5%	0%
HEU-P3E-35	83%	0%	12%	6%	0%
HEU-P3F-36	83%	1%	9%	8%	0%
HEU-P3G-37	86%	5%	2%	7%	0%
HEU-P4A-41	89%	2%	4%	6%	0%
HEU-P4B-42	97%	1%	0%	2%	0%
HEU-P4C-43	97%	1%	0%	1%	0%
HEU-P4D-44	34%	29%	5%	14%	18%
HEU-P4E-45	62%	18%	13%	3%	5%
HEU-P4F-46A	43%	24%	28%	1%	4%
HEU-P4G-47	38%	16%	37%	2%	7%

Landgebruik per put per landgebruiksklasse (Heumensoord II)

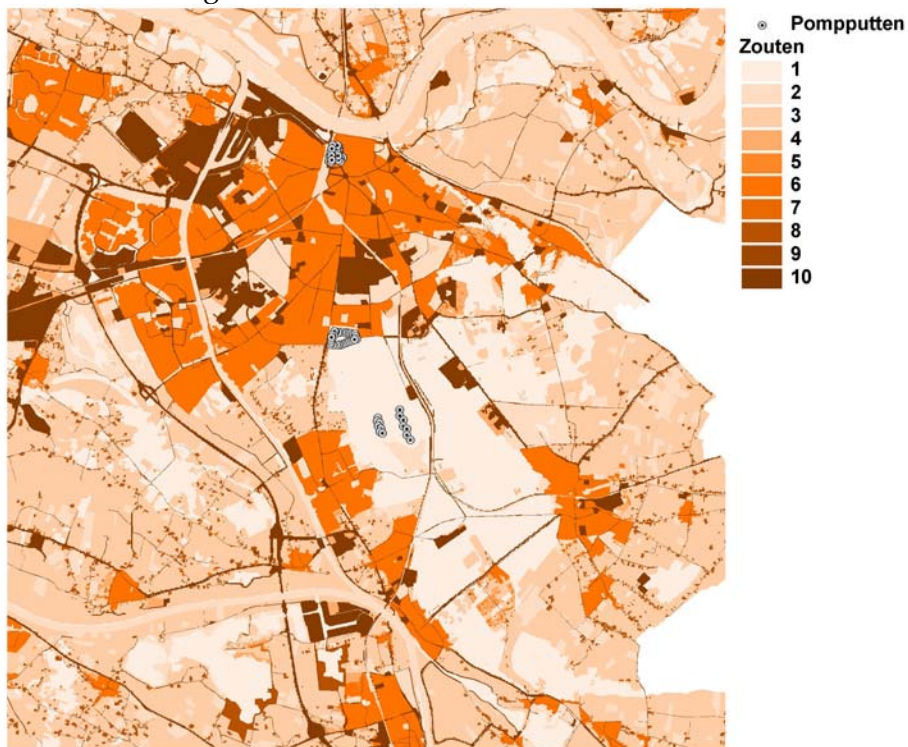
Putcode	natuur	landbouw	stedelijk	infrastructuur	recreatie
HEU-P5A-51	95%	3%	0%	2%	0%
HEU-P5B-52	92%	2%	0%	3%	2%
HEU-P5C-53	79%	17%	0%	4%	0%
HEU-P5D-54	86%	7%	1%	3%	3%
HEU-P5E-55	62%	27%	0%	5%	6%
HEU-P5F-56	84%	5%	1%	6%	5%
HEU-P5G-57	52%	35%	1%	5%	7%
HEU-P6A-61	88%	0%	1%	11%	0%
HEU-P6B-62	87%	1%	0%	12%	0%
HEU-P6C-63	85%	1%	1%	13%	1%
HEU-P6D-64	79%	1%	2%	9%	9%
HEU-P6E-65	84%	0%	1%	11%	4%
HEU-P6F-66	86%	1%	5%	9%	0%
HEU-P6G-67	75%	13%	3%	9%	0%

