

RIVM rapport 703717010

2001/2002

**Toepassing van LGMCAD voor de berekening  
van nitraat in ruwwater op pompstations in  
Twente en de Achterhoek.**

Tevens achtergronddocument voor de Nationale  
Milieuverkenning 2000-2030.

G.J.M. Uffink en J.H.C. Mülschlegel

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het Directoraat-Generaal voor Milieubeheer, Directie Bodem, Water en Landelijk gebied, in het kader van project 703717, Doelgroep Actoren in de Waterketen.

## Verzendlijst

- 1 Drs. J.A. Suurland, Ministerie VROM
- 2 Ir. G.W. Ardon, Ministerie VROM
- 3 Ir. W. Cramer, Ministerie VROM
- 4 Prof. Dr. Ir. C. van den Akker, Technische Universiteit, Delft
- 5 Dr. P.J.T. van Bakel, SC-DLO, Wageningen
- 6 Dr. O. Batelaan, Vrije Universiteit Brussel, België
- 7 Ir. C.G.E.M. van Beek, Kiwa, Nieuwegein
- 8 Ir. H. Boukes, Adviesburo Harry Boukes, De Meern
- 9 Ir. C. van den Brink, IWACO, Groningen
- 10 Drs. H.P. Broers, Universiteit Utrecht
- 11 Ir. J. Griffioen, NITG-TNO, Utrecht
- 12 Drs. G.J.W. Krajenbrink, Waterleiding Laboratorium Oost, Doetinchem
- 13 Dr. Ir. W. de Lange, RIZA, Lelystad
- 14 Prof. Dr. Ir. A. Leijnse, NITG-TNO, Utrecht
- 15 Drs. G.B.J. Overbeek, Tebodin, Hengelo
- 16 Dr. Ir. P.F.A.M. Römken, Alterra, Wageningen
- 17 Dr. Ir. P. Venema, NITG-TNO, Delft
- 18 Dr. K. Walraevens, Universiteit van Ghent, België
- 19-28 Werkgroep Pyriet, p/a mw H. de Ruiters WMO
- 29 Bibliotheek VEWIN
- 30 Bibliotheek KIWA
- 31 Prof. Ir. N.D. Van Egmond
- 32 Ir. F. Langeweg
- 33 Ir. R. van den Berg
- 34 Ir. A.H.M. Bresser
- 35 Drs. A.H.W. Beusen
- 36 Ir. L.J.M. Boumans
- 37 Dr. Ir. J.J.B. Bronswijk
- 38 Ir. G. van Drecht
- 39 Dr. Ir. J.J.M. van Grinsven
- 40 Ir. B.J. de Haan
- 41 Ir. K. Kovar
- 42 Ir. M.J.H. Pastoors
- 43 Dr. H.F.R. Reijnders
- 44 Dr. A. Tiktak

45	Drs. W.J. Willems
46	Depôt Nederlandse Publikaties en Nederlands Bibliografie
47-48	Auteurs
49	Bureau Rapportenregistratie
50	SBC
51	Bibliotheek RIVM
52-65	Bureau Rapportenbeheer
66-80	Reserve exemplaren

## Abstract

Nitrate transport in deep aquifers was investigated in the framework of the fifth National Environmental Outlook. Here, model choices and input data are described and discussed in detail, focusing on the breakthrough of nitrates in abstraction wells used for the public drinking-water supply in the 2000-2030 period. Denitrification in the groundwater is included in the calculation. The model is applied to two sandy areas, Achterhoek and Twente, both located in the eastern part of the Netherlands. Model results indicate that nitrate concentrations are currently stable or slightly decreasing. The results also show that the nitrate concentrations for 2030 at the Achterhoek pumping stations will not exceed the EC drinking standard ( $50 \text{ mg L}^{-1}$ ), while the concentrations in the same year at 3 out of 16 pumping stations in Twente may exceed this standard.

Special attention is paid to the effects of denitrification. All calculations were performed twice, first with and then without denitrification. Denitrification was found to lead to concentrations of one order of magnitude lower than when denitrification was not taken into account. Since there is not enough known about the groundwater quality in 2000 to use it as starting point, 1950 was chosen to start off the simulation period. Errors due to an incorrect estimate of the quality in 1950 are small when concentrations for 2000-2030 are calculated. An additional advantage was the option of comparing simulated data with measurements collected since 1968. For the majority of pumping stations the model results turned out to be higher than the values measured, suggesting that the predicted nitrate concentrations for use in the fifth National Environmental Outlook were too high. Several explanations for this are discussed here.