IV REFLECT belastingscores

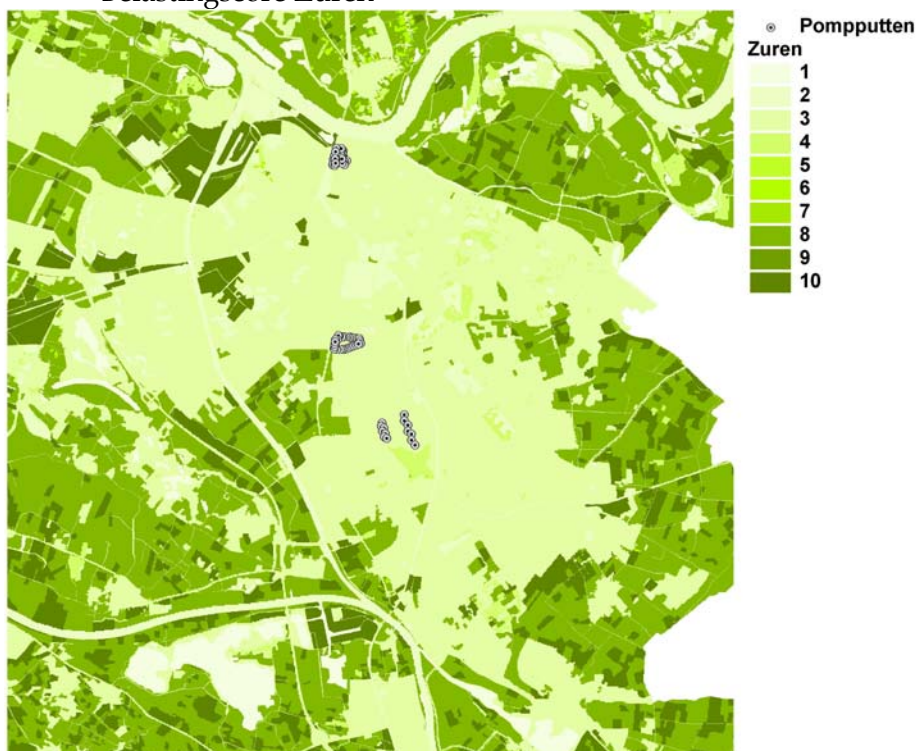
- Belastingscore Nutriënten



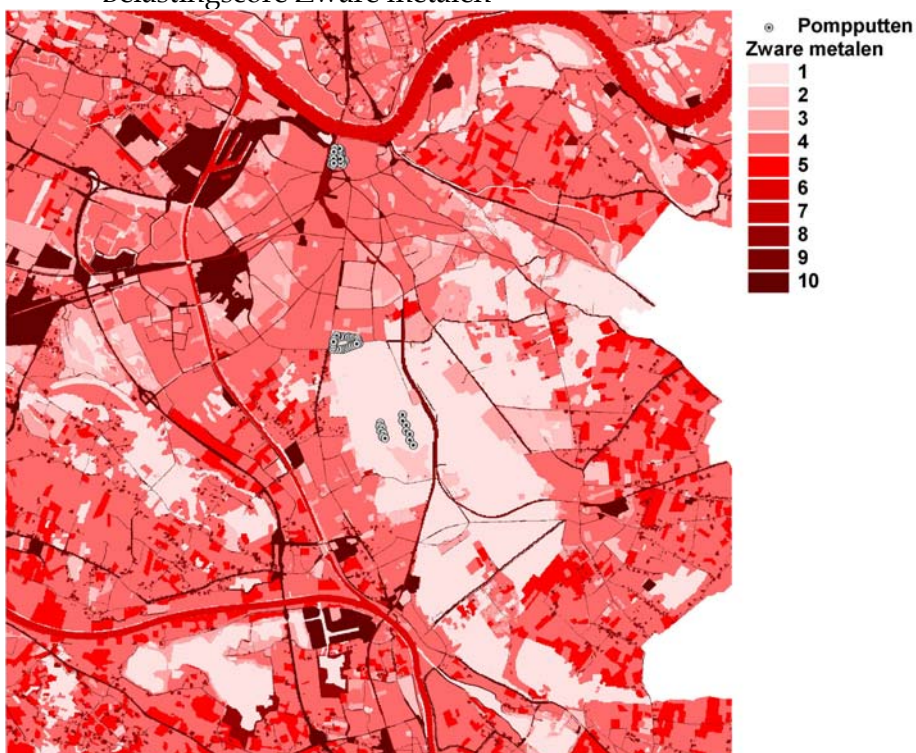
- Belastingscore Zouten



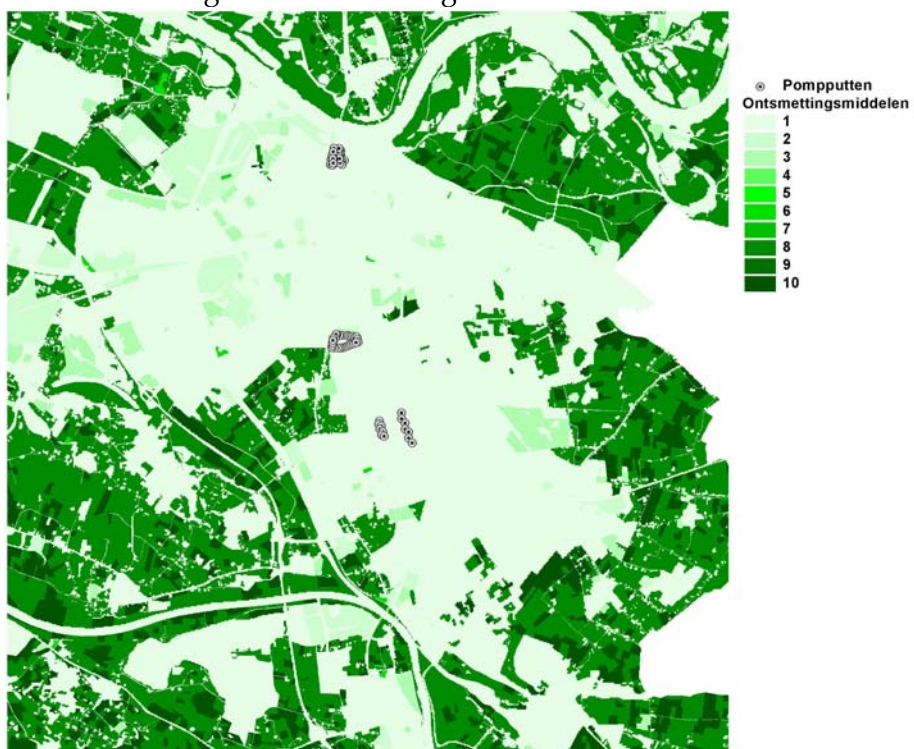
- Belastingsscore Zuren



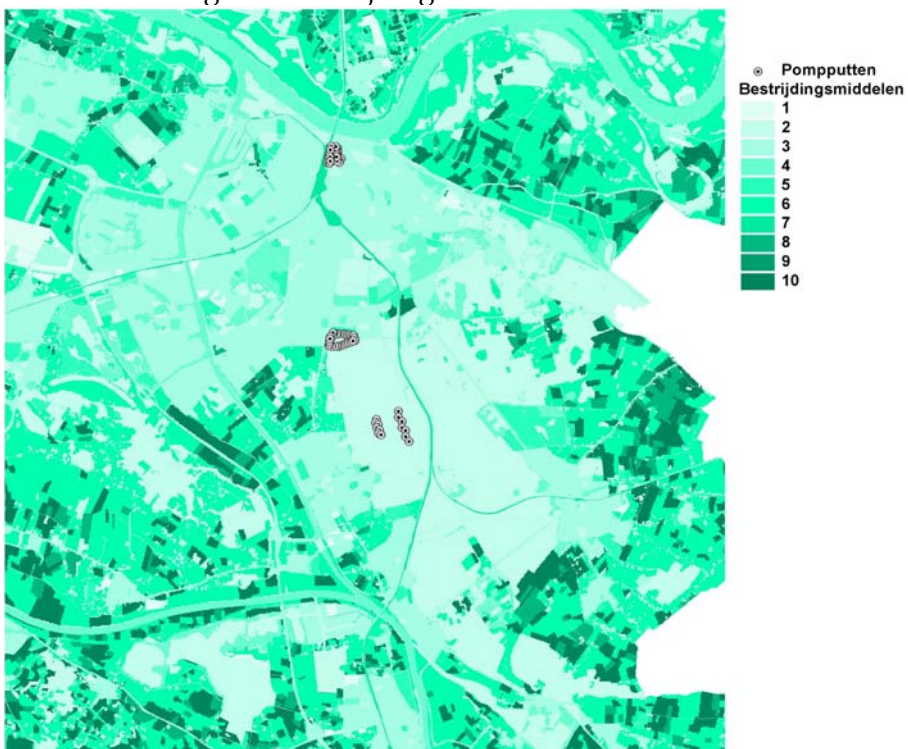
- Belastingsscore Zware metalen



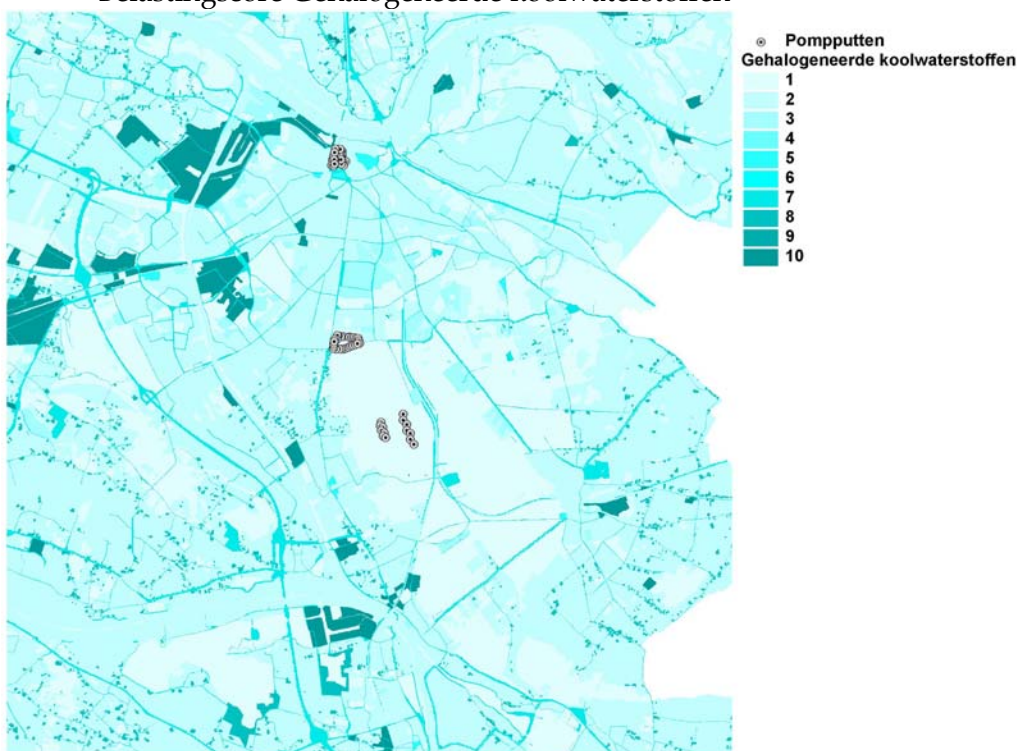
- Belastingsscore Ontsmettingsmiddelen



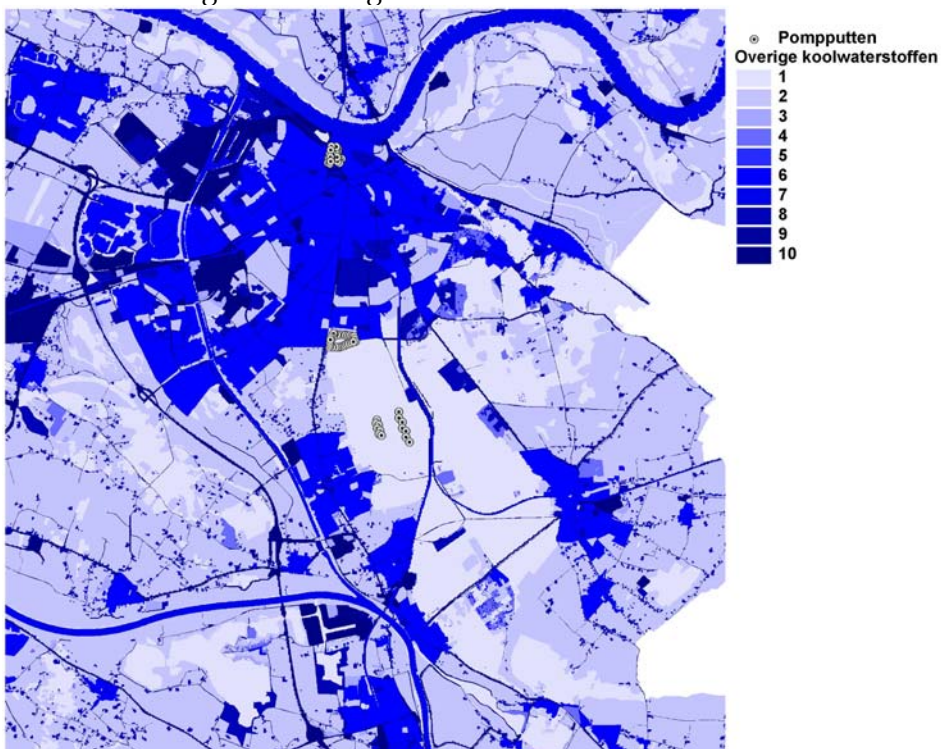
- Belastingsscore Bestrijdingsmiddelen



- Belastingsscore Gehalogeneerde koolwaterstoffen



- Belastingsscore Overige koolwaterstoffen



- Belastingsscore Vluchtige aromaten



REFLECT-belastingscore per put

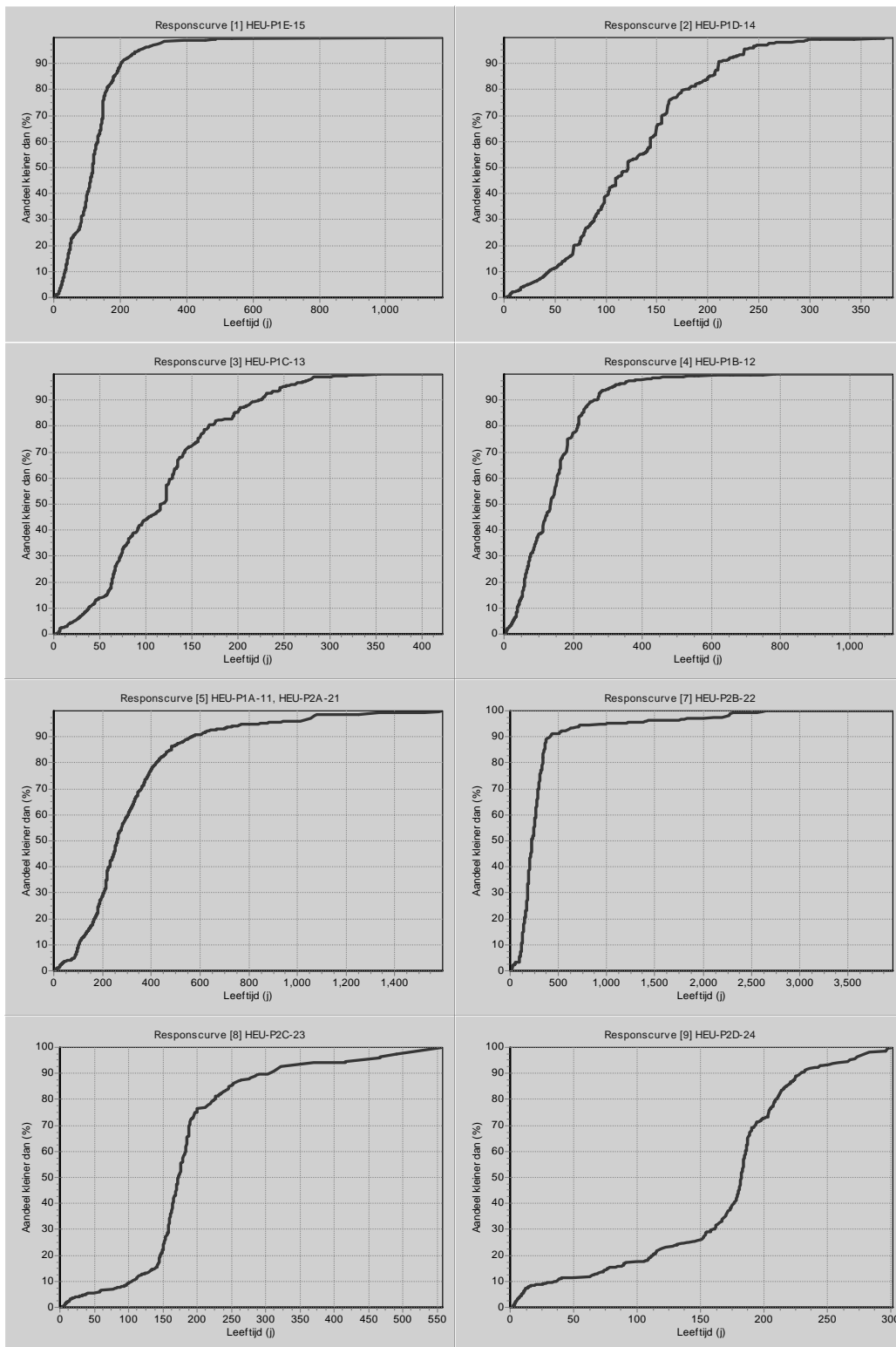
Onttrekkingsputten Heumensoord I

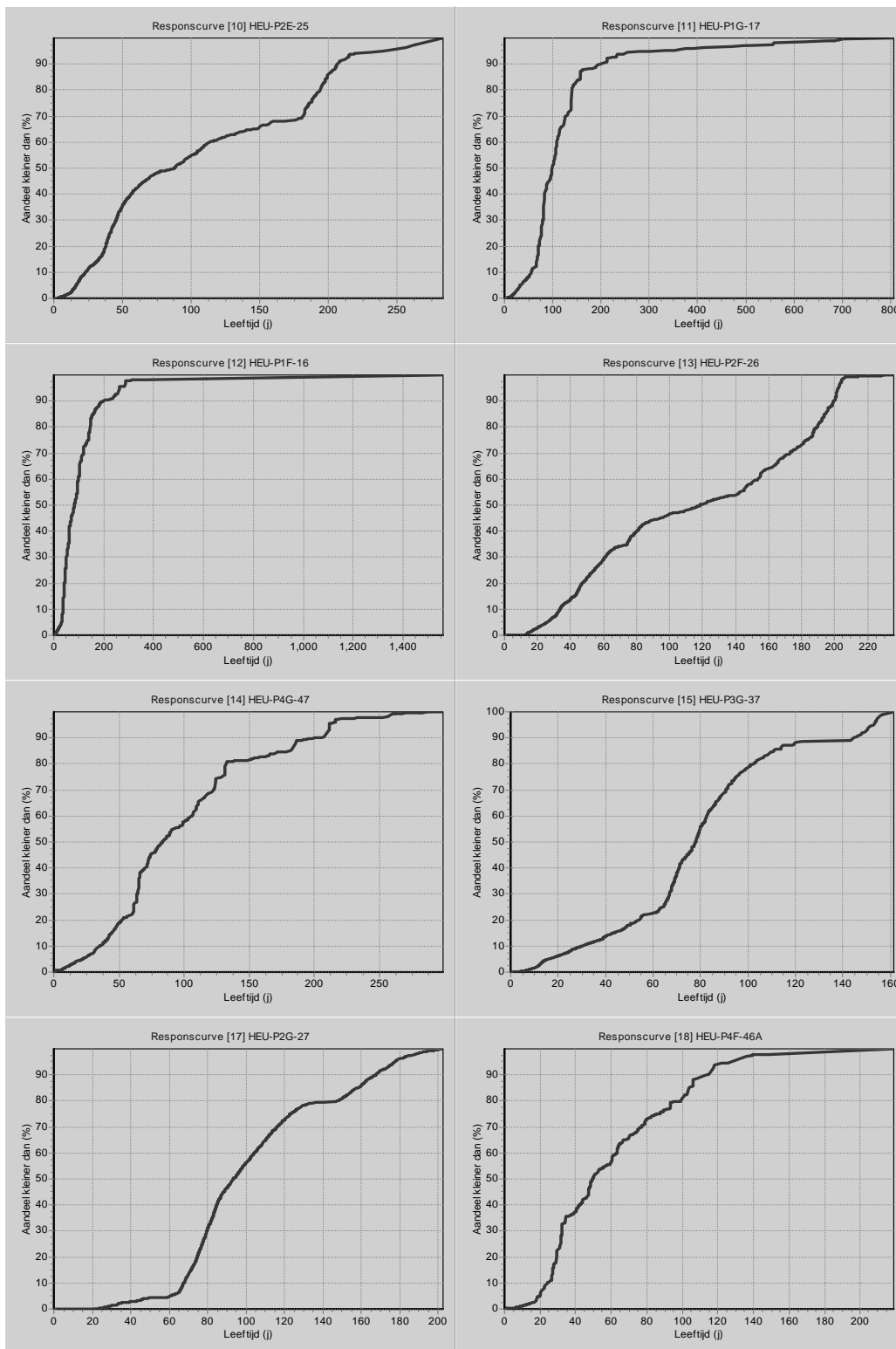
PUTCODE	NUTRIENTEN	ZOUTEN	ZUREN	ZW_METAAL	ONTSMET_MD	BESTRIJD_M	HALOG_KWS	OVER_KWS	VL_AROMAAT
HEU-P1A-11	5	5	4	4	2	3	2	5	5
HEU-P1B-12	5	5	4	4	2	4	2	5	5
HEU-P1C-13	5	5	3	3	2	4	2	4	4
HEU-P1D-14	5	6	3	4	2	3	2	5	5
HEU-P1E-15	4	7	3	4	1	3	3	6	6
HEU-P1F-16	6	4	6	4	4	4	2	3	4
HEU-P1G-17	4	5	3	4	1	3	2	5	7
HEU-P2A-21	5	5	4	4	2	3	2	5	5
HEU-P2B-22	5	4	4	3	2	4	2	4	5
HEU-P2C-23	4	3	4	3	2	3	2	3	3
HEU-P2D-24	5	4	4	3	2	3	2	4	4
HEU-P2E-25	4	5	3	3	2	3	2	5	4
HEU-P2F-26	4	4	3	3	1	3	2	4	3
HEU-P2G-27	3	2	3	2	1	2	2	2	2
HEU-P3A-31	3	2	3	2	1	2	1	2	2
HEU-P3B-32	3	3	3	2	1	2	2	3	3
HEU-P3C-33	3	3	3	2	1	2	2	3	2
HEU-P3D-34	3	2	3	2	1	2	1	2	2
HEU-P3E-35	3	2	3	2	1	2	1	2	2
HEU-P3F-36	3	2	3	2	1	2	2	2	2
HEU-P3G-37	3	2	3	2	1	2	1	2	2
HEU-P4A-41	3	2	3	2	1	2	1	2	2
HEU-P4B-42	3	1	3	1	1	2	1	1	1
HEU-P4C-43	3	1	3	1	1	2	1	1	1
HEU-P4D-44	5	3	5	4	3	4	2	3	3
HEU-P4E-45	4	2	4	2	2	3	2	2	2
HEU-P4F-46A	4	3	4	3	3	3	2	3	3
HEU-P4G-47	4	3	4	3	2	3	2	3	4

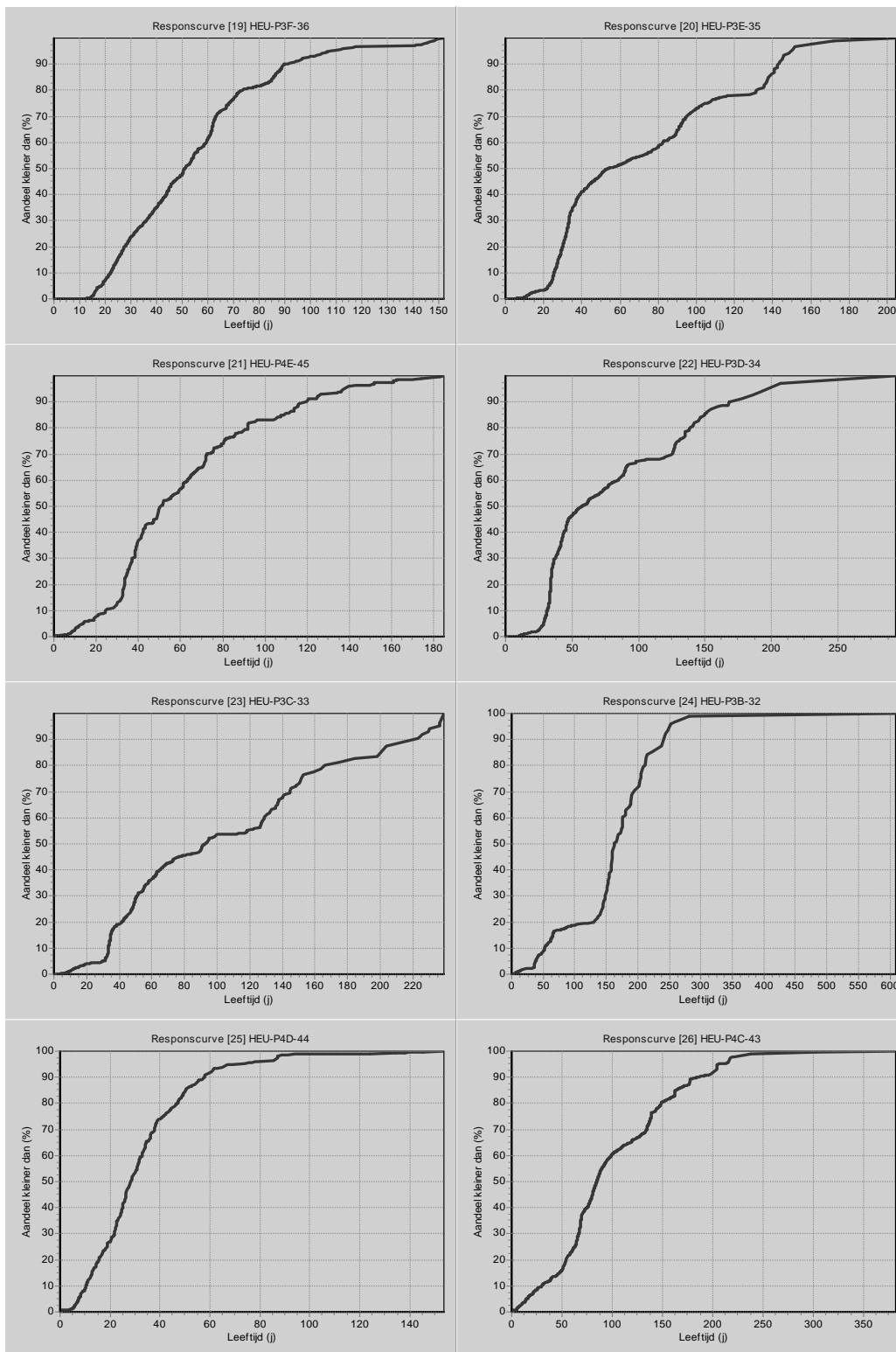
Onttrekkingsputten Heumensoord II

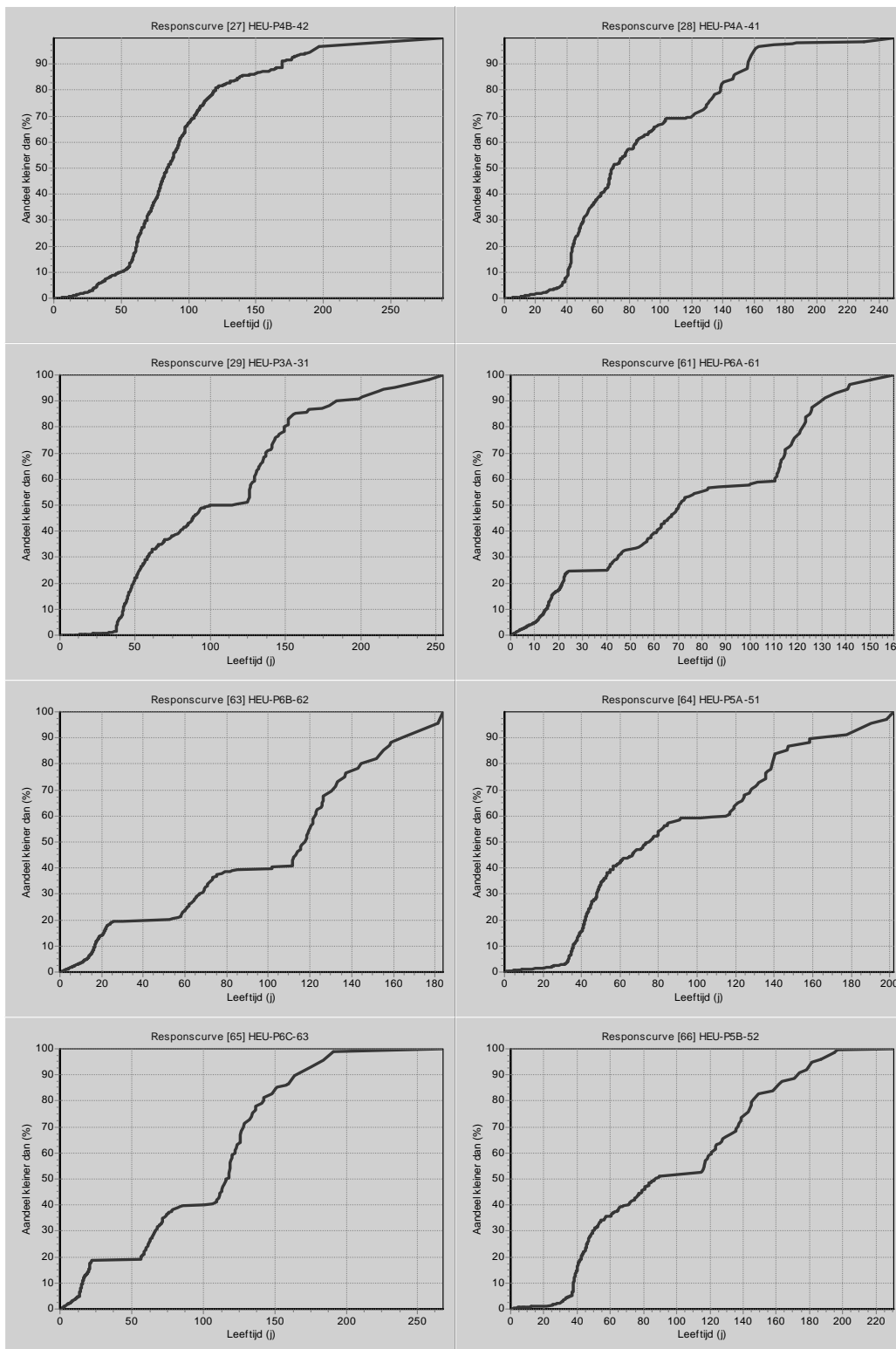
PUTCODE	NUTRIENTEN	ZOUTEN	ZUREN	ZW_METAAL	ONTSMET_MD	BESTRIJD_M	HALOG_KWS	OVER_KWS	VL_AROMAAT
HEU-P5A-51	2	1	3	1	1	2	1	1	1
HEU-P5B-52	2	1	3	1	1	2	1	1	1
HEU-P5C-53	3	2	4	2	2	3	2	2	2
HEU-P5D-54	2	2	3	2	2	2	1	2	2
HEU-P5E-55	3	2	4	2	3	3	2	2	2
HEU-P5F-56	2	2	3	2	1	2	2	2	2
HEU-P5G-57	4	2	5	3	3	3	2	2	2
HEU-P6A-61	2	2	4	2	1	2	2	2	2
HEU-P6B-62	2	2	4	2	1	2	2	2	2
HEU-P6C-63	2	2	4	2	1	2	2	2	2
HEU-P6D-64	2	2	4	2	1	2	2	2	2
HEU-P6E-65	2	2	3	2	1	2	2	2	2
HEU-P6F-66	2	2	3	2	2	2	2	2	2
HEU-P6G-67	3	2	4	2	2	3	2	2	2

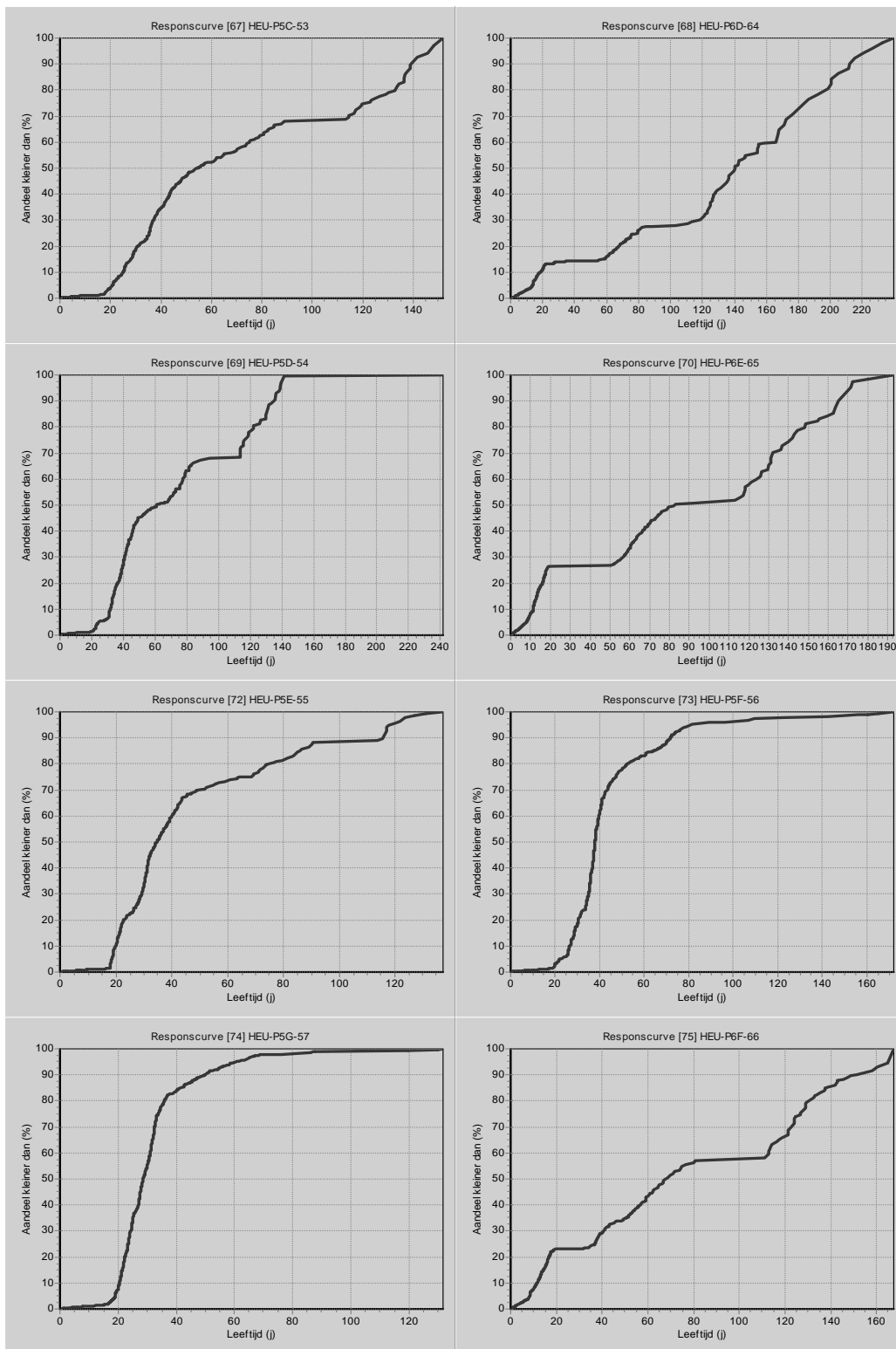
V Responscurven

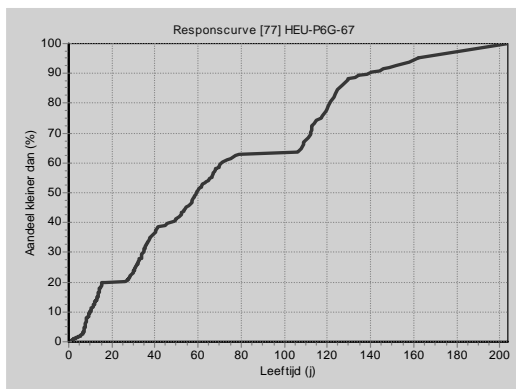






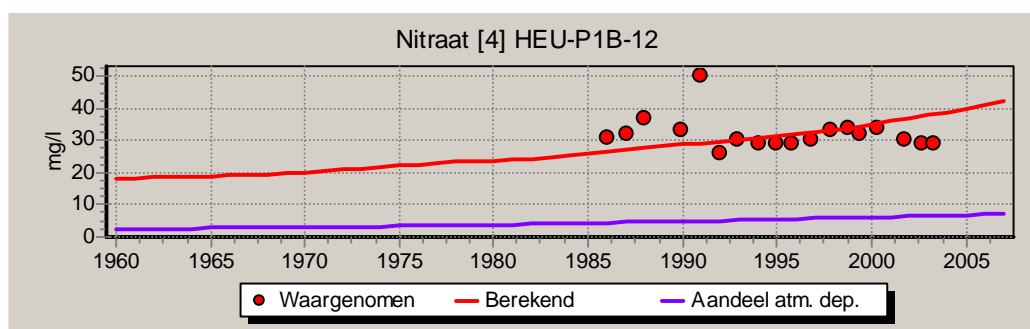
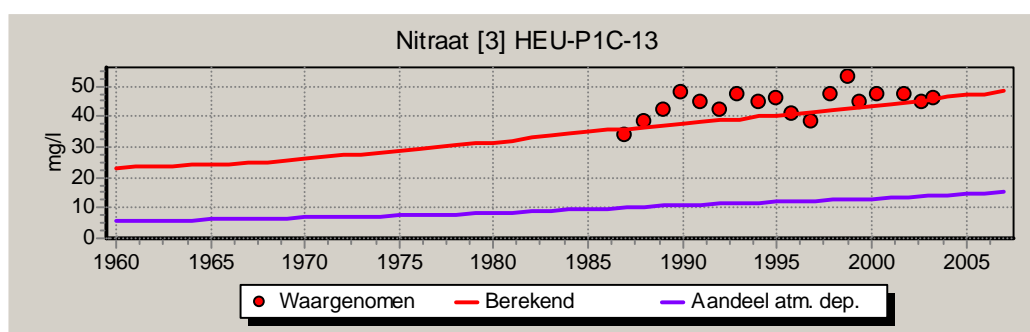
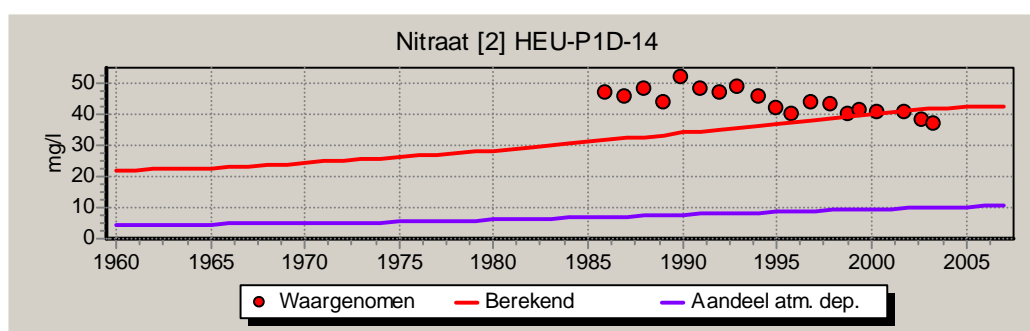
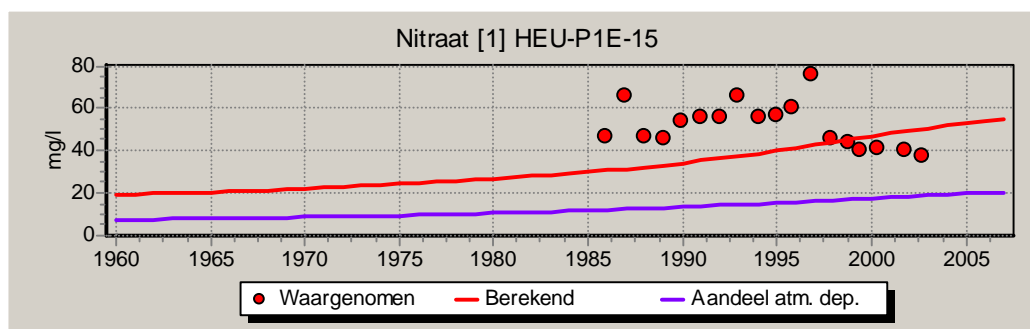


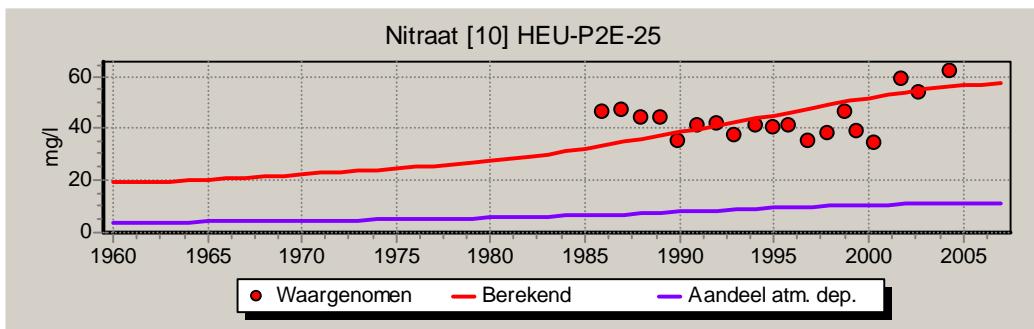
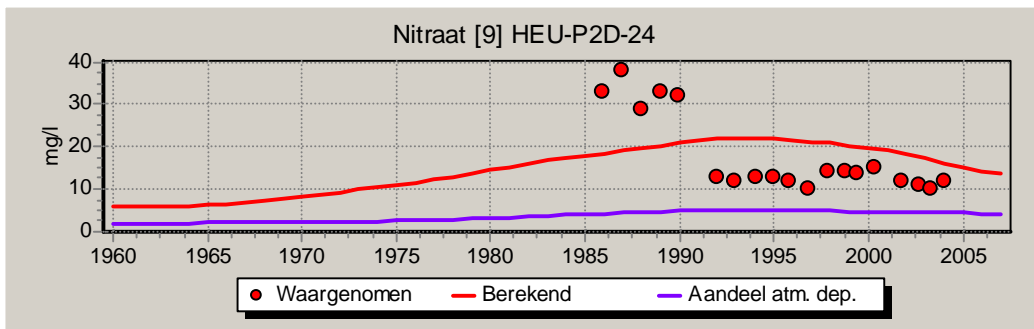
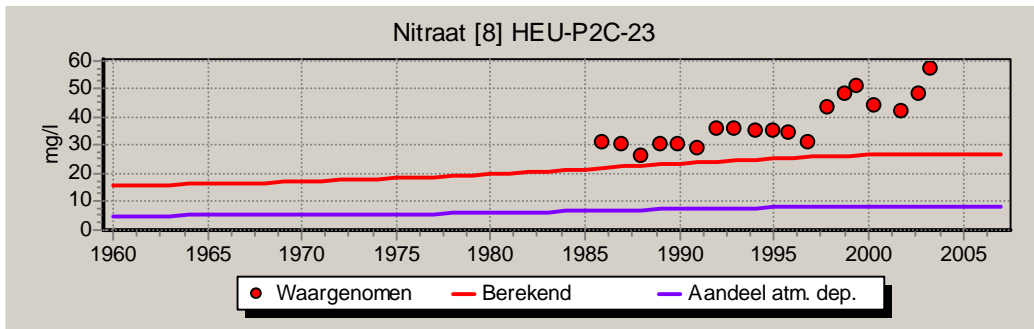
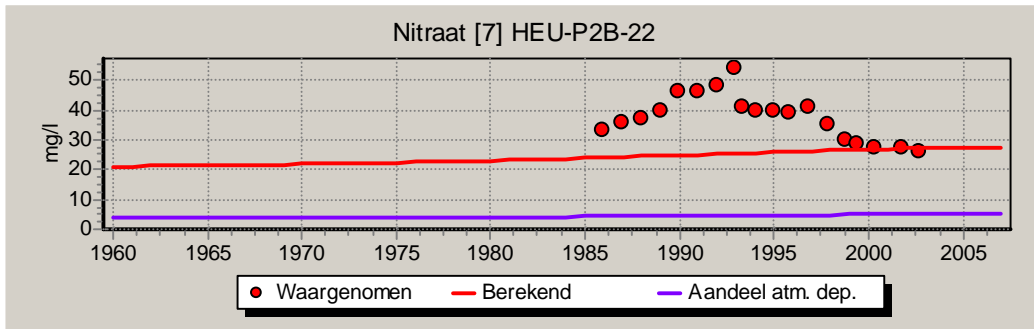
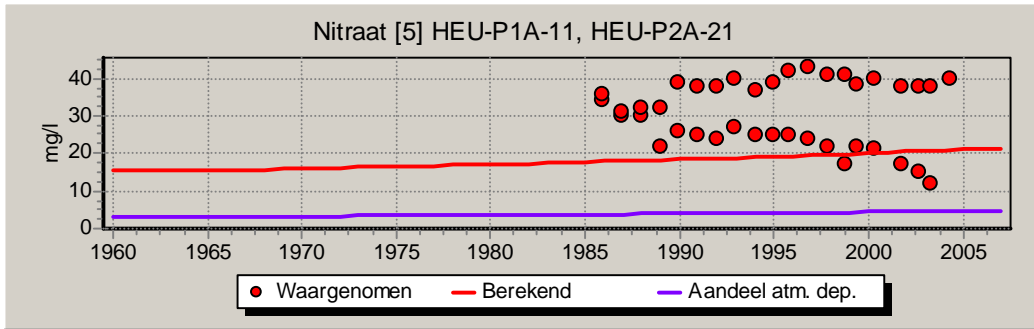


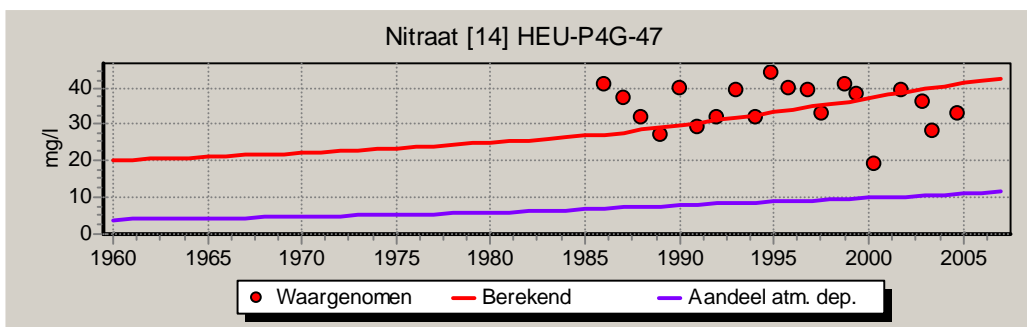
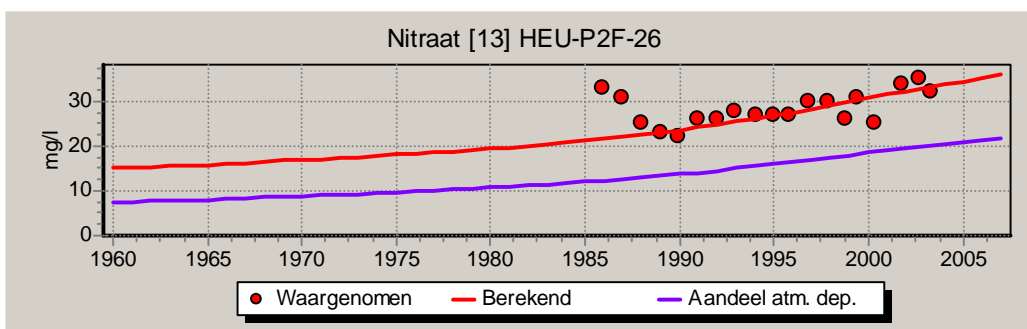
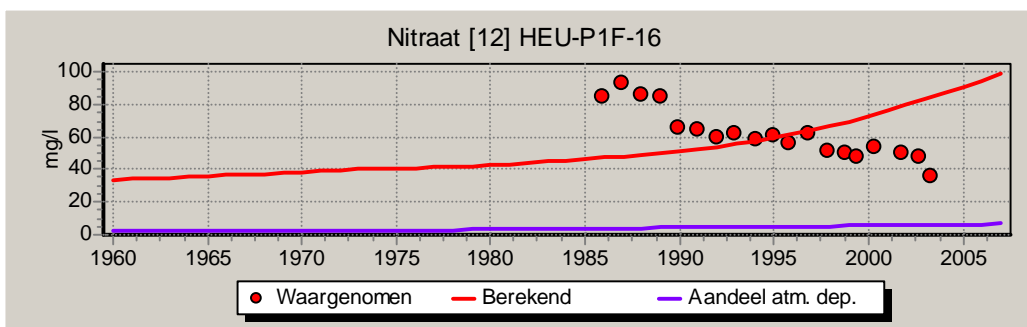
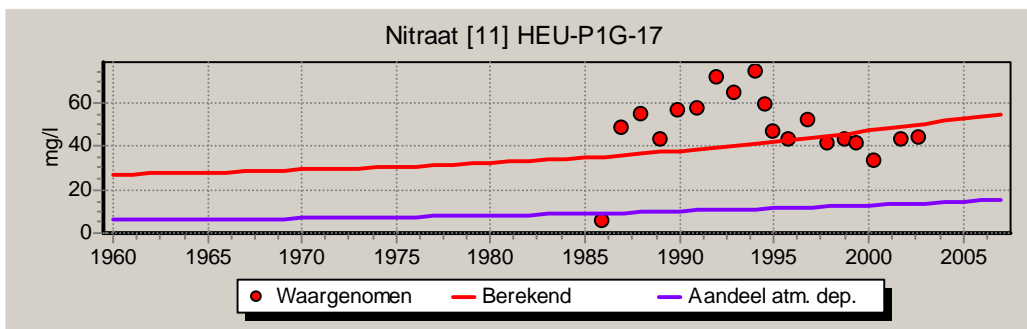


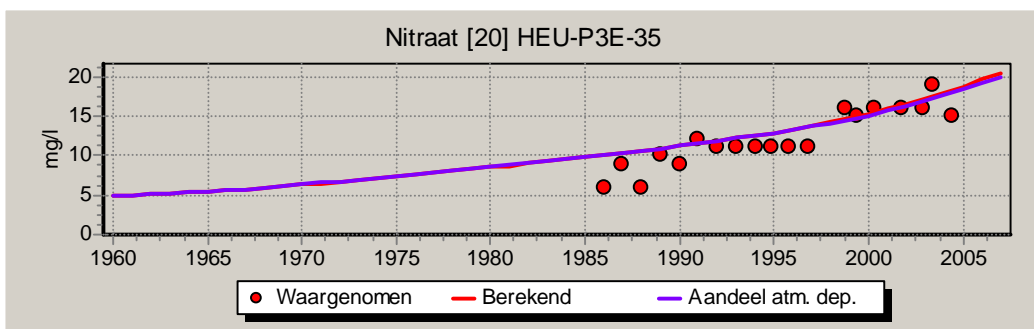
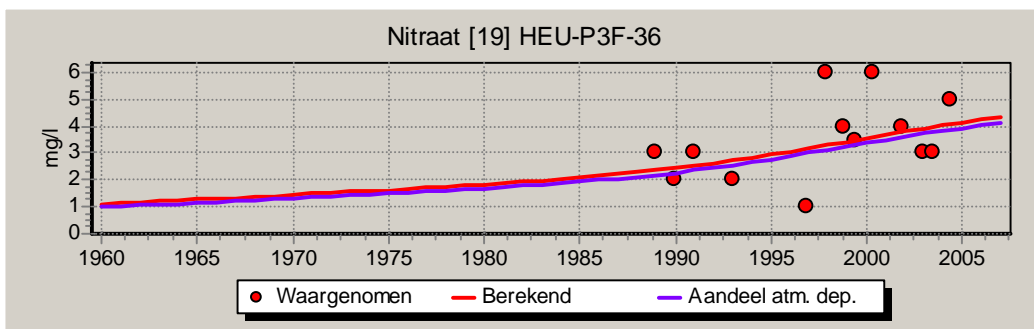
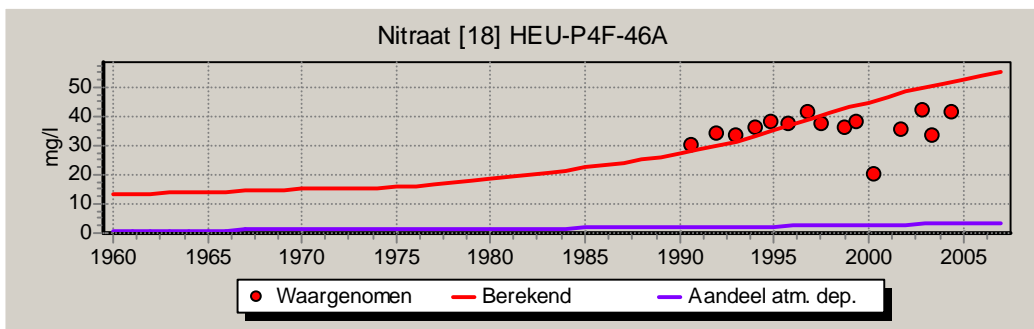
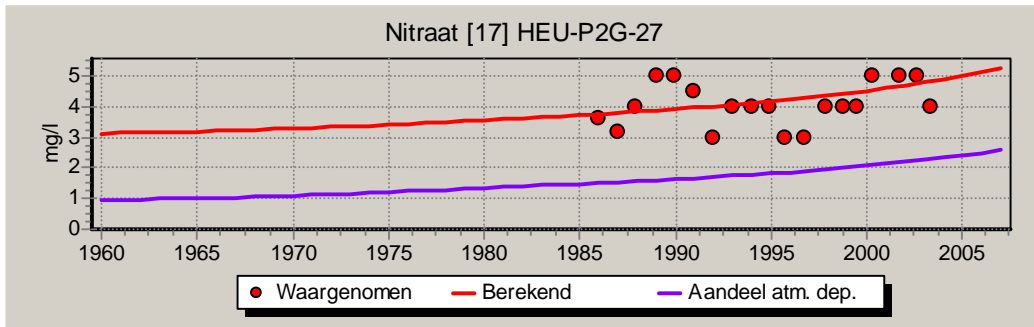
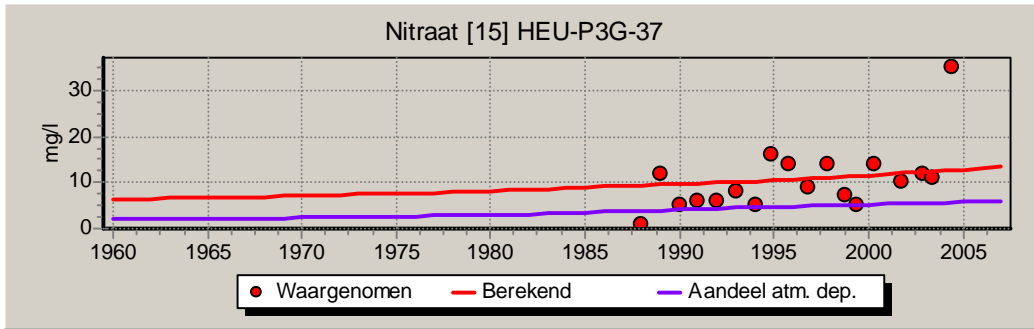
VI Berekende en waargenomen concentraties nitraat, sulfaat en hardheid per pompput

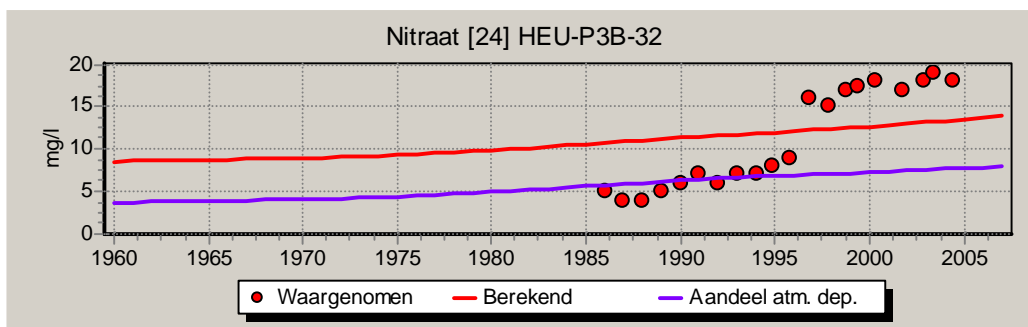
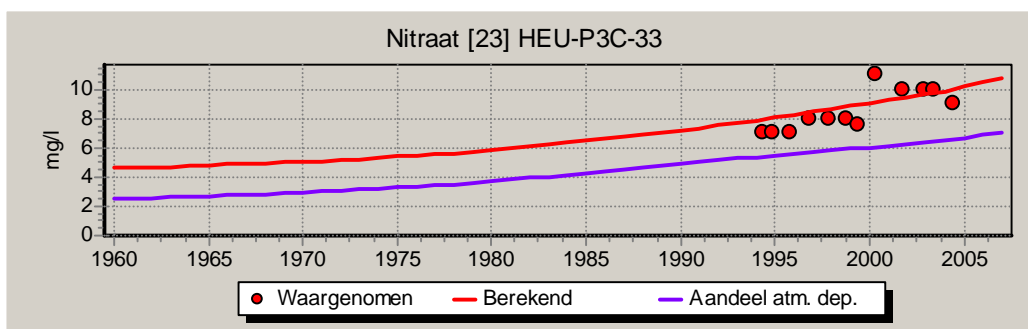
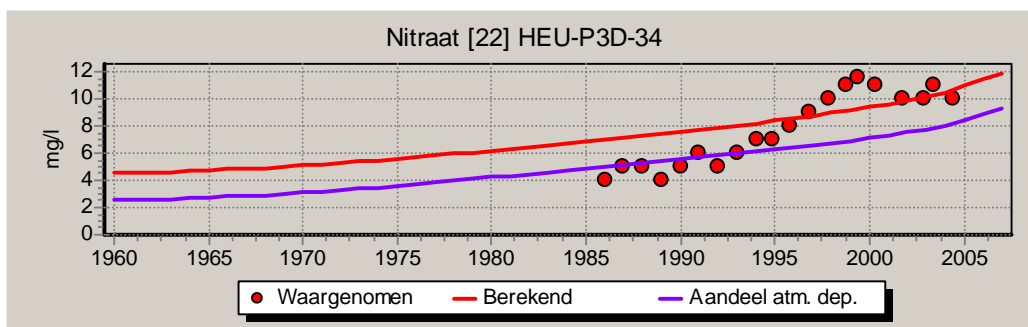
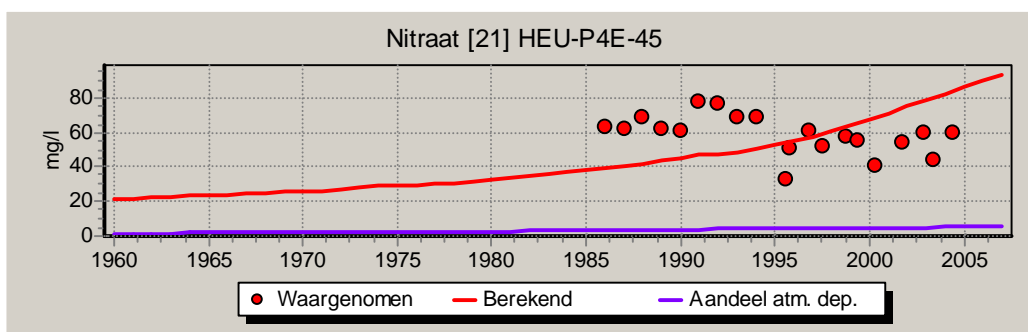
Nitraat

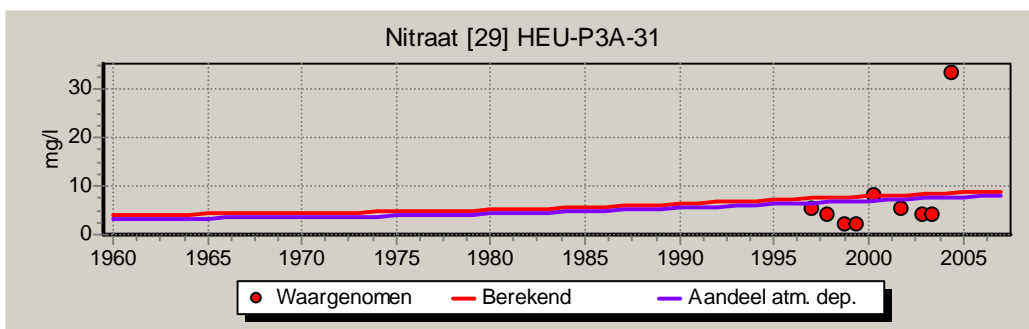
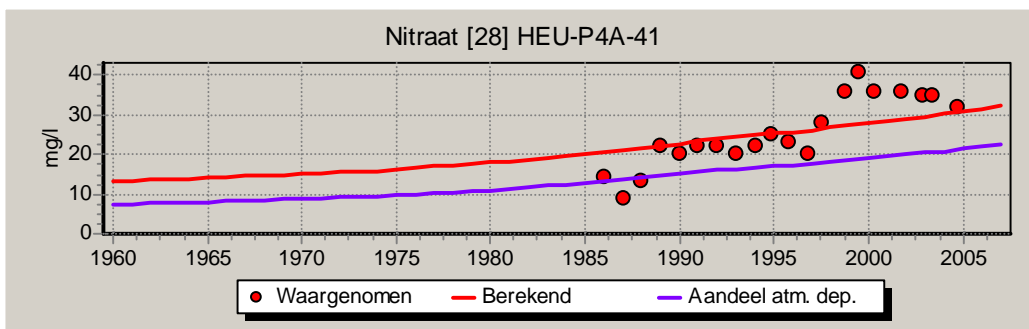
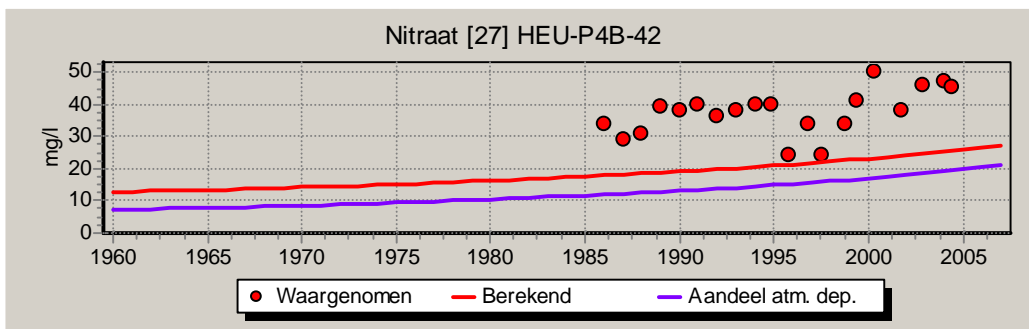
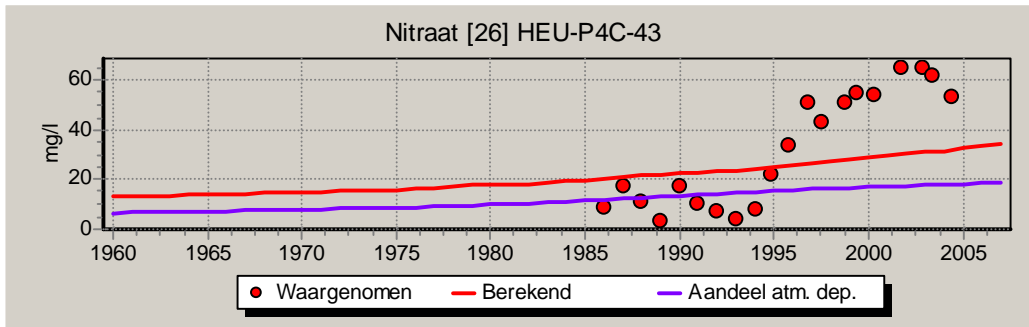
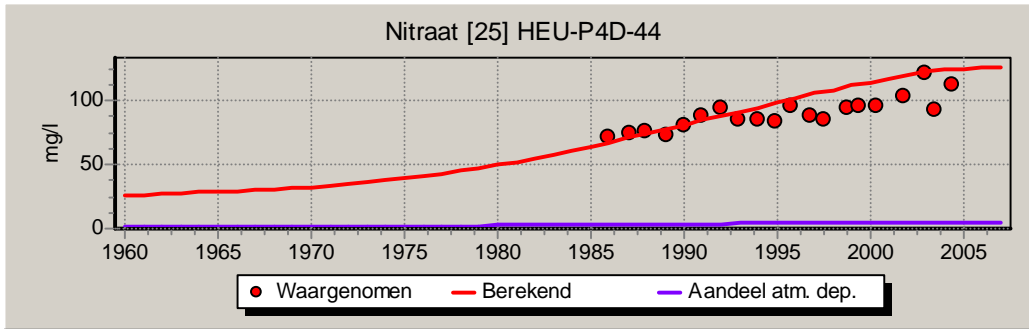