# Inhoud

<b>Samenvatting</b>	7
<b>1. Inleiding</b>	9
<b>2. Geohydrologisch systeem</b>	11
2.1 Algemeen	11
2.2 Waterlopen en rivieren	14
2.3 Zandpakket en kleilagen	15
2.4 Grondwaterstanden en stroomsnelheden.	18
<b>3. Grondwaterwinningen</b>	21
3.1 Ligging	21
3.2 Onttrekkingshoeveelheid	22
3.3 Gegevens ruwwaterkwaliteit	24
<b>4. Modellen, methoden en data</b>	25
4.1 Landelijk Grondwatermodel LGM	25
4.2 Koppeling uitspoelingsmodel en transportmodel	28
4.2.1 Uitspoelingsmodel	28
4.2.2 Bovenrand grondwatersysteem	28
4.2.3 Topsysteem	29
4.3 Gegevens nitraatuitspoeling	33
4.4 Denitrificatie	35
<b>5. Resultaten</b>	39
5.1 Intrekgebied	40
5.2 Responsfunctie	42
5.3 Doorbraakkrommen	43
5.4 Prognoses	48
<b>6. Discussie</b>	51
6.1 Bovenrandvoorwaarde	51
6.2 Bovenrandvoorwaarde gebaseerd op STONE of NLOAD	53
6.3 Denitrificatie	58
6.4 Variatie onttrekkingshoeveelheden	59

<b>7. Conclusies en aanbevelingen</b>	61
<b>Literatuur</b>	63
<b>Appendix:A Uitspoeling volgens STONE</b>	65
<b>Appendix:B Doorbraakkrommen Pompstations Achterhoek. Metingen en rekenresultaten</b>	77
<b>Appendix:C Doorbraakkrommen Pompstations Twente. Metingen en rekenresultaten</b>	85
<b>Appendix:D Doorbraakkrommen Pompstations Achterhoek. Zonder denitrificatie</b>	91
<b>Appendix:E Doorbraakkrommen Pompstations Twente. Zonder denitrificatie</b>	99
<b>Appendix:F Factsheet Indicator MV5</b>	105

## Samenvatting

Voor de Nationale Milieuverkenning 5 2000-2030 (RIVM, 2000) zijn modelberekeningen uitgevoerd naar de verspreiding van nitraat in het diepe grondwater en in het bijzonder naar de toekomstige ontwikkeling van het nitraatgehalte in het opgepompte water van diverse drinkwaterpompstations. De afbraak van nitraat door denitrificatie in het diepe grondwater wordt hierbij in rekening gebracht. De berekeningen zijn uitgevoerd voor twee gebieden, de Achterhoek en Twente. Deze gebieden zijn representatief voor de zandgronden waar de nitraatproblematiek actueel is. Voor het mestbelastingsscenario is uitgegaan van het vastgesteld beleid (IN-scenario, zie ook Overbeek et al., 2001). De belangrijkste conclusie die uit de resultaten voor de MV5 werd getrokken, is dat de nitraatconcentraties op dit moment stabiel zijn of licht dalen. De daling zal na 2000 verder doorzetten. Verder blijkt dat tot 2030 de nitraatconcentratie in het ruwwater van alle in de Achterhoek gelegen grondwaterwinningen onder de drinkwaternorm van 50 mg NO<sub>3</sub>/l zal liggen en na 2030 zelfs beneden de streefwaarde van 25 mg/l. In de regio Twente is de situatie minder gunstig. Hier komt thans bij drie winningen het (berekende) nitraatgehalte boven de drinkwaternorm uit. De berekeningen geven aan dat dit in de jaren na 2030 nog zo is, ondanks de dalende concentraties die ook hier uit de berekeningen blijken.

In het voorliggende rapport worden de modelkeuzes voor de berekeningen vastgelegd en toegelicht en worden de gebruikte invoerdata besproken. Hierbij komt een aantal discussiepunten aan de orde die van belang zijn bij het evalueren van de opgestelde prognoses. Bij de modellering is vooral aandacht besteed aan de afbraak van nitraat in de diepere ondergrond (denitrificatie). Denitrificatie blijkt van doorslaggevend belang te zijn voor de modeluitkomsten. Alle berekeningen zijn tweemaal uitgevoerd: eenmaal met denitrificatie en eenmaal zonder. Denitrificatie leidt tot nitraatgehalten die een orde van grootte lager liggen dan wanneer geen rekening wordt gehouden met denitrificatie. Voor het voorspellen van nitraatgehalten in het grondwater, is denitrificatie in de diepe ondergrond het meest bepalende proces. Bij de hier gepresenteerde berekeningen zijn voor de denitrificatiesnelheid waarden gebruikt uit de studie van Uffink en Römkens (2001), waarbij berekende nitraatgehalten werden vergeleken met gegevens van het Landelijk Meetnet Grondwater.