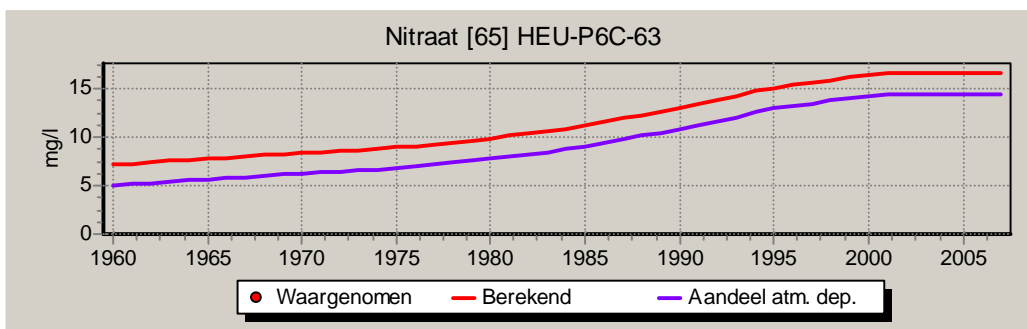
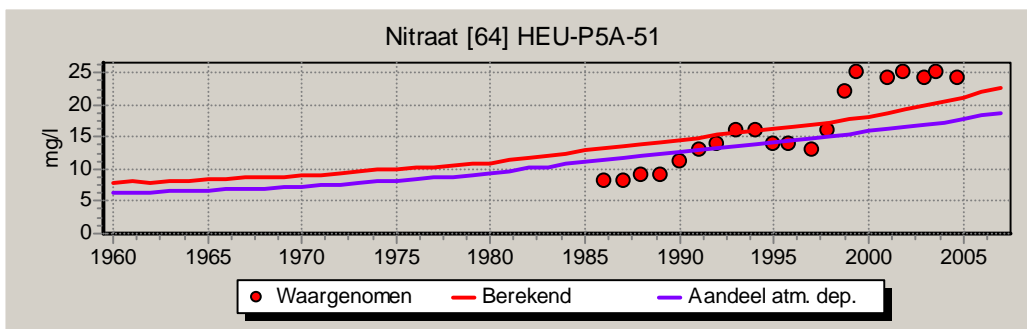
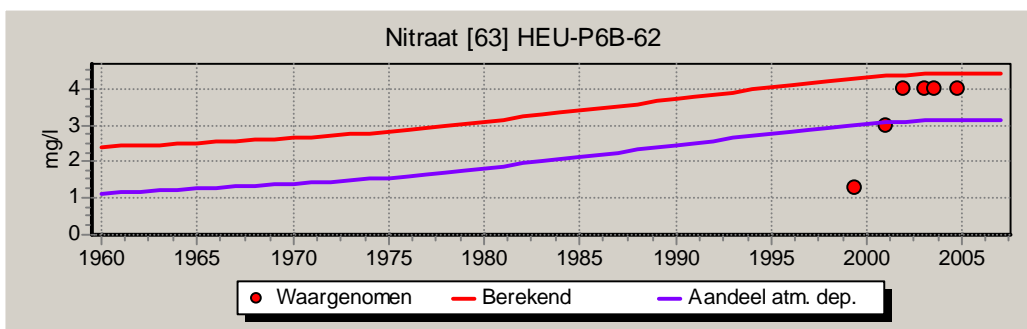
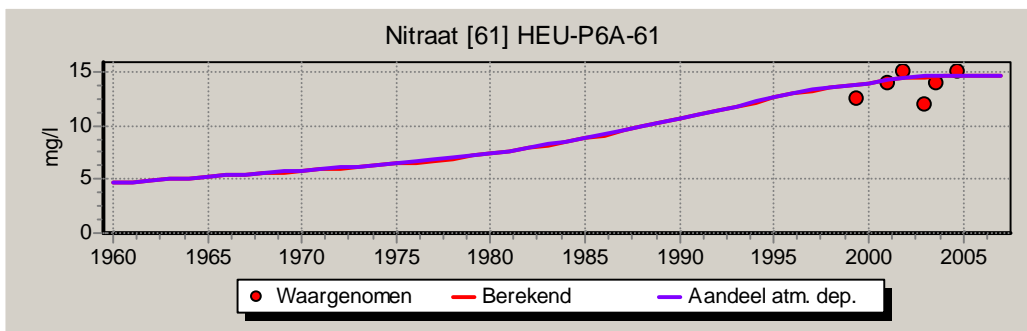


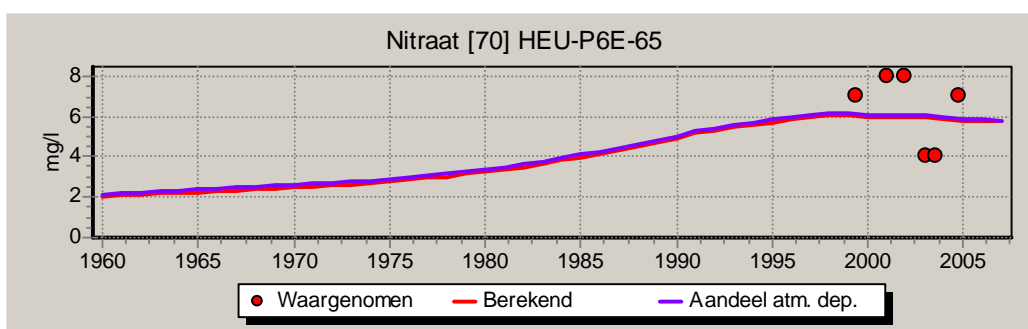
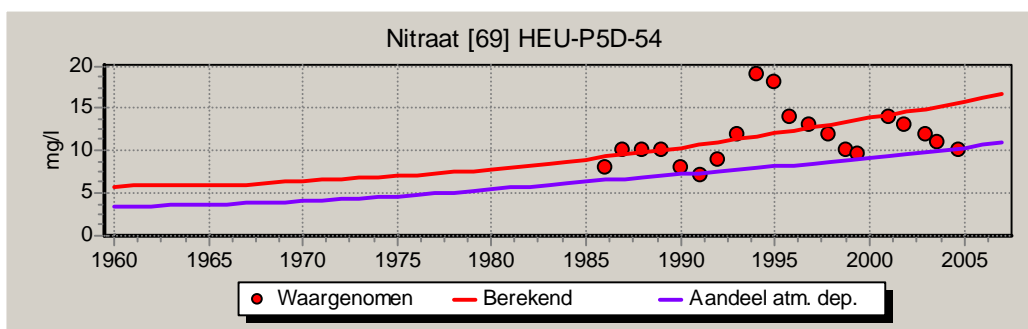
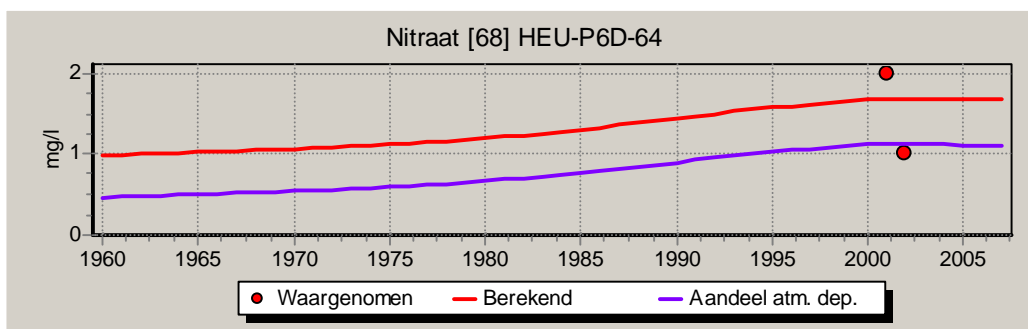
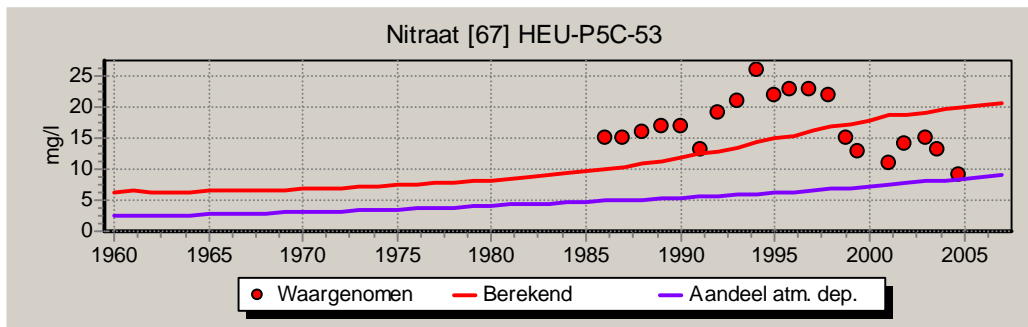
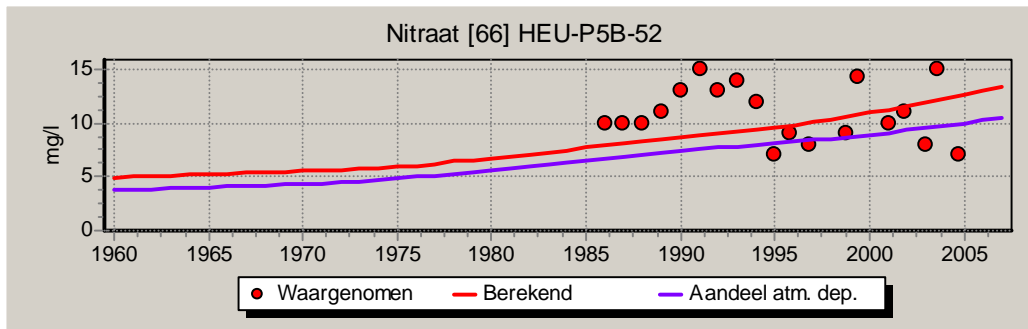


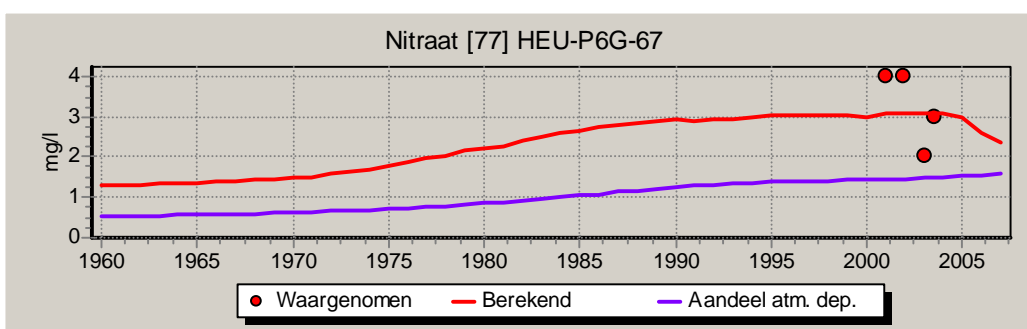
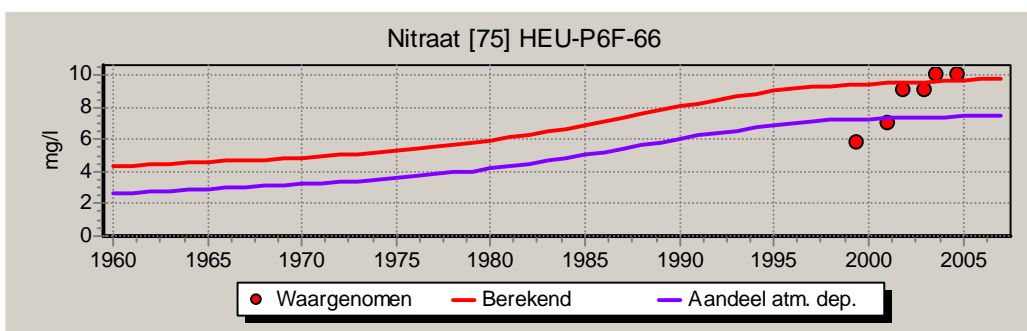
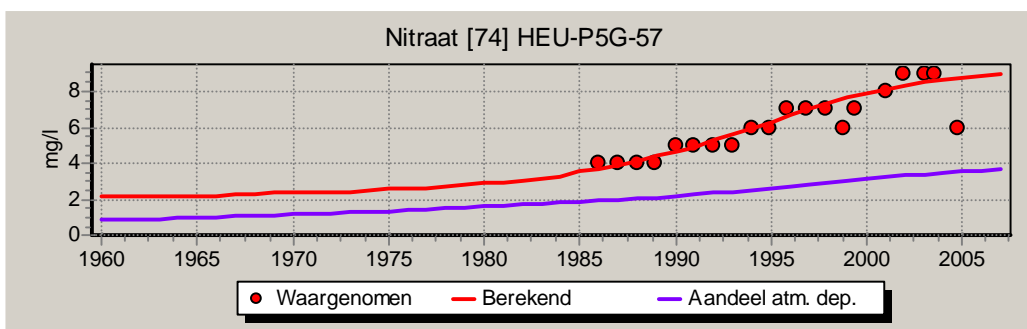
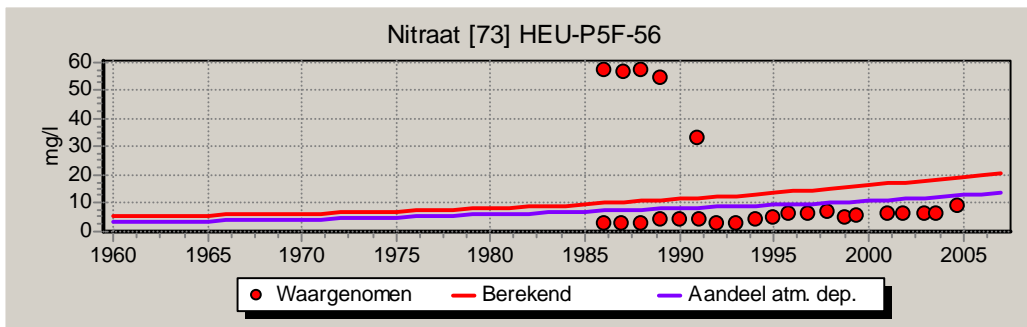




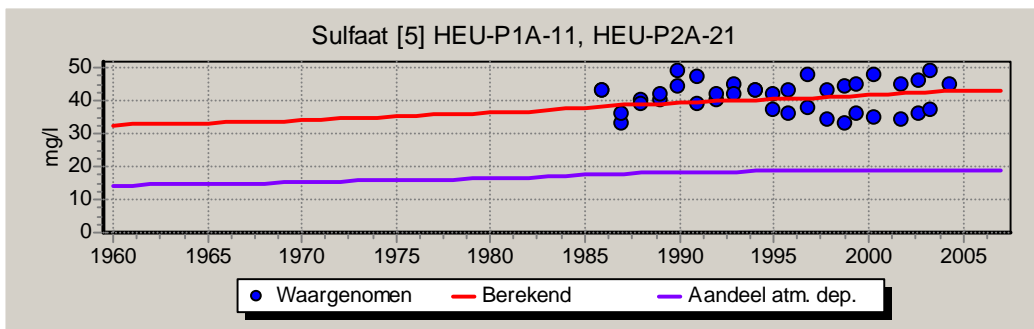
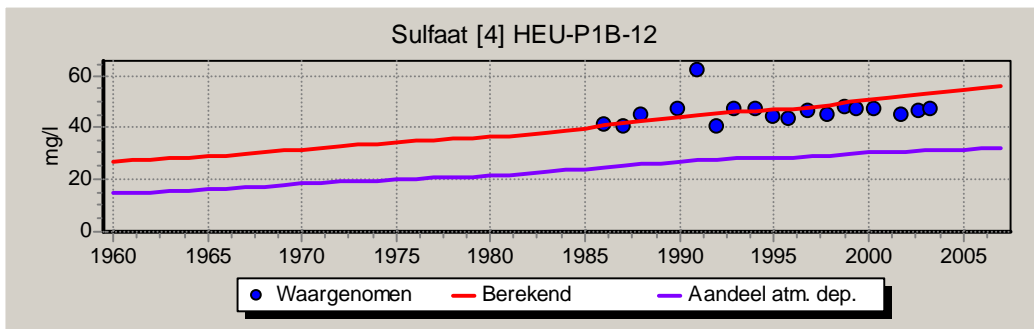
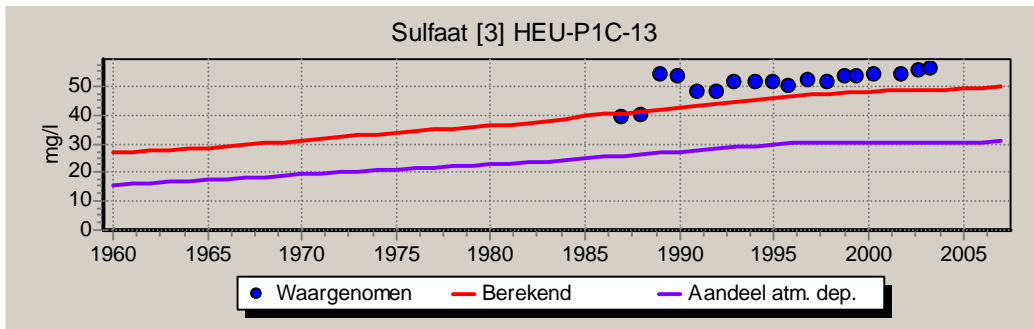
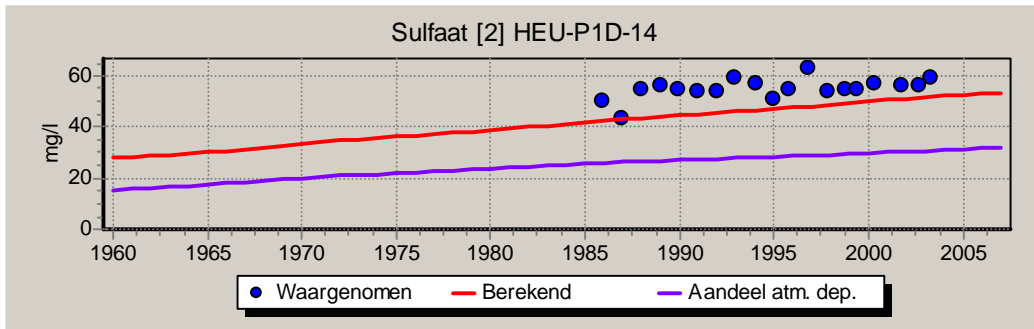
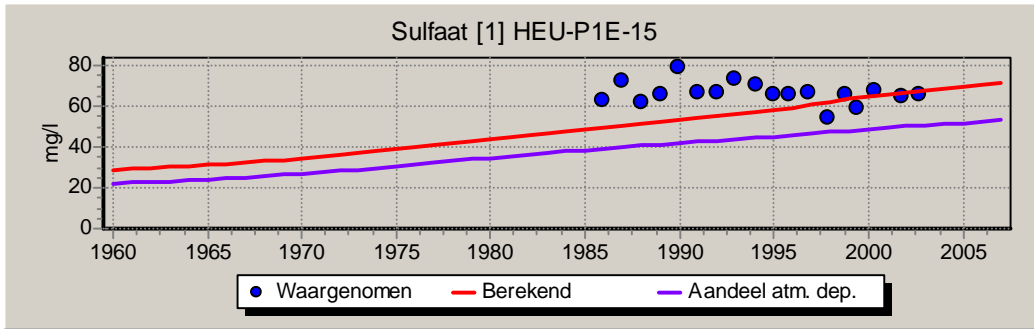