Prognoses van het nitraatgehalte in grondwater zijn niet mogelijk zonder de huidige situatie betreffende de grondwaterkwaliteit te kennen (beginsituatie/beginvoorwaarde). Mathematisch gezien dient de grondwaterkwaliteit uit het jaar 2000 als beginsituatie te worden gebruikt. Omdat deze niet voldoende bekend was, is besloten het jaar 1950 als beginsituatie te kiezen en de gehele periode vanaf 1950 bij de modelsimulatie te betrekken. De fout in de prognoses veroorzaakt door een verkeerde schatting van de beginsituatie uit 1950, is naar verwachting verwaarloosbaar klein. Uitbreiding van de simulatieperiode met het interval 1950-2000 heeft een extra voordeel. In de periode vóór 2000 zijn in het ruwwater van

de drinkwaterpompstations nitraatgehaltes gemeten. Dit biedt de mogelijkheid rekenresultaten te vergelijken met gemeten waarden. In dit rapport is nagegaan hoe de gemeten waarden zich verhouden tot de rekenresultaten. Voor het merendeel van de pompstations blijken de meetwaarden beduidend lager te liggen dan de berekende waarden. De voor de MV5 berekende prognoses zijn daarom naar alle waarschijnlijkheid te hoog. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat de hier gebruikte nitraatafbraakparameters zijn gebaseerd op een eerder verrichtte modelcalibratie die uitging van een gegenereerde nitraatuitspoeling die een factor 2.5 tot 4 lager lag dan de uitspoeling die in de huidige studie is toegepast.



# 1 Inleiding

In het kader van de Nationale Milieuverkenning 5 2000-2030 (RIVM, 2000) zijn modelberekeningen uitgevoerd naar de verspreiding van nitraat in het diepe grondwater. Hierbij is de aandacht gericht op de ontwikkeling van het nitraatgehalte in het opgepompte water van diverse drinkwaterpompstations voor een tweetal gebieden in het oosten van het land, de Achterhoek en Twente. De berekeningen hebben betrekking op de periode 1950-2030. De gekozen modelgebieden Achterhoek en Twente zijn representatief voor de hooggelegen zandgronden waar de nitraatproblematiek actueel is. Hieronder vallen naast de gekozen modelgebieden grote delen van Overijssel, Gelderland, Drenthe, alsmede Noord-Brabant en delen van Limburg. In deze gebieden wordt 80% van het drinkwater uit het diepe grondwater gewonnen. In het voorliggende rapport worden de modelkeuzes nader toegelicht, de gebruikte invoerdata besproken en de berekeningsresultaten gepresenteerd.

De genoemde gebieden waren eerder onderdeel van een landelijke benadering in de Nationale Milieuverkenning 4 (RIVM, 1997) en van een onderzoek naar het voorkomen van nitraat en bestrijdingsmiddelen in onttrekkingsputten (Kovar et al., 1998). In de studie van Kovar werden voor alle winningen in freatisch en semispanningswater berekeningen uitgevoerd op basis van conservatief transport, d.w.z. zonder dispersie en afbraak. Gelijktijdig met de voorliggende berekening is voor een deel van de Achterhoek een 'pilotstudy' uitgevoerd betreffende het modelleren van nitraattransport in het diepe grondwater rekening houdend met denitrificatie. Over deze studie is recentelijk gerapporteerd (Uffink en Römken, 2001; Uffink, 2001).

De opzet voor de huidige (MV5) nitraatberekeningen wijkt op enkele punten af van de opzet bij de voorgaande milieuverkenning (MV4). Het Landelijk Grondwater Model (LGM) kent twee modules voor het transport van opgeloste stoffen: LGMCAM en LGMCAD. In de huidige studie is LGMCAD toegepast, terwijl de berekeningen voor MV4 zijn uitgevoerd met LGMCAM. De reden hiervoor is dat in LGMCAD rekening kan worden gehouden met denitrificatie, hetgeen in LGMCAM niet mogelijk is. Denitrificatie in de diepere ondergrond is van grote invloed op de nitraatconcentratie en bepaalt in belangrijke mate of in de toekomst het nitraat in het grondwater een probleem gaat vormen bij de bereiding van drinkwater. Het tweede verschil tussen de MV5 en MV4 berekeningen betreft de zogenoemde bovenrandvoorwaarde. Hiermee wordt de hoeveelheid nitraat bedoeld die vanuit de onverzadigde zone uitspoelt naar het grondwater. Bij de MV4 werd deze uitspoeling berekend met het uitspoelingsmodel NLOAD (Van Drecht, 1993; Van Drecht en Scheper, 1998 en Boumans en Van Drecht 1998). Voor de MV5 is het recentelijk ontwikkelde model STONE ingezet (Beusen et al., 2000; Overbeek et al., 2001). De systeembegrenzing van deze uitspoelingsmodellen verschilt onderling dermate dat de koppeling tussen uitspoelingsmodel en grondwatertransportmodel op enkele punten is aangepast.