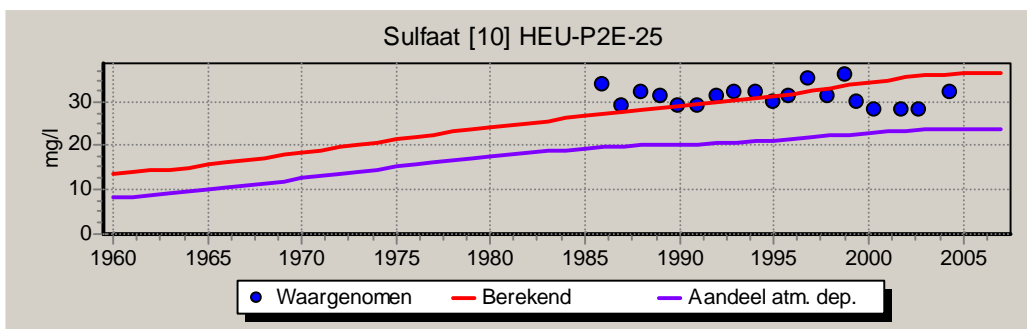
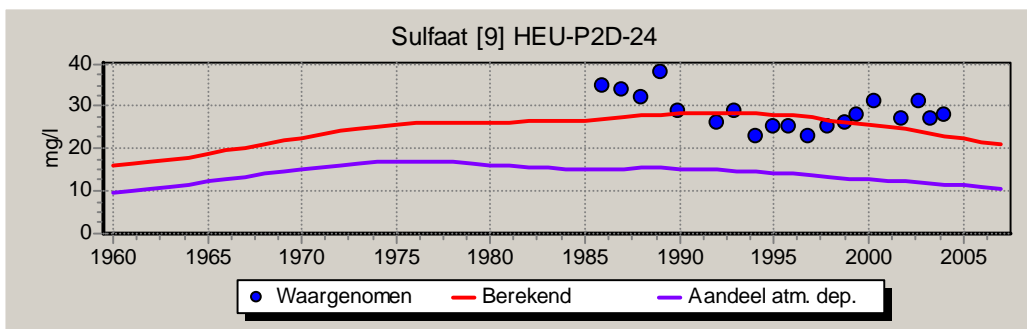
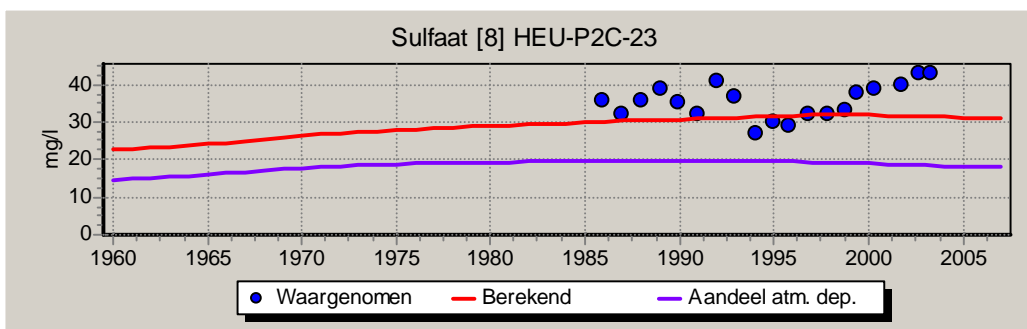
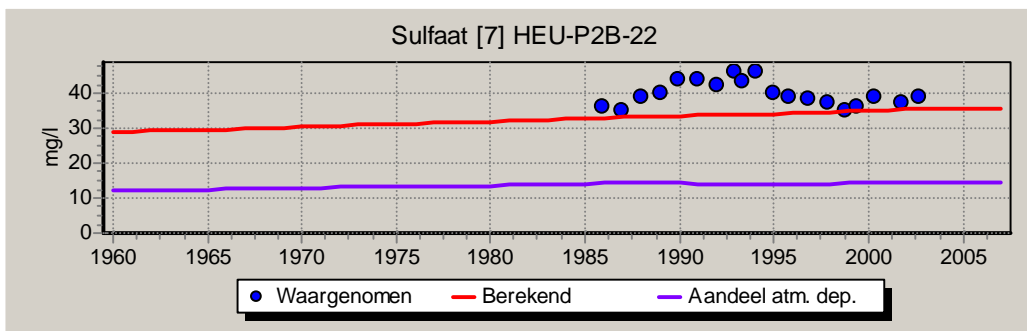


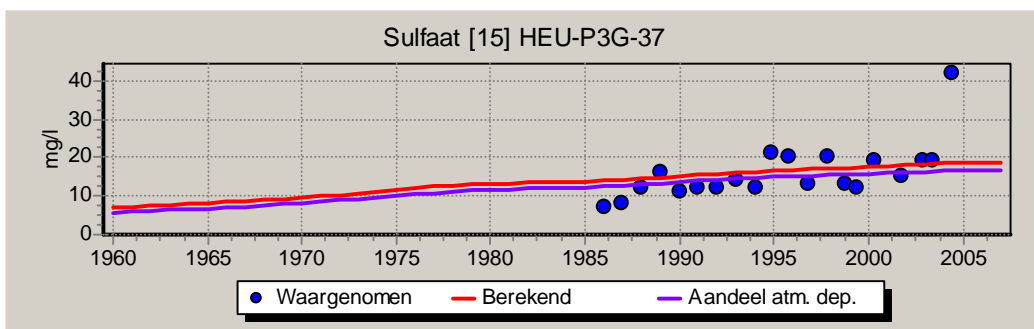
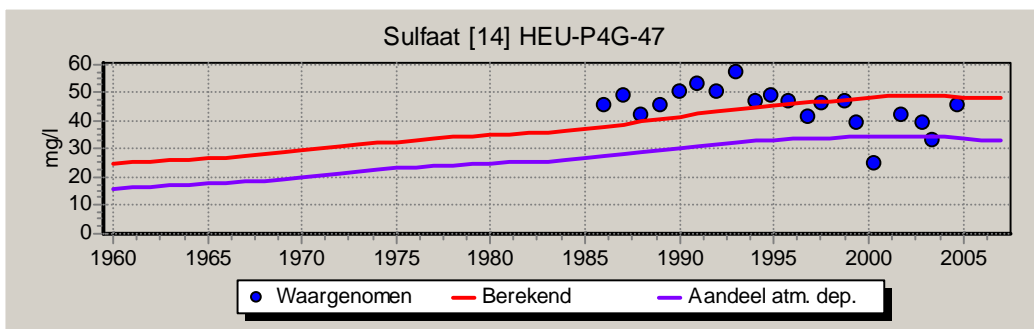
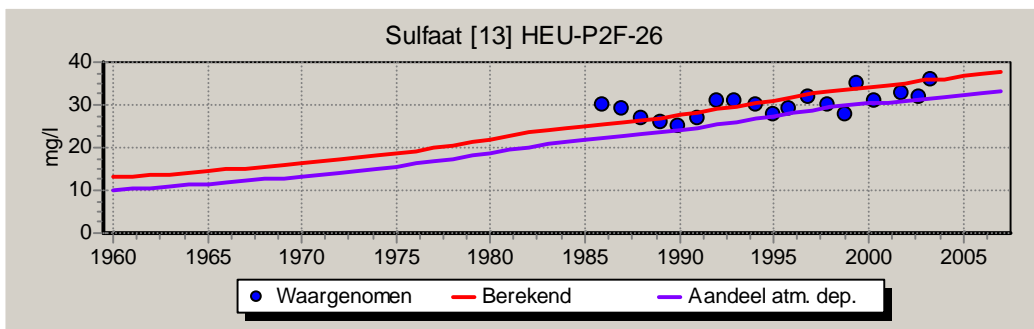
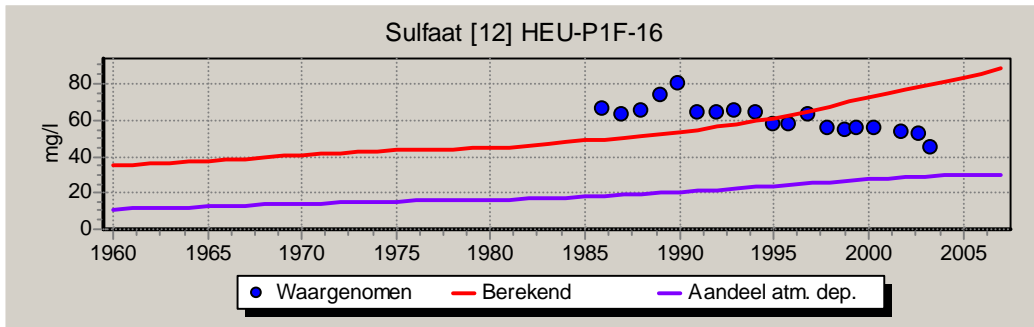
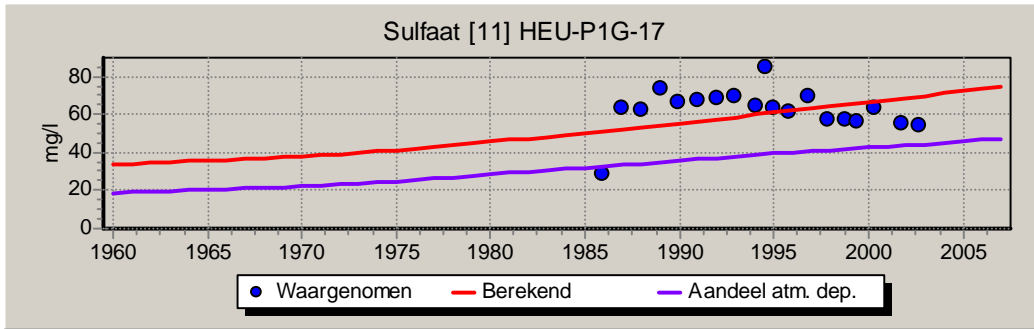


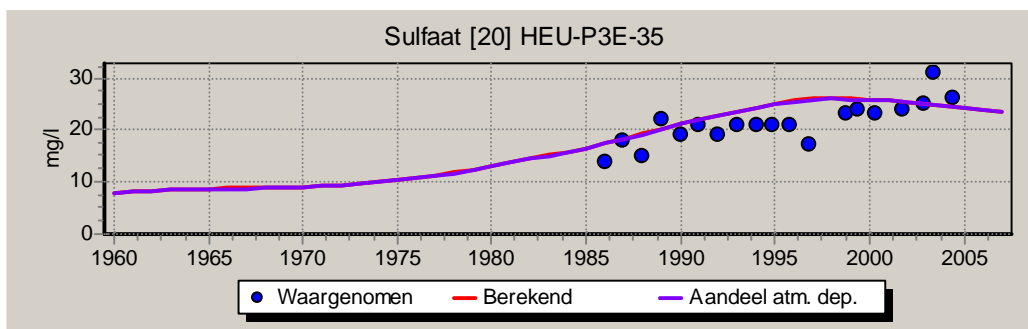
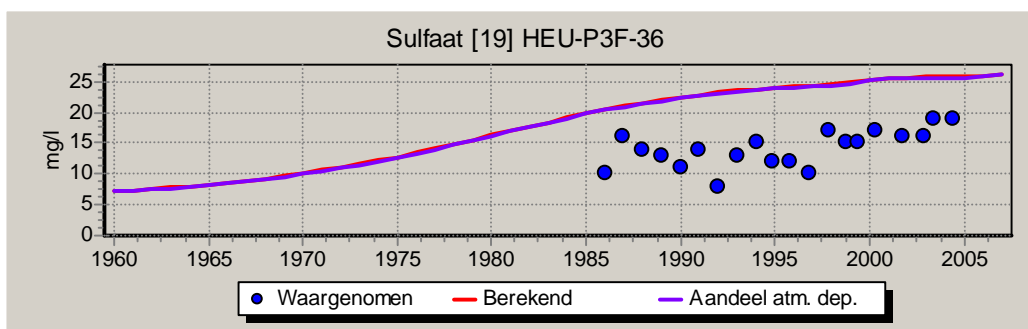
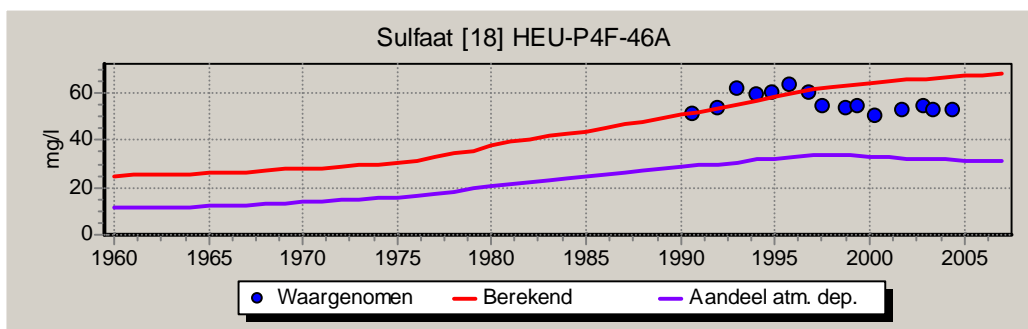
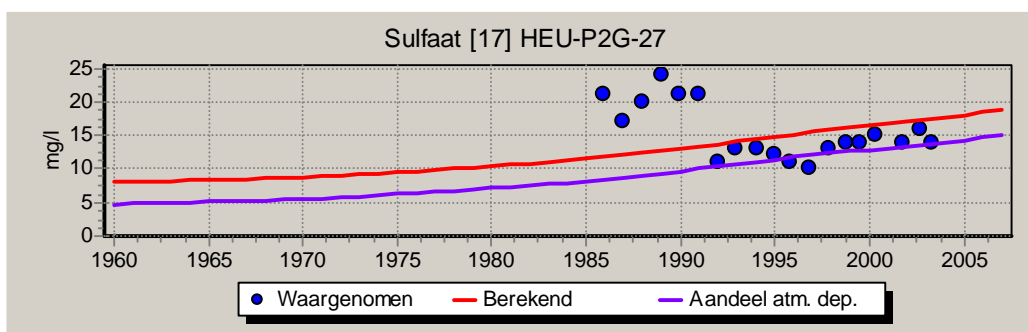


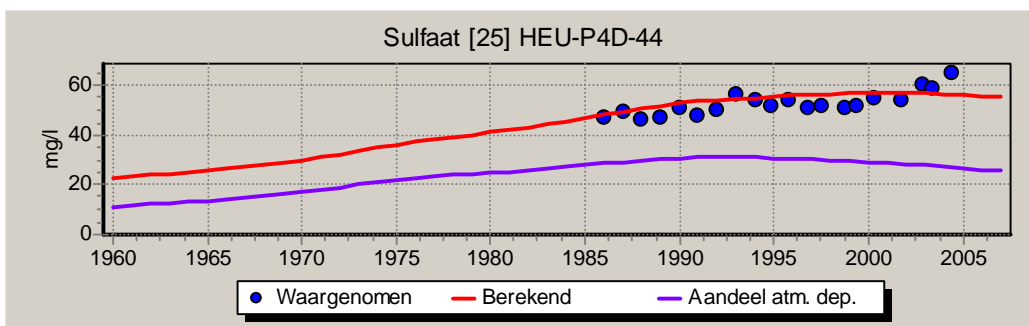
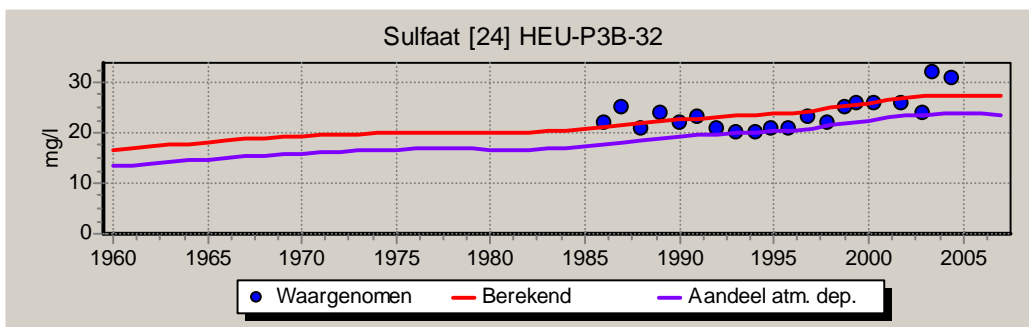
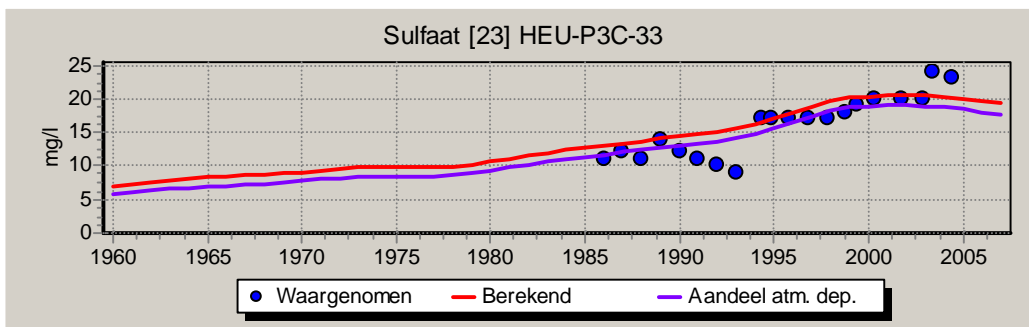
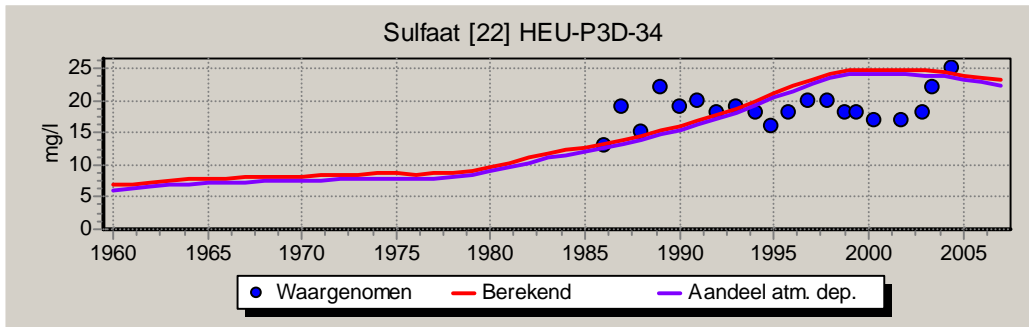
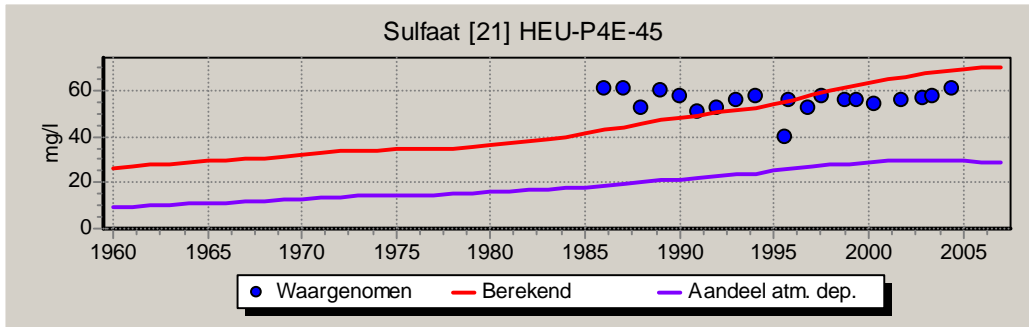
Sulfaat

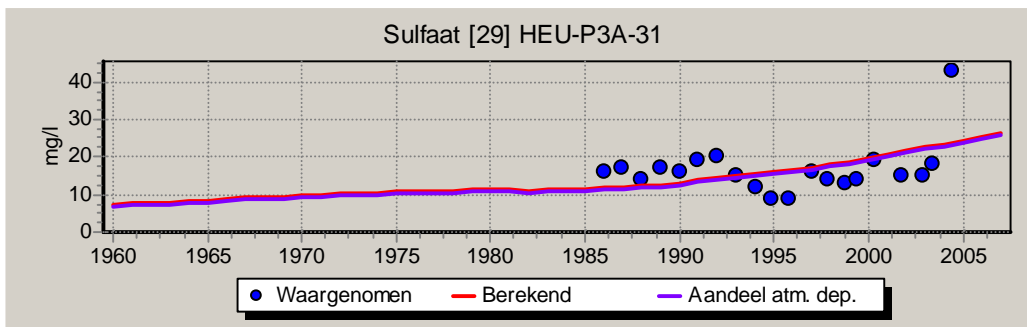
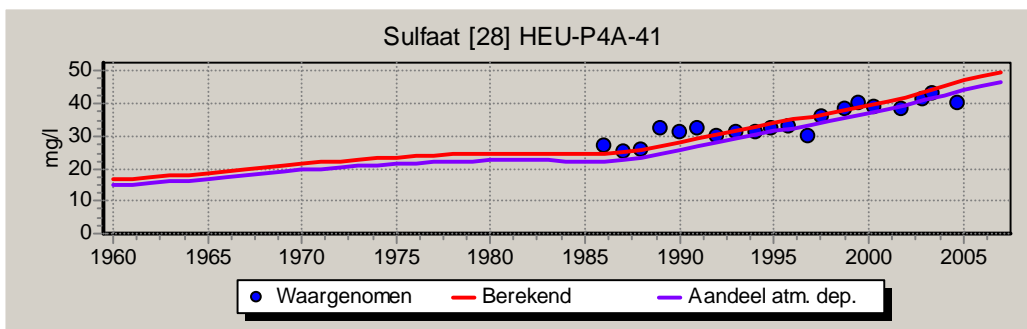
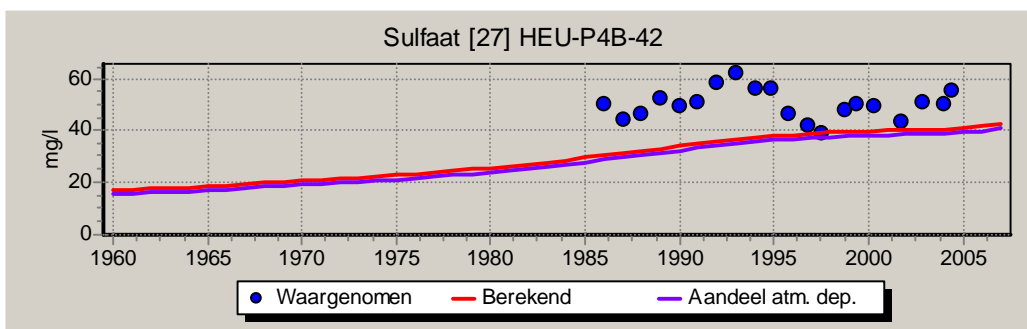
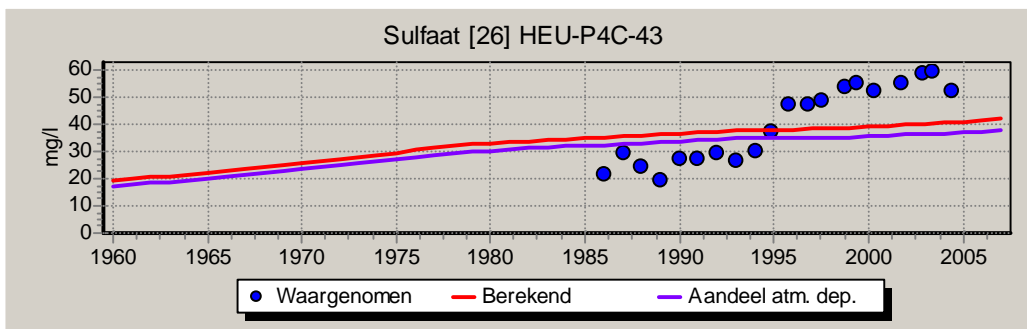


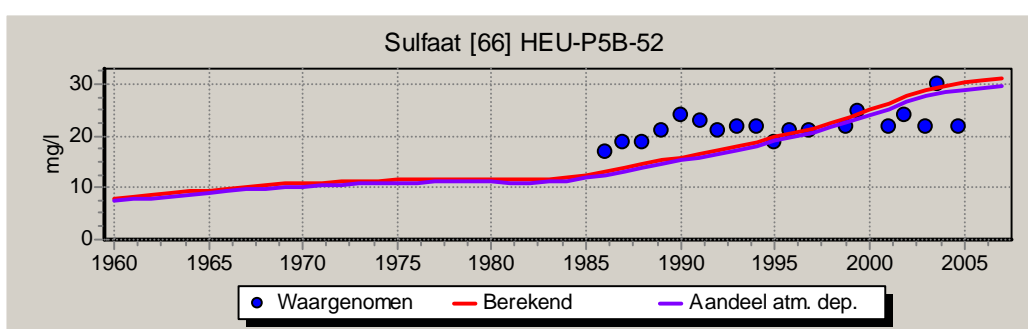
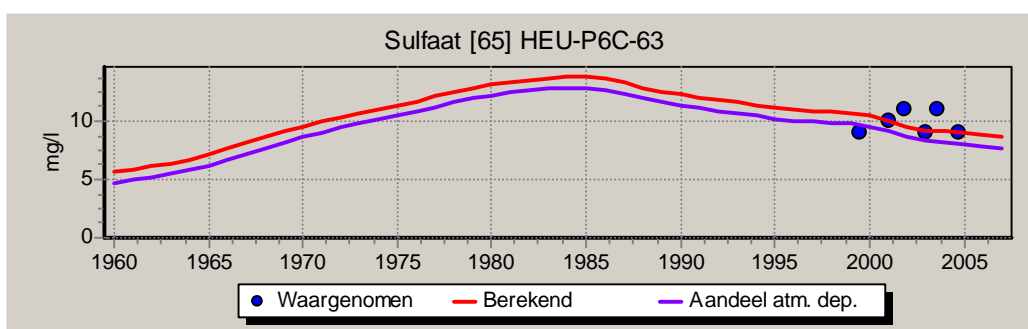
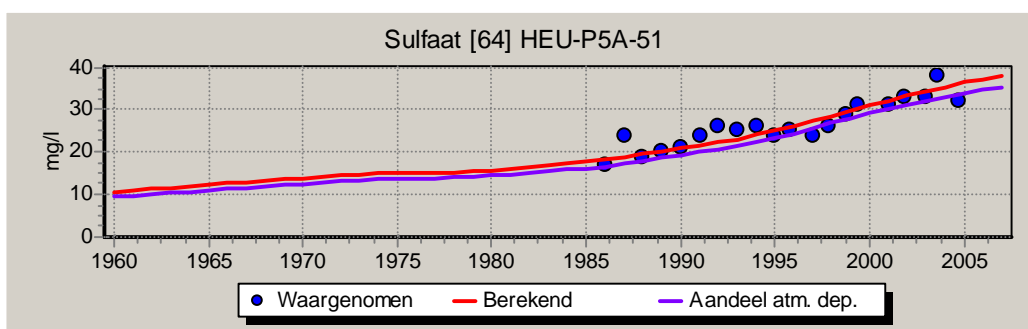
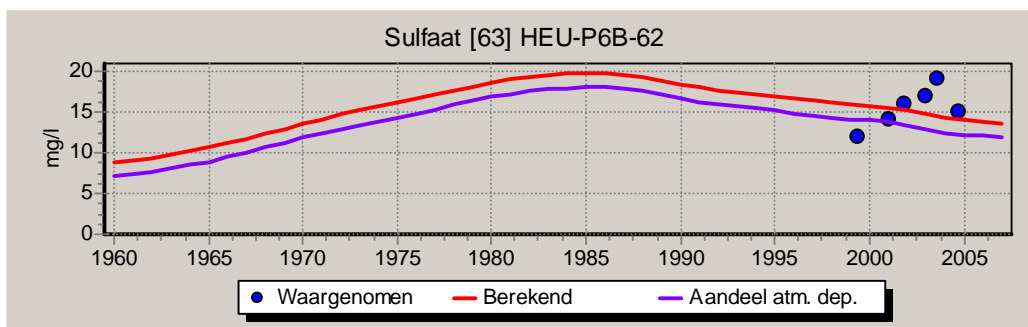
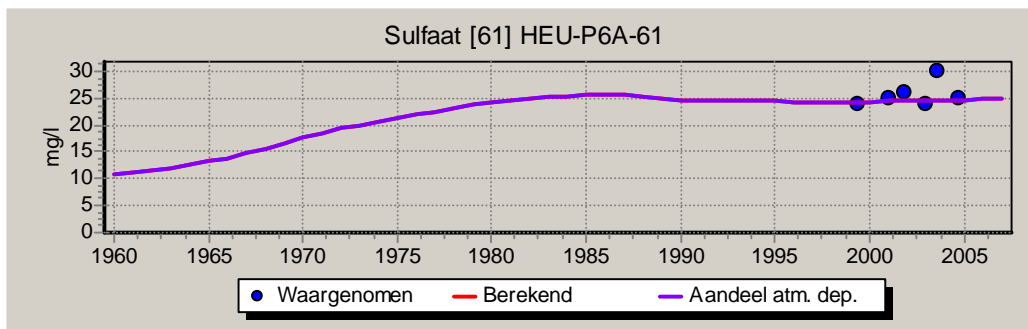


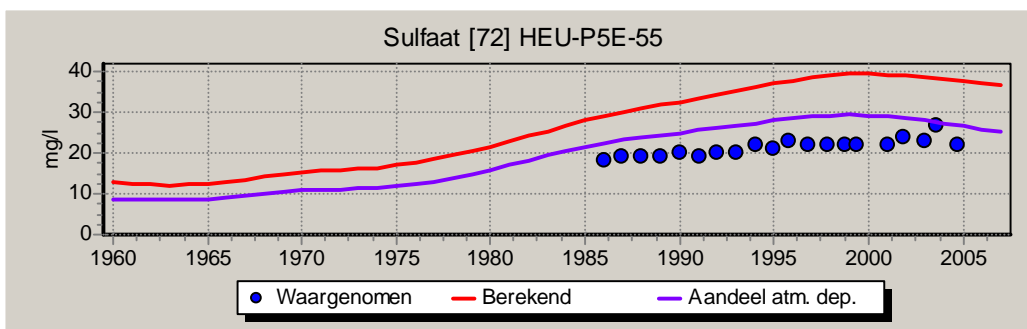
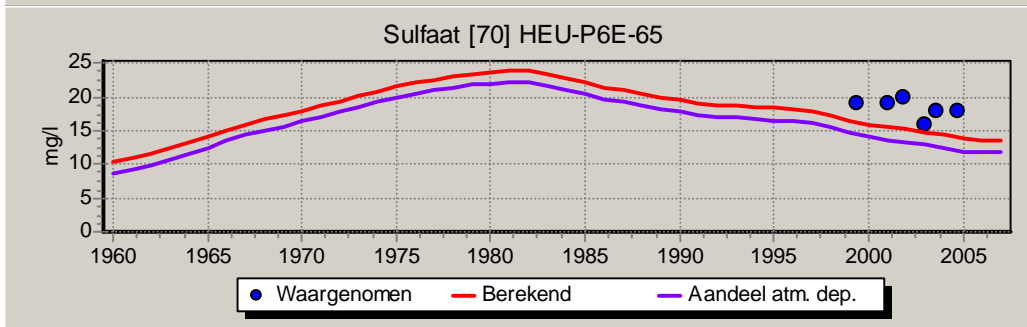
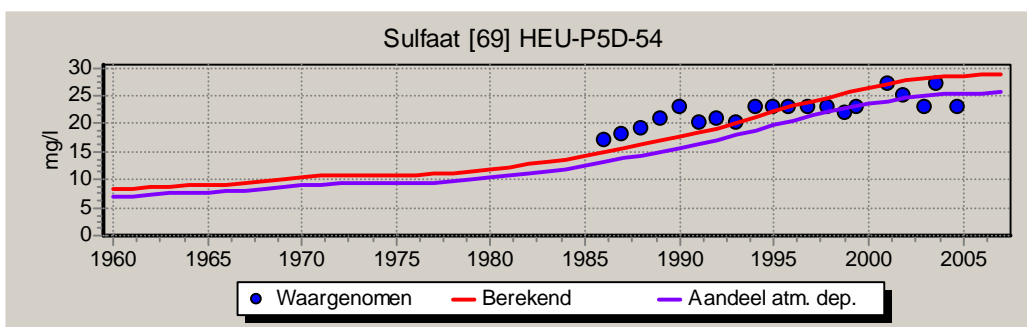
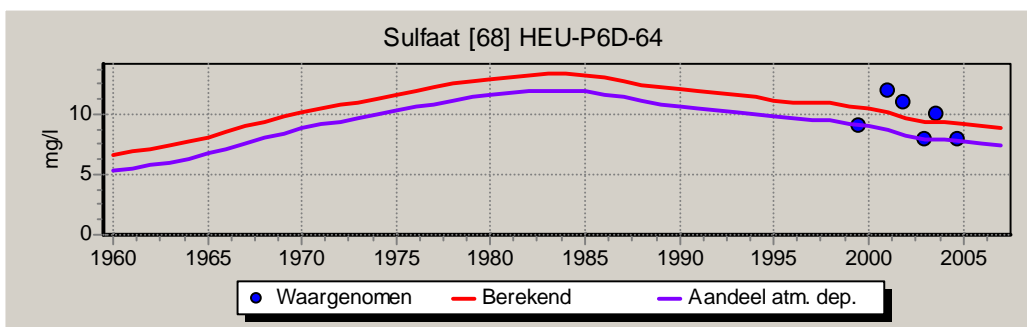
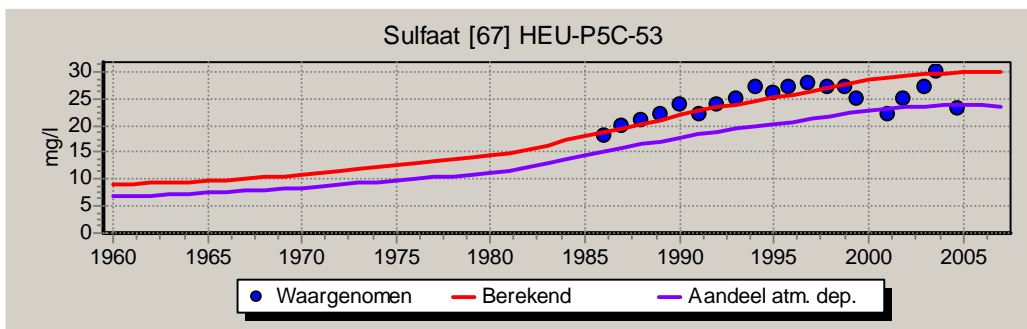


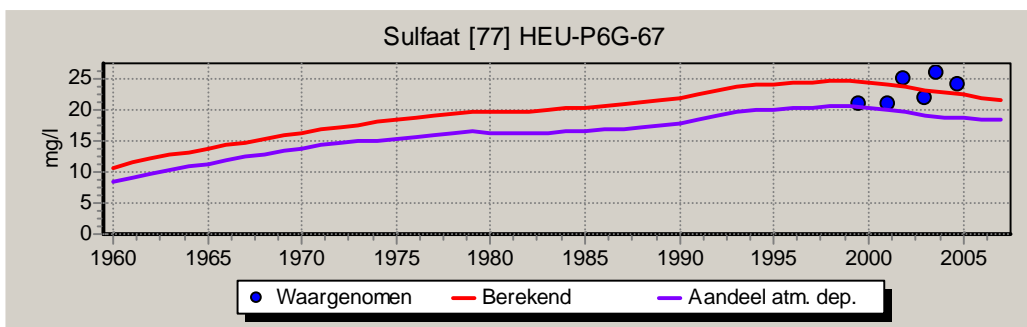
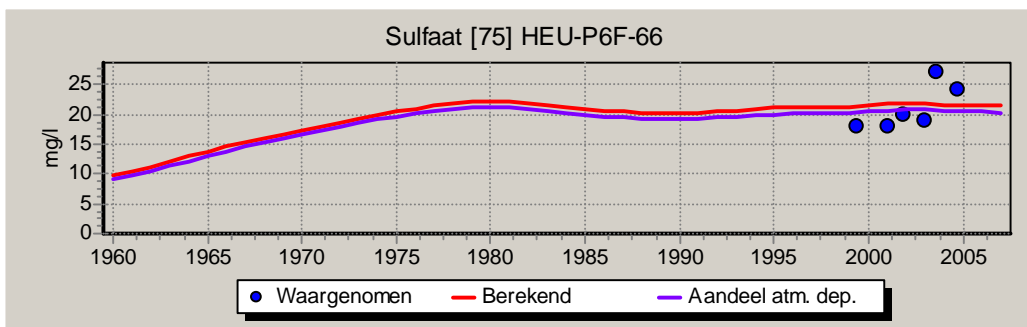
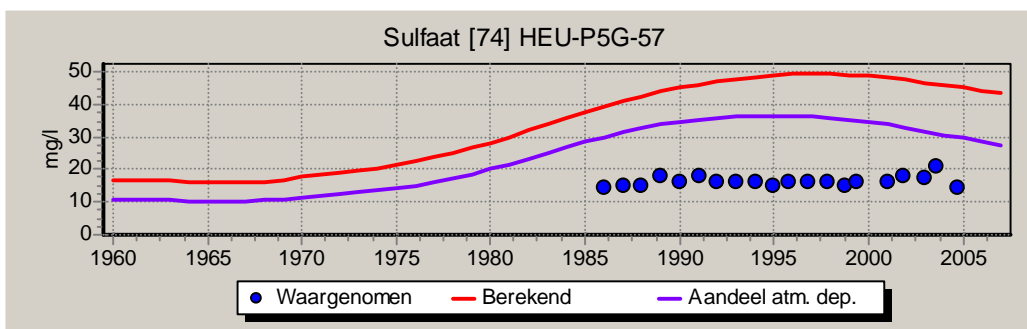
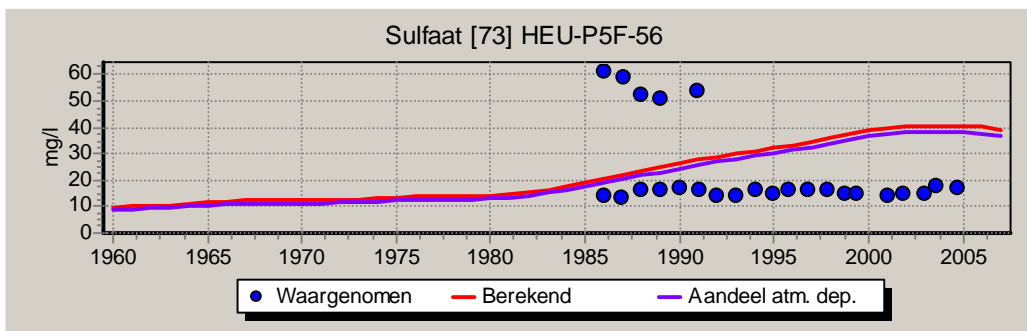




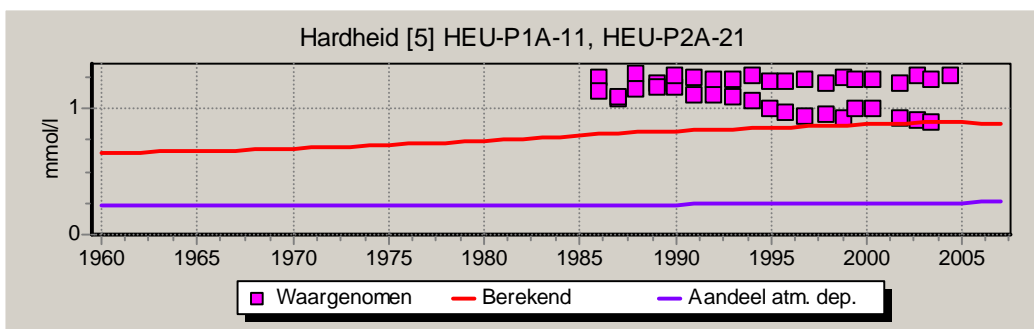
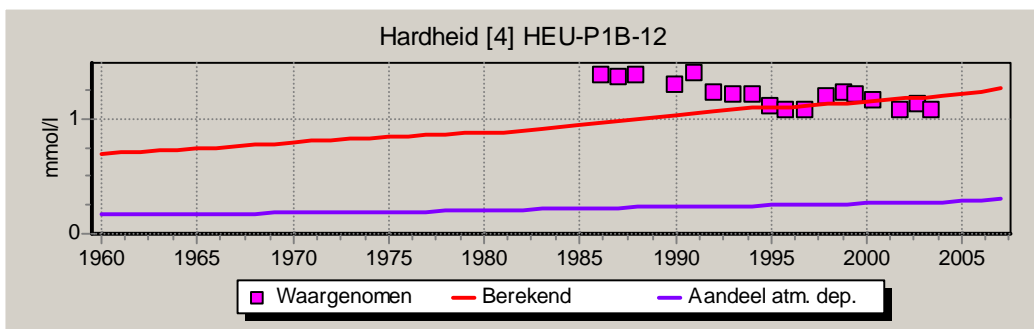
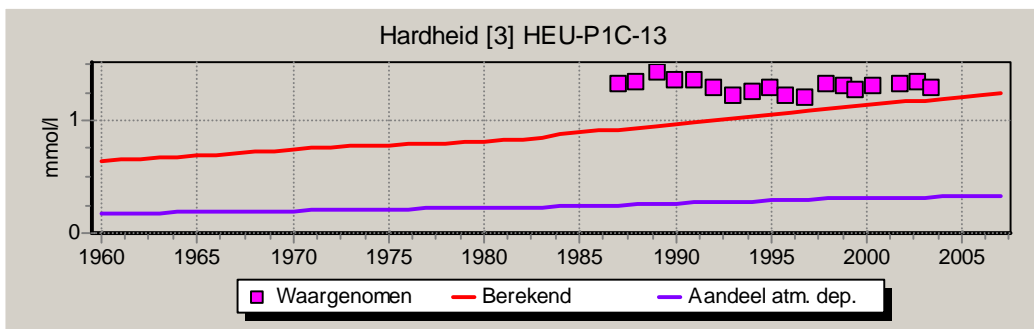
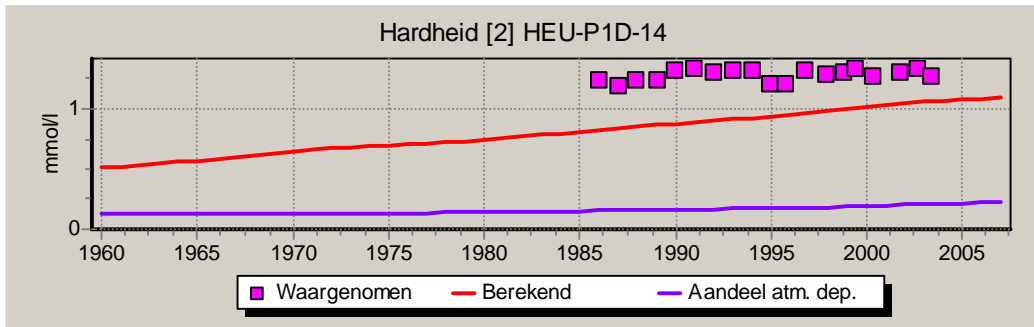
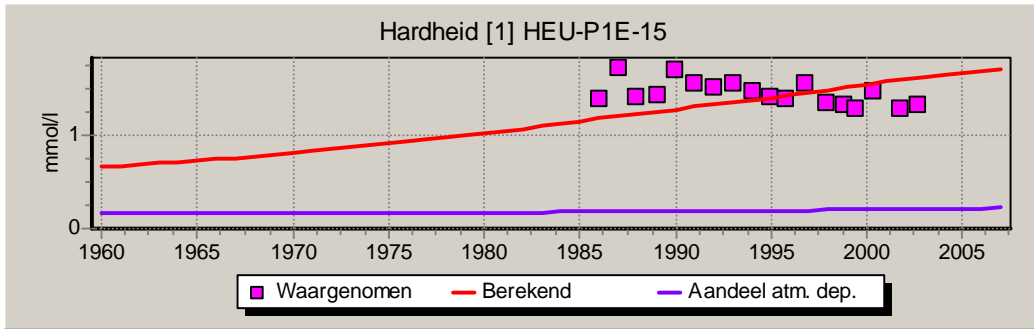