Het rapport is als volgt ingedeeld. In hoofdstuk 2 wordt de geologische en geohydrologische opbouw van het studiegebied besproken. Hierbij worden tevens de stijghoogten en grondwatersnelheden gepresenteerd, zoals deze eerder werden bepaald met het Landelijk Grondwater Model (Kovar et al., 1998). In hoofdstuk 3 volgt een overzicht van de locaties van de pompstations waar grondwater wordt gewonnen ten behoeve van de openbare drinkwatervoorziening. In dat hoofdstuk wordt ook kort ingegaan op de herkomst van de nitraatconcentraties zoals die zijn gemeten in het op de winplaatsen van de pompstations gewonnen grondwater.

In hoofdstuk 4 wordt aandacht besteed aan de toegepaste modellen en de bijbehorende concepten. De koppeling van het grondwatertransportmodel met het uitspoelingsmodel is van belang en deze wordt kort besproken. Voor STONE is de koppeling met LGMCAD anders opgezet dan voorheen het geval was voor NLOAD. Dit verschil wordt hier toegelicht. De ruimtelijke beelden van de gegenereerde nitraatuitspoeling voor verschillende tijdstippen in de periode 1950-2030 zijn als bijlagen bij het rapport toegevoegd (Appendix A). In hoofdstuk 4 wordt ook de procedure voor het modelleren van denitrificatie nader uiteengezet. De ruimtelijke verdeling van de denitrificatiesnelheid (halfwaardetijd) wordt gepresenteerd, uitgaande van de bevindingen van de studie van Uffink en Römken (2001).

Hoofdstuk 5 is gewijd aan de rekenresultaten. Eerst is voor alle pompstations het intrekgebied berekend. Deze intrekgebieden zijn geprojecteerd op een kaart met uitspoelingsgegevens. Hiermee ontstaat direct een goed beeld van de pompstations waar hoge nitraatconcentraties in het ruwwater kunnen worden verwacht. Vervolgens is voor alle pompstations de zgn. responsfunctie bepaald. De responsfunctie geeft een indruk van de verblijftijd van het water in de ondergrond, voordat het door de pompstations wordt gewonnen. De verblijftijd kan worden gerelateerd aan de kans op nitraatreductie. Tenslotte zijn voor alle pompstations doorbraakkrommen berekend, uitgaande van de met STONE gegenereerde uitspoelingsgegevens. Deze berekende doorbraakkrommen zijn vergeleken met meetgegevens van de pompstations (zie Appendices B en D).

Hoofdstuk 6 bevat enkele discussie punten. Er wordt onder meer aandacht besteed aan de bovenrandvoorwaarde. De nitraatuitspoeling zoals die tot stand is gekomen uitgaande van de STONE simulaties wordt vergeleken met de uitspoeling die is gebaseerd op NLOAD berekeningen. Ook de representativiteit van de gebruikte afbraakparameters komt hier aan de orde.