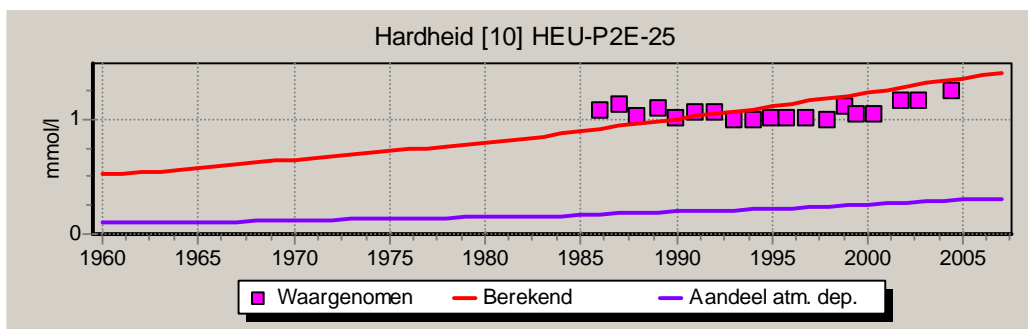
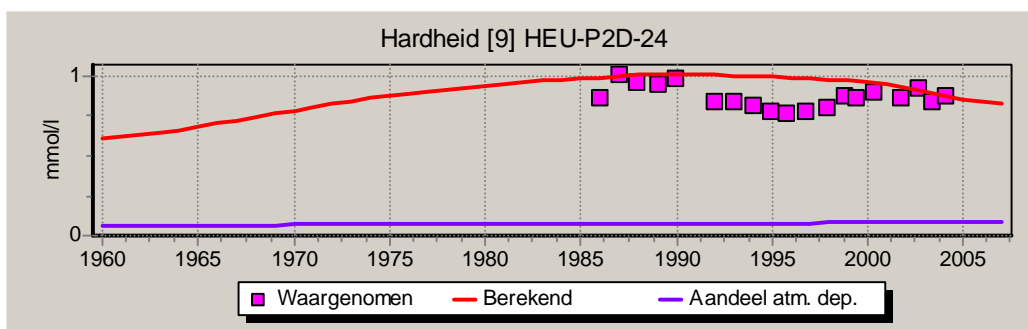
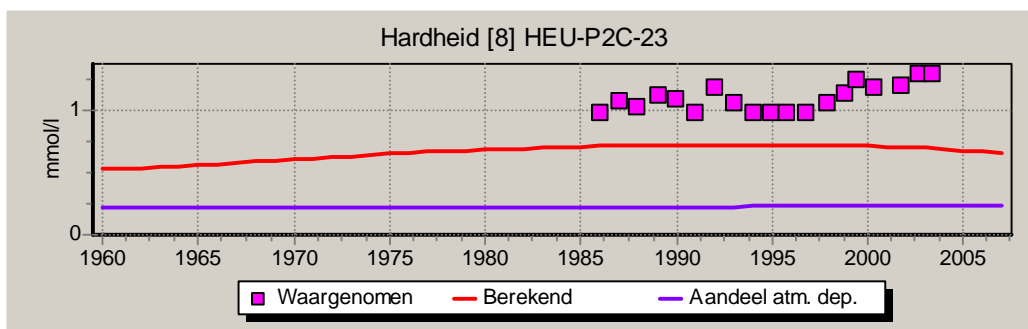
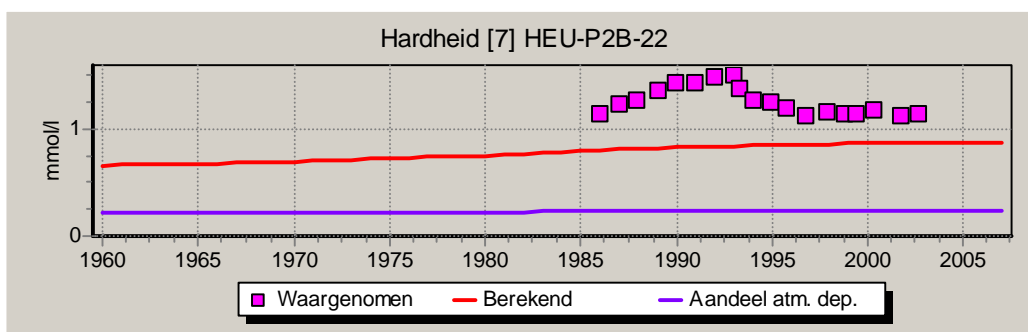


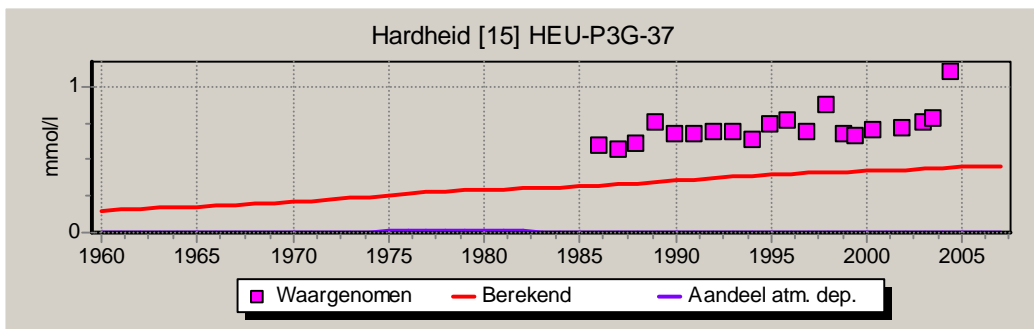
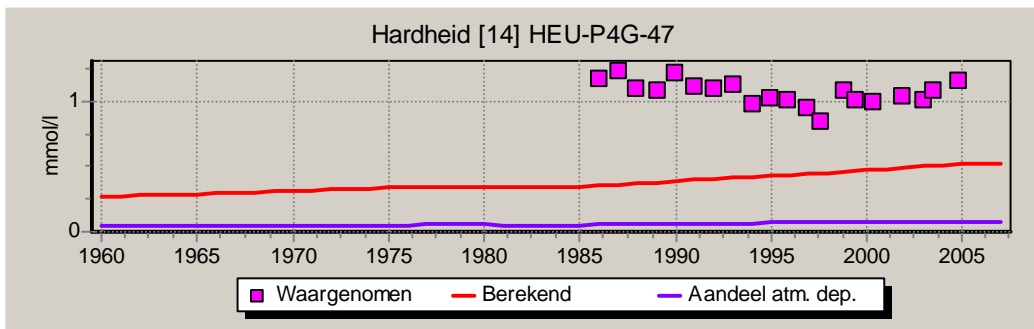
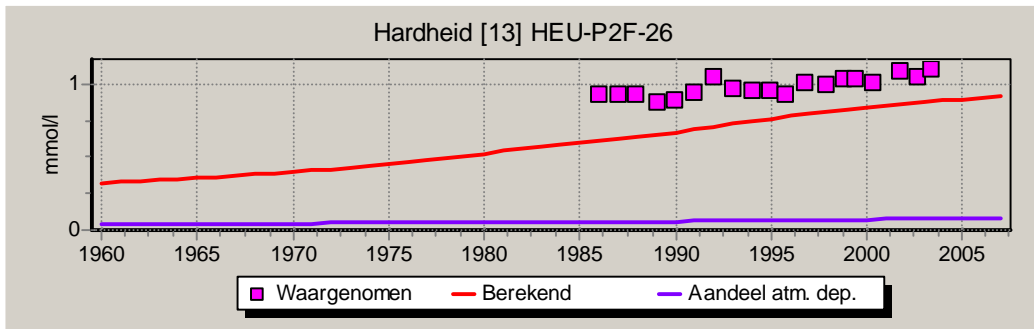
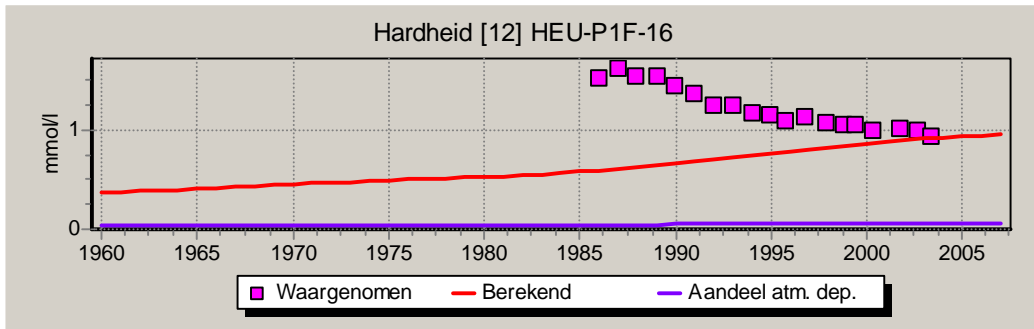
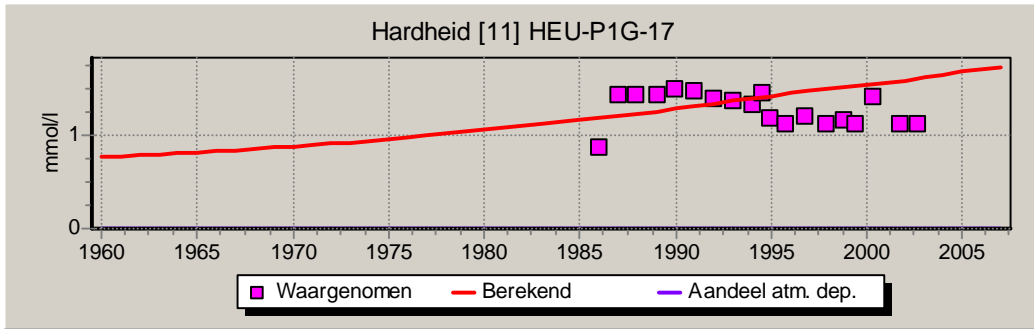


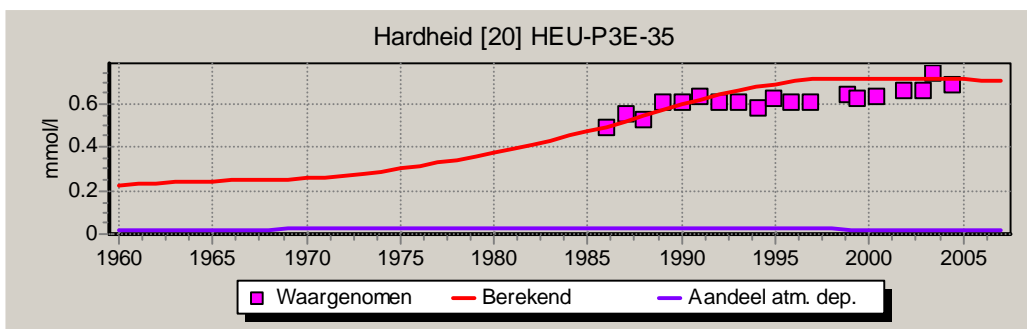
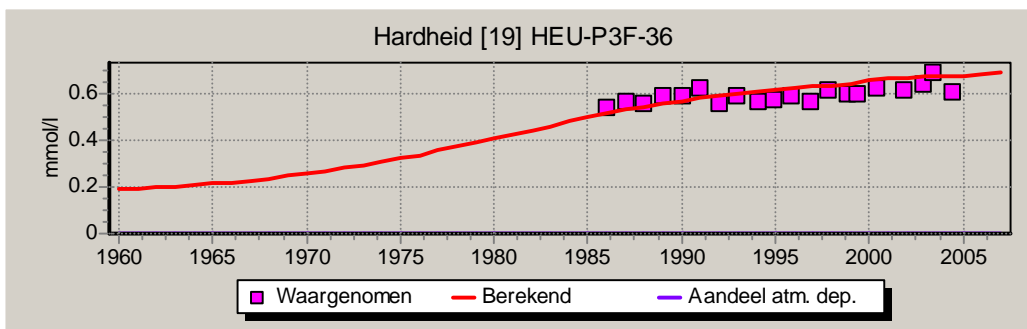
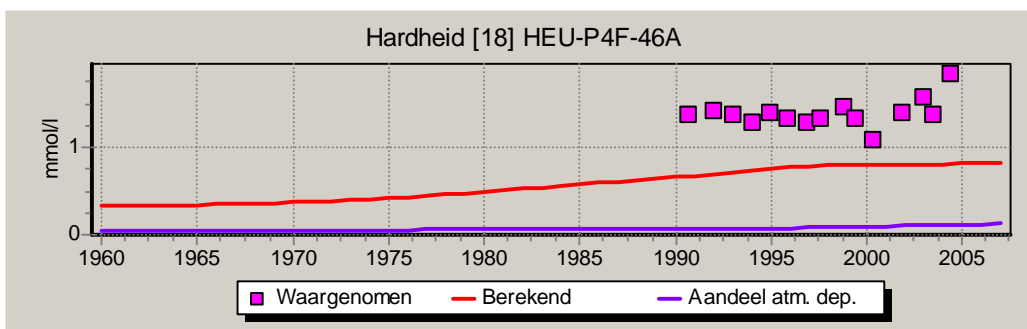
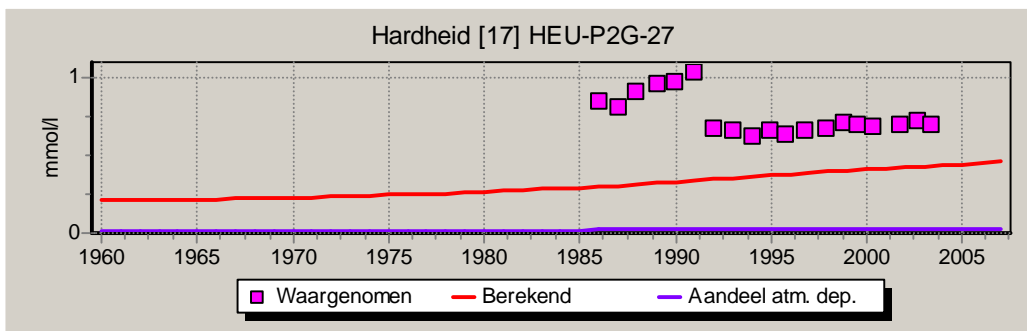


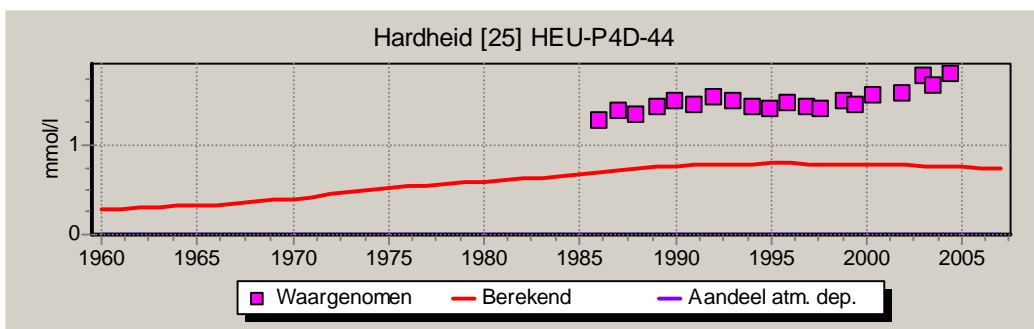
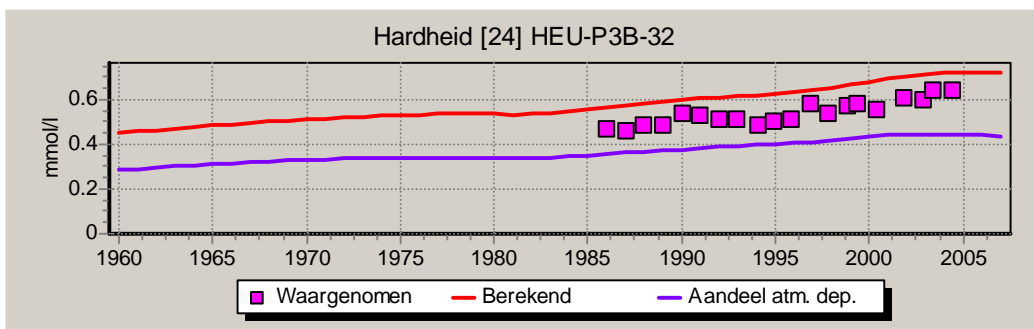
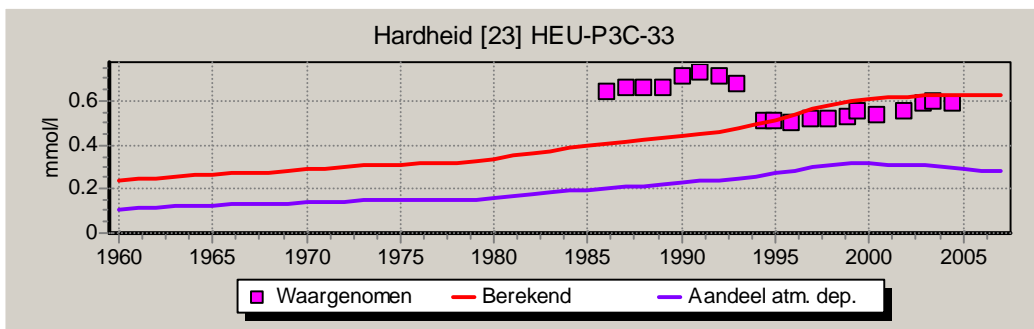
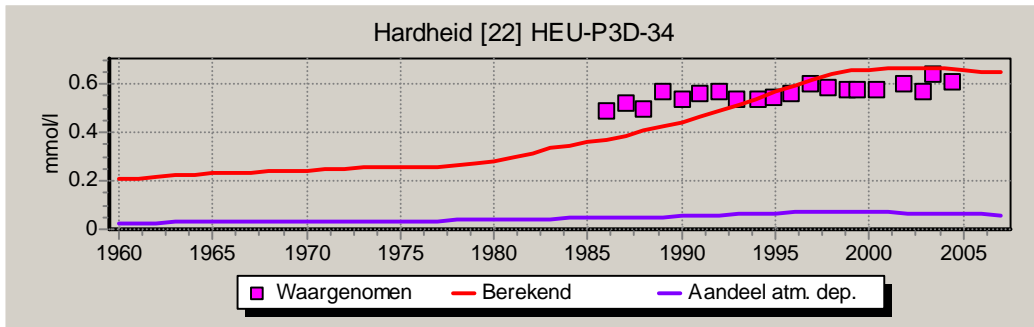
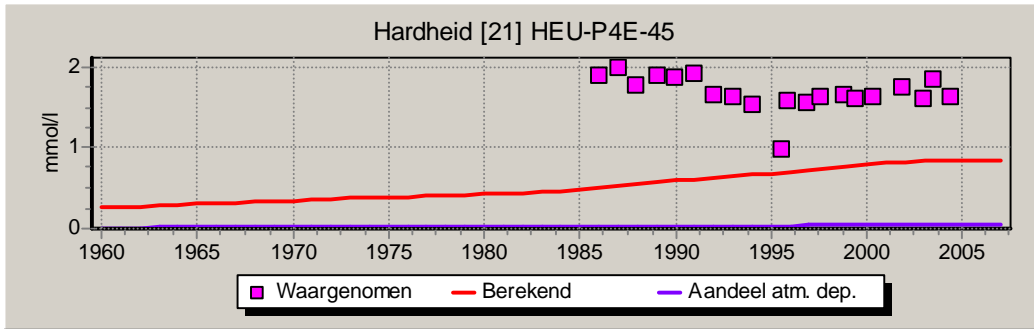
Totale Hardheid

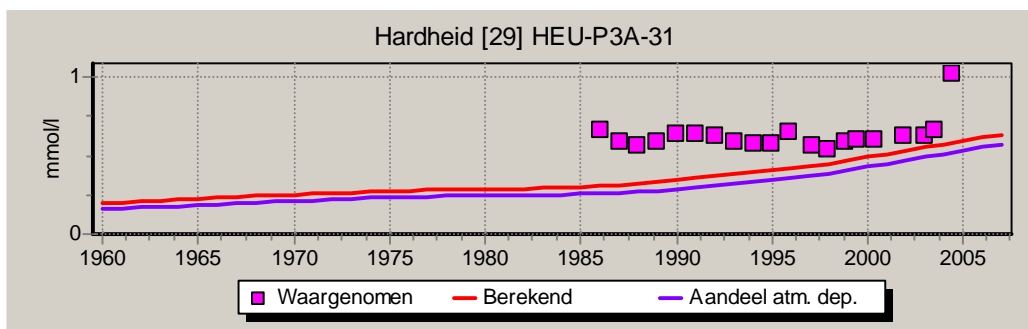
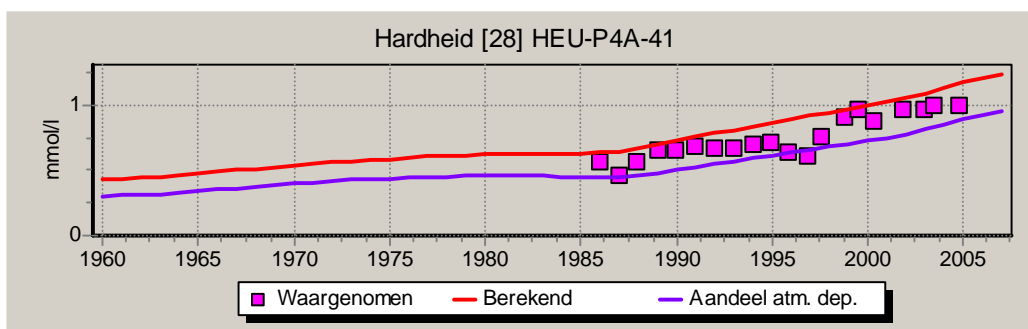
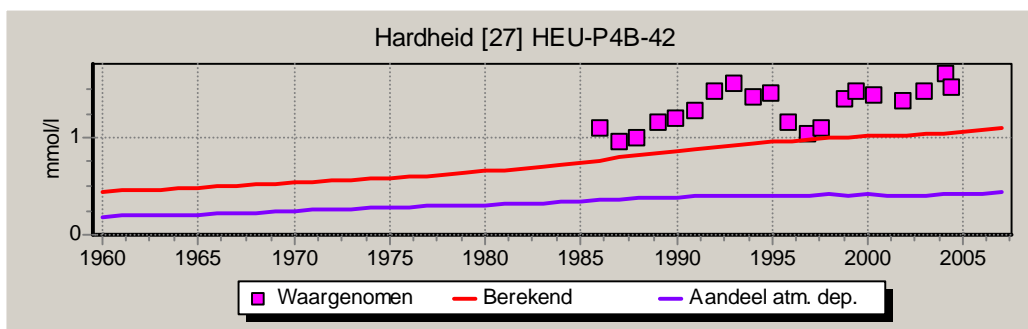
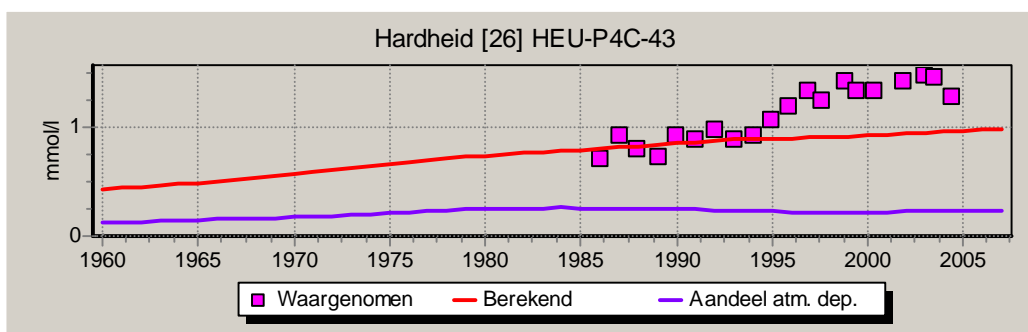