## 2 Geohydrologisch systeem

### 2.1 Algemeen

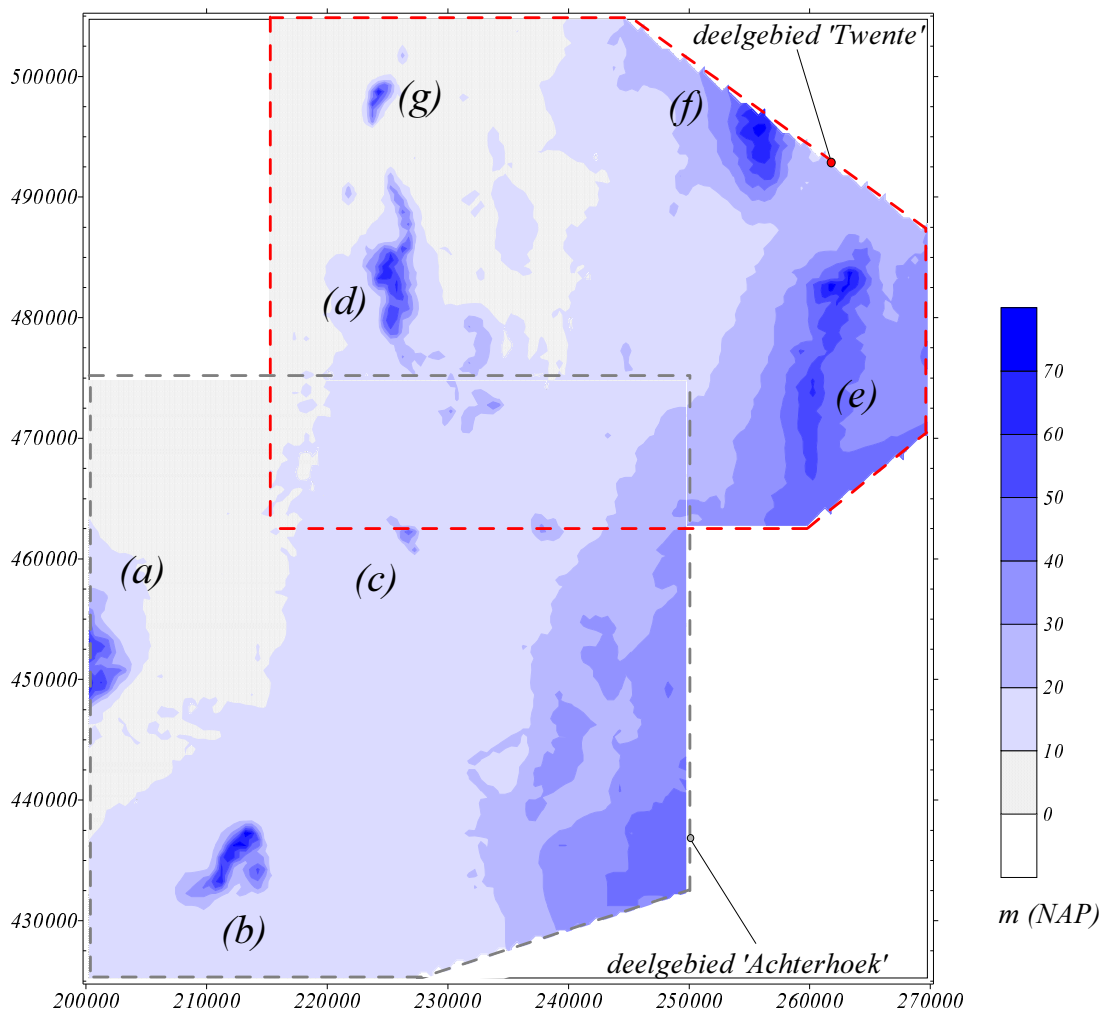
De ligging van de modelgebieden is aangegeven in Figuur 1. Het gebied Achterhoek is ongeveer  $50 \times 50 \text{ km}^2$  groot ( $x$ -coördinaten 200 - 250 km;  $y$ -coördinaten 425 - 475 km). De afmetingen van het modelgebied Twente zijn in de  $x$ -richting 55 km (coördinaten 215 - 270 km) en in de  $y$ -richting 42,5 km (coördinaten 462,5 - 505 km). De gebieden overlappen elkaar gedeeltelijk. Voor de presentatie van verschillende geohydrologische parameters zijn de modelgebieden samengevoegd tot één gebied, waarnaar wordt verwezen met 'het studiegebied'.

Het studiegebied wordt in het westen begrensd door het IJsseldal en in het oosten en zuiden door de grens met Duitsland. De begrenzing in het noorden valt min of meer samen met de provinciegrens Overijssel-Drenthe. De bodem bestaat voor het grootste deel uit zandgrond. In het IJsseldal en langs de beken komt rivierklei voor.

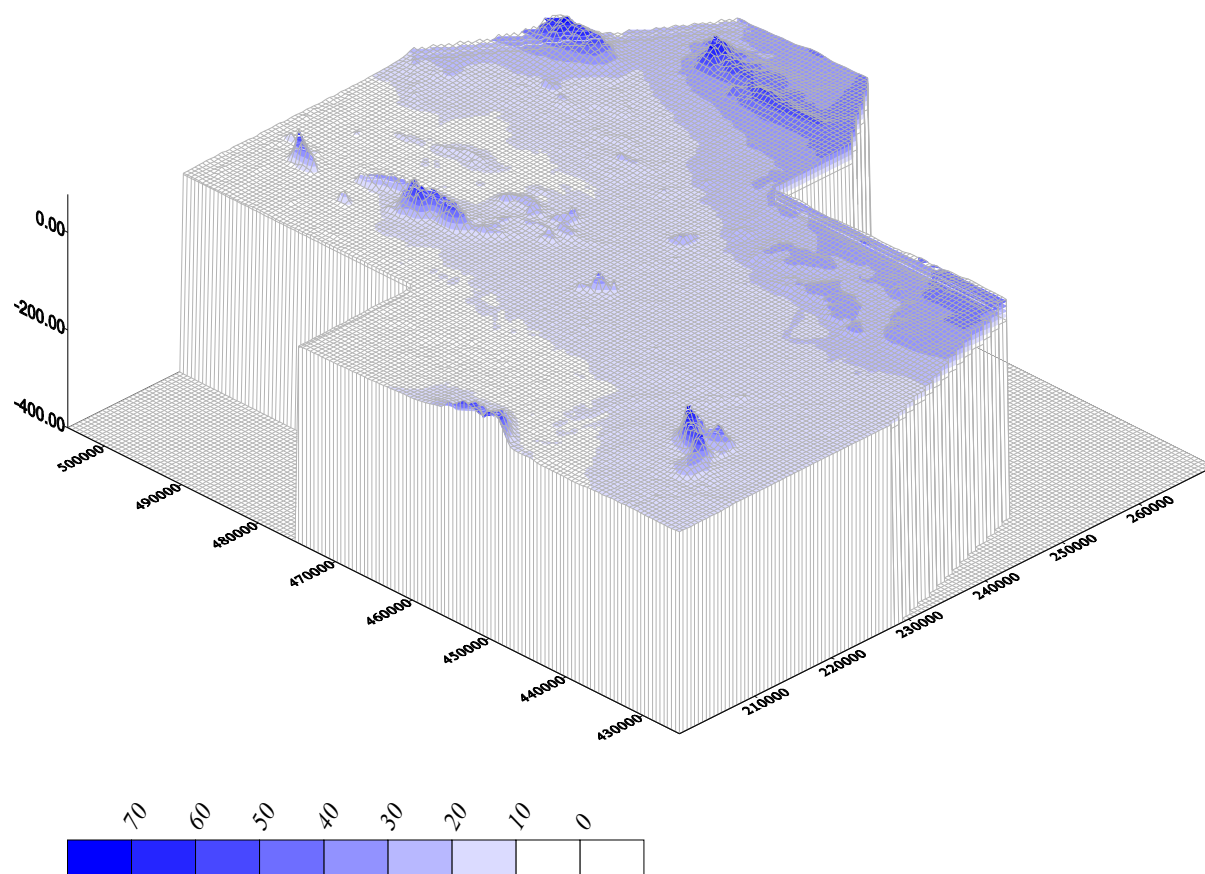


*Figuur 1 Locatie van de modelgebieden Achterhoek en Twente*

Figuur 2 geeft de hoogte van het maaiveld in meters ten opzichte van NAP. Het gebied is slechts weinig geaccidenteerd en er is sprake van een licht dalende tendens vanuit het oosten in westelijke tot noordwestelijke richting. Aan de westrand van het Achterhoekse deel is het begin van de Veluwe nog net zichtbaar (a). Andere opvallende elementen in het landschap zijn de heuvels van Montferland (b) en de Lochemerberg (c). Typerende kenmerken in het Twentse deel zijn de Holterberg/Nijverdal (Hellendoornsche Berg) (d), de stuwwallen van Oldenzaal (Lonnekerberg) (e), de stuwwal van Ootmarsum (f) en de Lemelerberg (g). Al deze gebieden zijn hoger gelegen dan de directe omgeving en zijn duidelijke infiltratiegebieden. Figuur 3 geeft de hoogte van het maaiveld nogmaals in een '3D-view'.