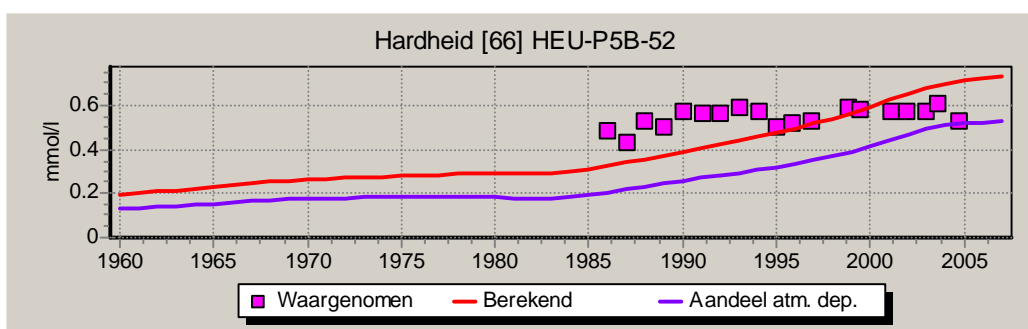
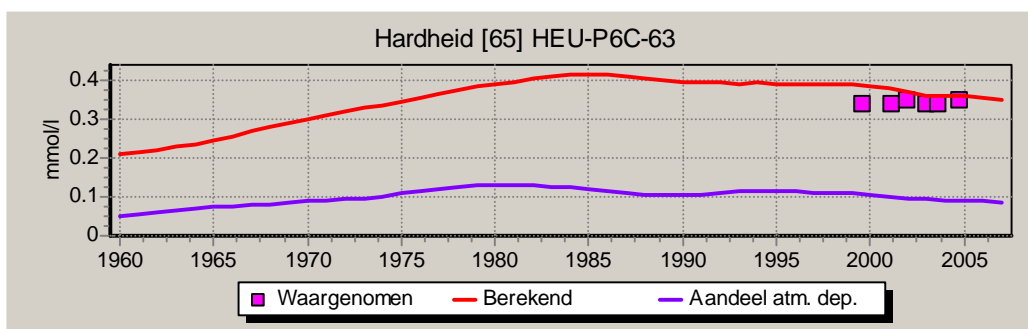
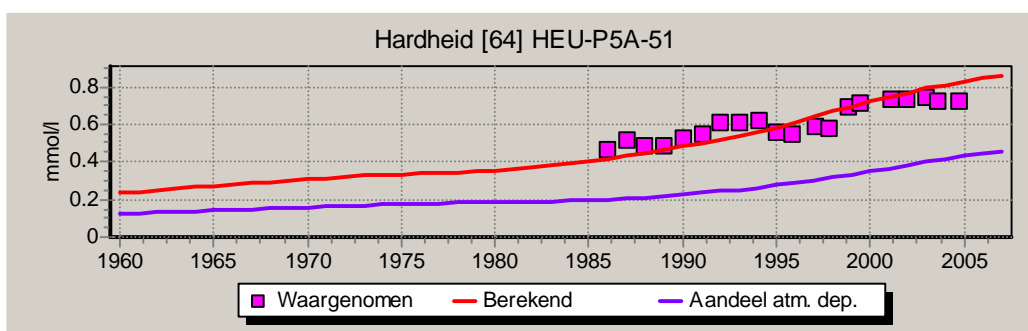
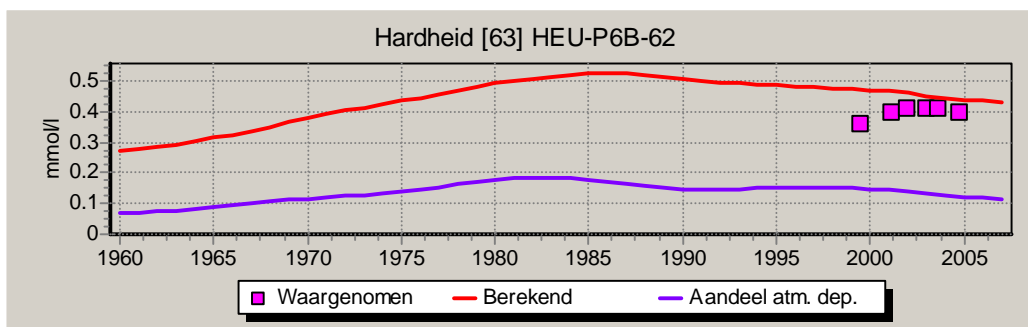
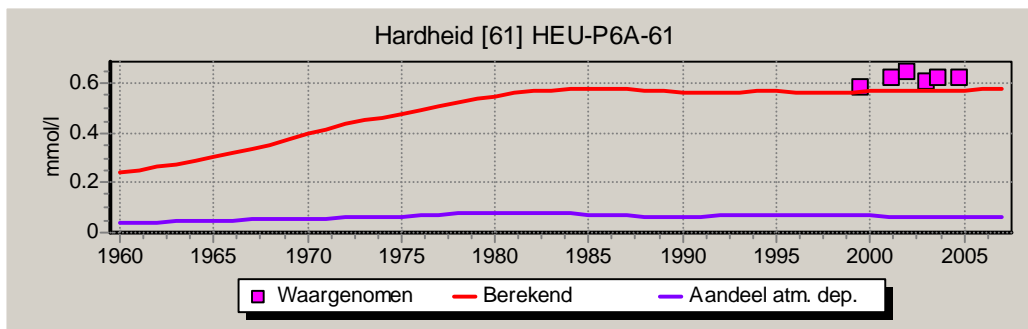


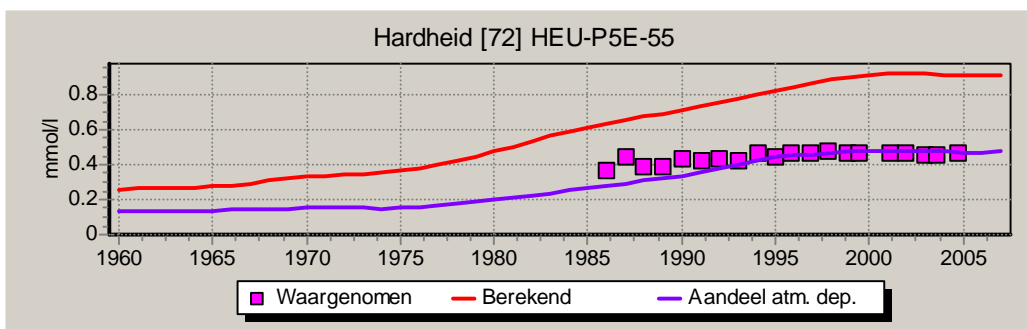
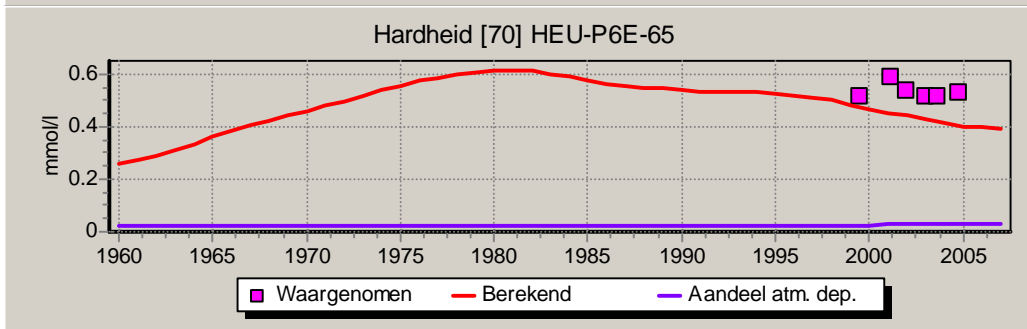
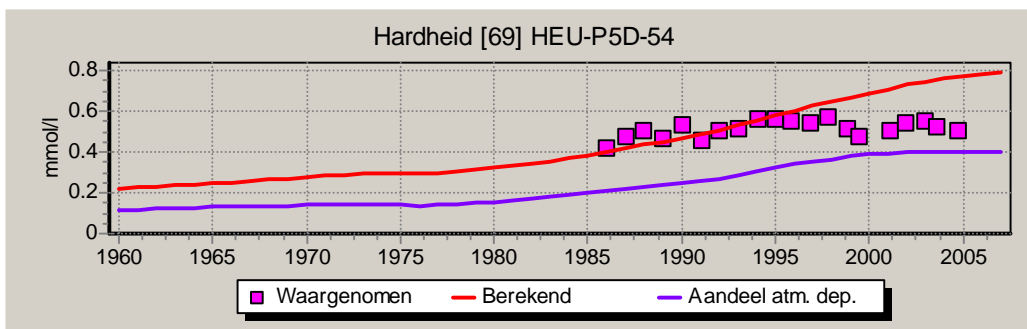
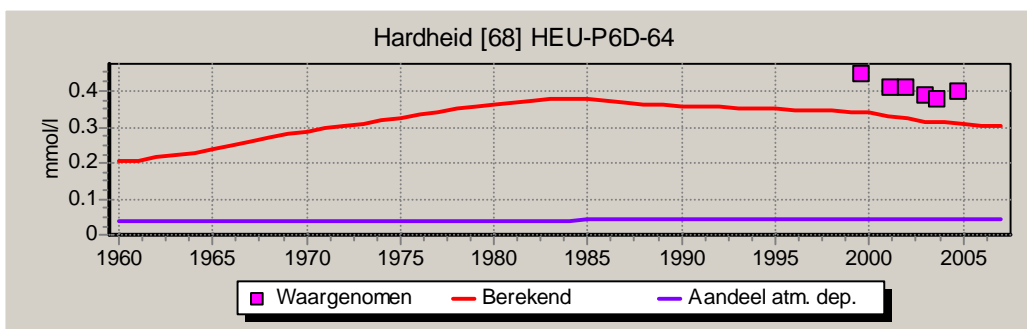
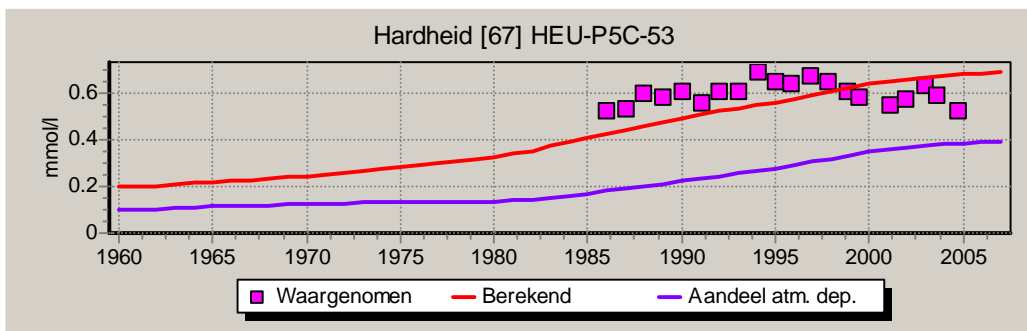


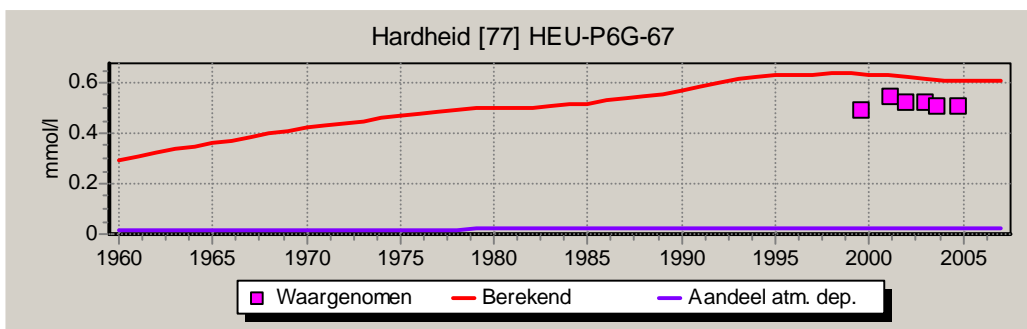
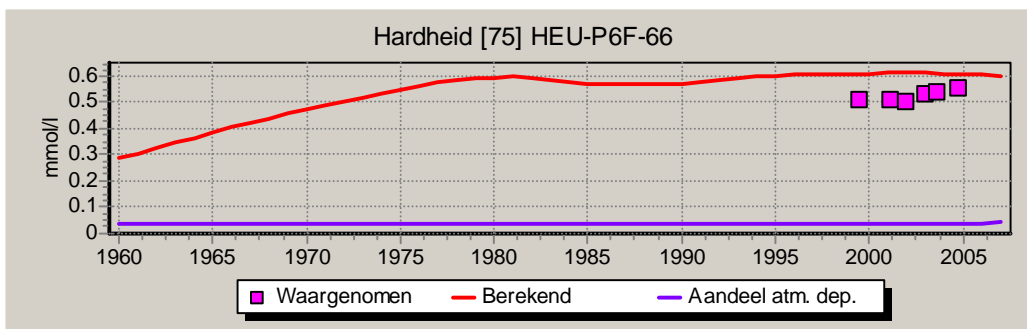
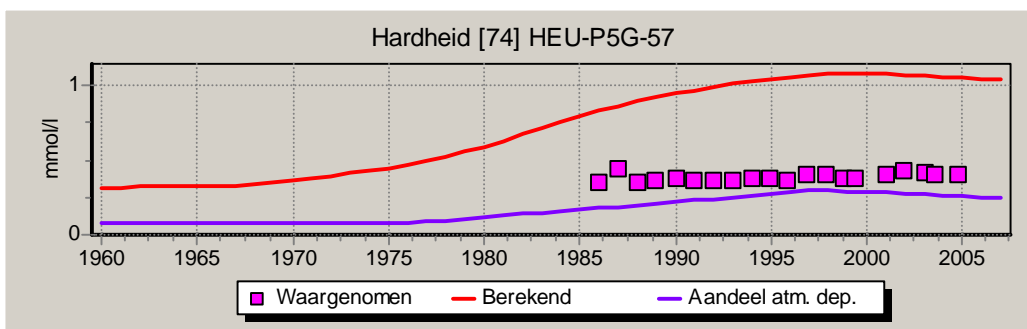
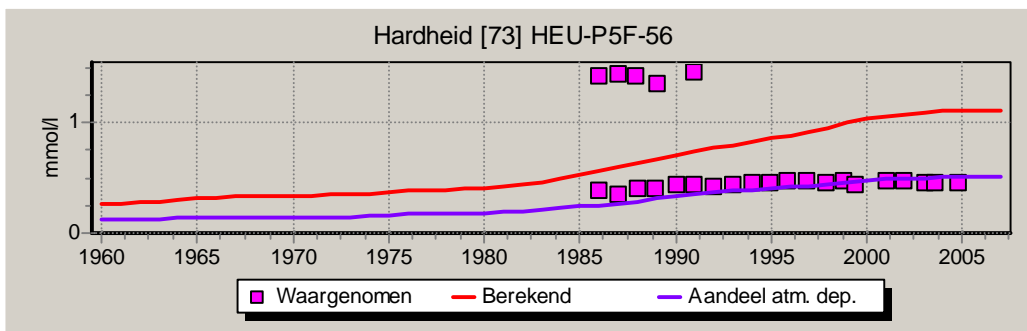












VII Puntverontreinigingen

Tabel 12 Overzicht puntverontreinigingen en bedreigde pompputten

Loc_id	UBI omschrijving	Putcode	Gemiddelde reistijd (jr)	Vluchtige gechloreerde koolwaterstoffen	Overige verontreinigingen
3	autowrakterrein	HEU-P1B-12	36.3	verdacht	aangetoond
41	benzinepompiinstallatie	HEU-P1B-12	32.4	niet verdacht	verdacht
11	brandstofgroothandel (vloeibaar)	HEU-P1B-12	34.2	niet verdacht	verdacht
37	benzinepompiinstallatie	HEU-P1B-12	37.5	niet verdacht	verdacht
38	benzinepompiinstallatie	HEU-P1B-12	38.9	niet verdacht	verdacht
27	autowrakterrein	HEU-P1B-12	58.4	verdacht	verdacht
16	drinkwaterbedrijf	HEU-P1C-13	11.5	niet verdacht	aangetoond
24	voormalige stortplaats	HEU-P1C-13	132.3	verdacht	aangetoond
32	stempelfabriek (voor stansen e.d)	HEU-P1C-13	32.0	verdacht	verdacht
45	brandstofgroothandel (vloeibaar)	HEU-P1D-14	32.1	niet verdacht	verdacht
42	chemicalienopslagplaats	HEU-P1E-15	119.3	verdacht	niet verdacht
12	brandstofgroothandel (vloeibaar)	HEU-P1E-15	20.6	niet verdacht	verdacht
46	brandstofgroothandel (vloeibaar)	HEU-P1E-15	20.9	niet verdacht	verdacht
40	benzinepompiinstallatie	HEU-P1E-15	26.5	niet verdacht	verdacht
26	autowrakterrein	HEU-P1E-15	48.0	verdacht	verdacht
1	autoreparatiebedrijf	HEU-P1E-15	49.9	niet verdacht	verdacht
4	witwasserij	HEU-P1E-15	256.3	verdacht	verdacht
29	verfspuitinrichting (hout)	HEU-P1F-16	28.3	verdacht	niet verdacht
30	schoonmaakbedrijf	HEU-P1F-16	32.1	verdacht	niet verdacht
33	machine- en apparatenreparatiebe	HEU-P1F-16	32.1	verdacht	verdacht
36	autoplaatwerkerij annex - spuiter	HEU-P1F-16	164.4	verdacht	verdacht
2	autowrakterrein	HEU-P1G-17	175.3	aangetoond	aangetoond
6	benzinepompiinstallatie	HEU-P1G-17	12.0	niet verdacht	verdacht
7	autoreparatiebedrijf	HEU-P1G-17	12.0	niet verdacht	verdacht
5	auto- en autobussenfabriek	HEU-P1G-17	24.8	niet verdacht	verdacht
9	handelsdrukkerij	HEU-P1G-17	53.4	verdacht	verdacht
28	vluchtigeproductenopslagtank	HEU-P2A-21	194.7	verdacht	niet verdacht
31	metaalpolijst- straal- graveer	HEU-P2A-21	30.5	verdacht	verdacht
53	autoreparatiebedrijf	HEU-P2A-21	395.3	niet verdacht	verdacht
21	voormalige stortplaats	HEU-P2B-22	2194.4	niet verdacht	aangetoond
44	brandstofgroothandel (vloeibaar)	HEU-P2D-24	25.6	niet verdacht	verdacht
10	handelsdrukkerij	HEU-P2E-25	13.8	verdacht	verdacht
52	werkplaats	HEU-P3C-33	9.2	niet verdacht	verdacht
49	vierdaagsekampement Heumensoord	HEU-P3C-33	47.5	niet verdacht	verdacht
17	vereniging	HEU-P3D-34	97.7	niet verdacht	verdacht
47	medisch centrum	HEU-P3E-35	64.0	verdacht	verdacht
18	voormalige stortplaats	HEU-P3F-36	69.0	aangetoond	aangetoond
48	militair oefenterrein	HEU-P4C-43	106.2	niet verdacht	verdacht

	Heumensoord				
50	vereniging	HEU-P4D-44	21.6	niet verdacht	verdacht
22	voormalige stortplaats	HEU-P4D-44	37.2	niet verdacht	verdacht
20	voormalige stortplaats	HEU-P4E-45	22.6	aangetoond	aangetoond
23	voormalige stortplaats	HEU-P4E-45	39.2	aangetoond	aangetoond
51	vereniging	HEU-P4E-45	66.2	niet verdacht	verdacht
13	voormalige stortplaats	HEU-P4F-46A	64.6	aangetoond	aangetoond
14	voormalige stortplaats	HEU-P4F-46A	66.9	aangetoond	aangetoond
15	voormalige stortplaats	HEU-P4F-46A	83.2	aangetoond	aangetoond
25	voormalige stortplaats	HEU-P4F-46A	103.5	aangetoond	aangetoond
39	benzinepompinstallatie	HEU-P4F-46A	25.3	niet verdacht	verdacht
8	chemische wasserij/stomerij	HEU-P4G-47	61.3	aangetoond	aangetoond
43	chemische wasserij/stomerij	HEU-P4G-47	31.5	verdacht	niet verdacht
34	metaalpolijst- straal- graveer	HEU-P4G-47	107.2	niet verdacht	verdacht
54	vliegclub	HEU-P5G-57	27.5	niet verdacht	verdacht
19	voormalige stortplaats	HEU-P6C-63	86.0	verdacht	verdacht

Tabel 13 Aangetroffen puntverontreinigingen

LOC ID	Locatie	UBI-omschrijving	Startdatum activiteit	Aangetroffen verontreiniging:
3	Houtlaan 3 Nijmegen	autowrakterrein	1971	Sb, Cu, Zn, Pb, gechl. aromaten, min. olie
16	Schutterspad 9	drinkwaterbedrijf	1938	aromaten, min. olie
24	Heiweg ong. Malden	voormalige stortplaats	1949	ZM, PAK, min.olie, EOX
2	Kastanjelaan Nijmegen	autowrakterrein	1971	Zn, Hg, Cu, Pb, Cd, Ni, min. olie, benzeen, toluen, 1,1,1-trichloorethaan, dichloormethaan, tri, EOCL, gechlloreerde oplosm.
21	Bosweg ong. Malden	voormalige stortplaats	1962	ZM, PAK, min. olie
18	Nijmeegsebaan 31 Groesbeek	voormalige stortplaats	1913	Cd, Zn, Pb, Cr, Cu, Hg, Ni, As, CN, benzo(a)pyreen, fenanthreen, anthraceen, fluoranthreen, chryseen, fenol, PAK, fenanthreen, fluoranthreen, ammoniumstikstof, koolwaterstoffen, xyleen, toluen, benzeen, tetrachloorkoolstof, chloroform
20	Kluisestr. 2-4 Malden	voormalige stortplaats	1960	min.olie, PAK, ZM, Pb, Cu, Ba, vl. arom.,EOX, VOCL
23	Sportweg nabij 6 Malden	voormalige stortplaats	1959	ZM, Pb, Ni, Cd, PAK, Ba, min. Olie, 1,2-dichloorbenzeen, vl. arom., VOCL, EOX
25	Maldenburchtstr. ong. Nijmegen	voormalige stortplaats	1956	Zn, Pb, Cu, As, Ni, Cd, Cr, PAK, min. olie, arom. oplosm, EOX, 1,1,1-trichloorethaan, tetrachlooretheen, cis 1,2-dichlooretheen, per, tri
15	Marie Curie str. ong. Nijmegen	voormalige stortplaats	1955	Zn, Pb, Cu, ZM, Cd, Cr, benzeen, per
25	Maldenburchtstr. ong. Malden	voormalige stortplaats	1950	ZM, Ni, min. Olie, PAK, VOCL
8	Heiweg 235 Nijmegen	chemische wasserij/stomerij	1948	Zn, Pb, Cu, Cr, min. olie, PAK, tetrachlooretheen, trichlooretheen, vinylchloride, 1,2-dichloorpropan