Figuur 2 Hoogte maaiveld in meters t.o.v. NAP

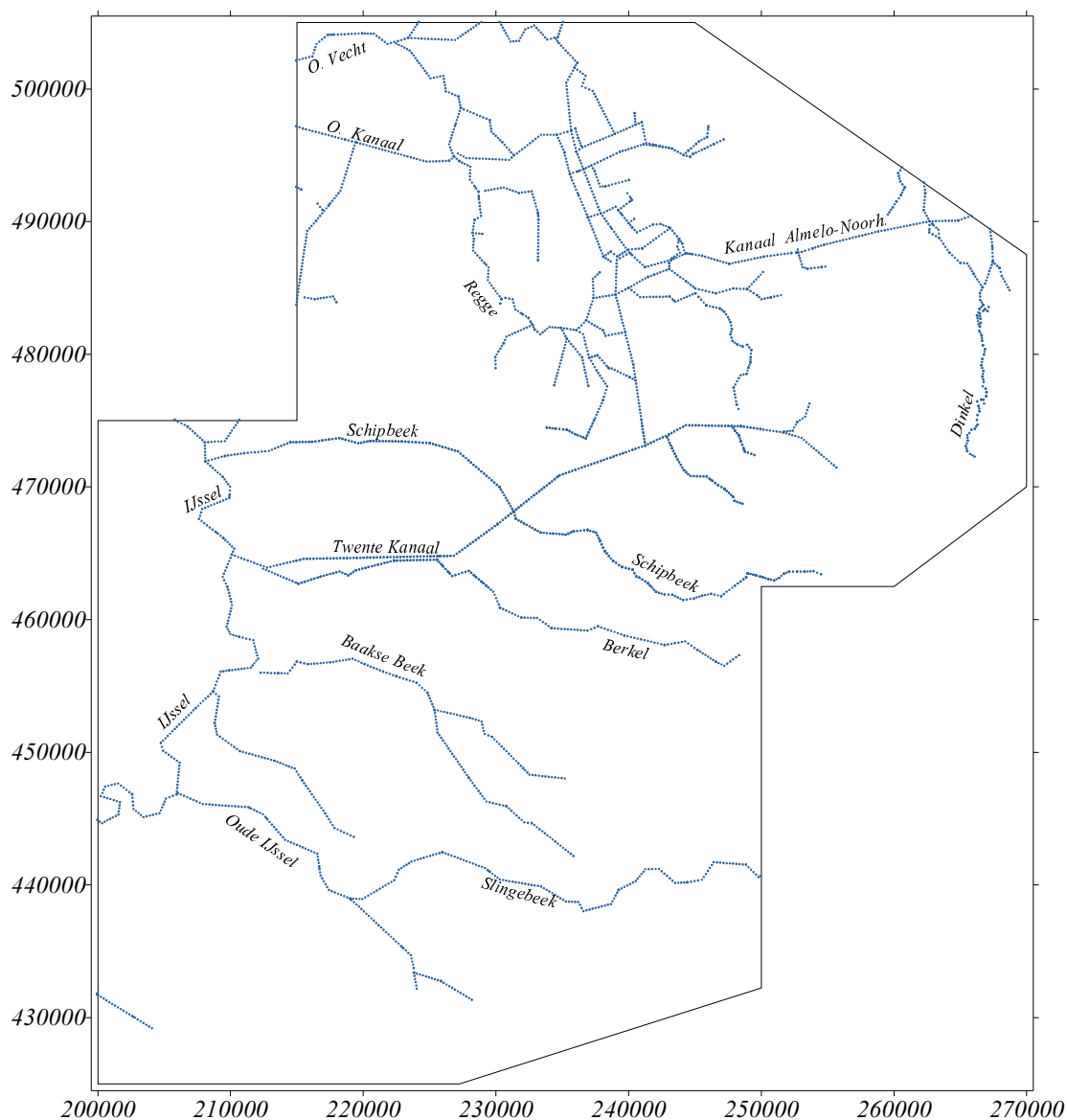


*m (NAP)*

*Figuur 3. Driedimensionaal beeld van maaiveldhoogte in het studiegebied*

## 2.2 Waterlopen en rivieren

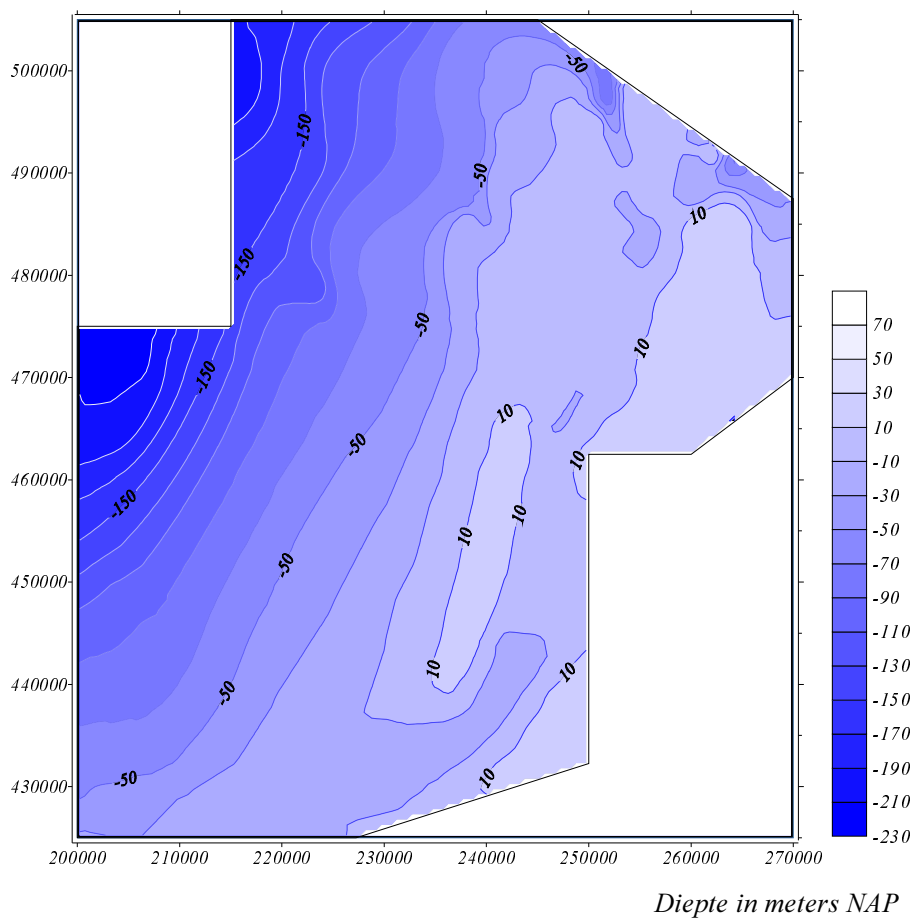
De belangrijkste waterloop in het studiegebied is de rivier de IJssel. Minder grote waterlopen als de Slingebeek, Baakse Beek, Berkel, etc. volgen de dalende tendens van het maaiveld in oost-westelijke richting en monden tenslotte uit in de IJssel. De IJssel zorgt via de genoemde beken voor de afwatering van het Achterhoekse deel van het gebied. Het zuidelijke deel van Twente loost het overtollige water via het Twente-kanaal en de Schipbeek eveneens op de IJssel. Het deel van Twente ten noorden van de Schipbeek/Twente kanaal watert af via de Regge en de Dinkel op de Overijsselse Vecht die aan de noordelijke rand van het gebied stroomt (slechts gedeeltelijk zichtbaar in Figuur 4).



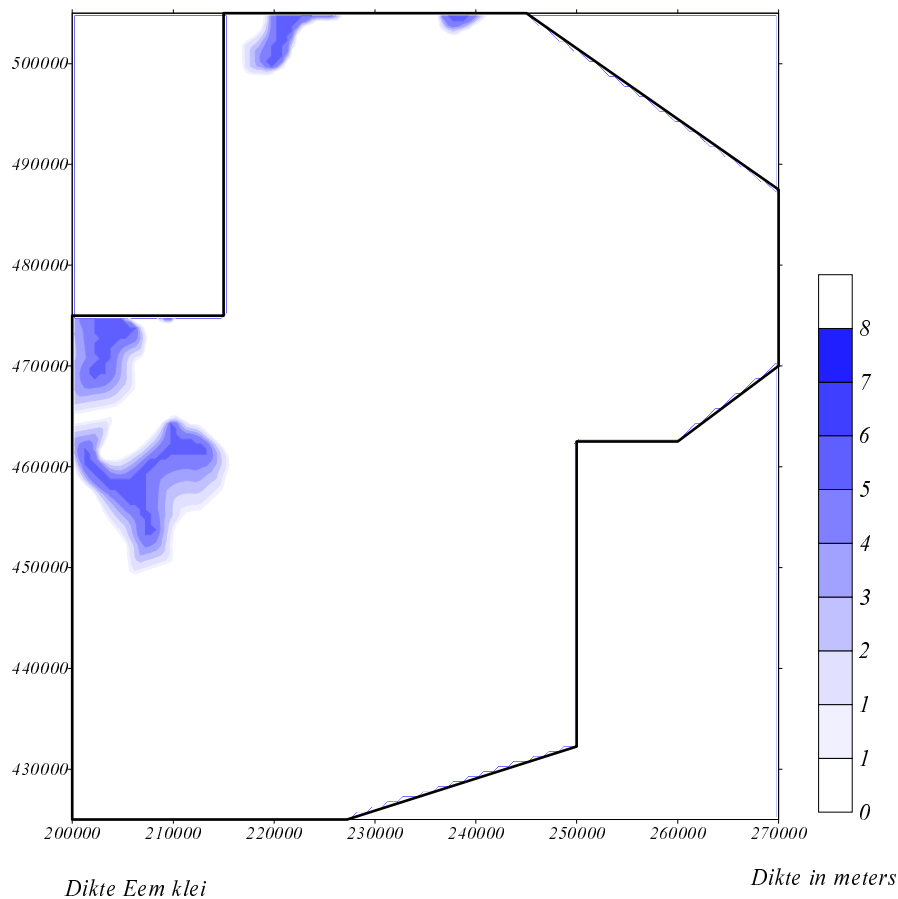
Figuur 4 Waterlopen in het studiegebied

## 2.3 Zandpakket en kleilagen

Het geohydrologische systeem bestaat uit een complex van goed waterdoorlatende pleistocene zandlagen. Aan de onderzijde wordt het pakket begrensd door slecht doorlatende tertiaire sedimenten die behoren tot de formatie van Breda. De totale dikte van het pleistocene pakket varieert aanzienlijk. Aan de oostelijke rand van het studiegebied heeft de dikte van het pakket een waarde in de orde van 10 tot 30 meter, terwijl ze naar het noordwesten toe oploopt tot 220 meter en meer. Dit is vooral het gevolg van de sterke daling van de formatie van Breda in west/noordwestelijke richting. De formatie van Breda kan worden beschouwd als de basis van het geohydrologische systeem. In het model is deze formatie als een ondoorlatende laag gemodelleerd. In het zuidoosten wordt de basis aangetroffen op een diepte van 10 meter boven NAP, terwijl deze in het noordoosten een diepte bereikt van meer dan 220 meter onder NAP (Figuur 5). In het oostelijke deel van het studiegebied ontbreekt de formatie van Breda plaatselijk. Hier wordt de basis van het pakket gevormd door de formatie van Rupel (Boomse Klei). Voor meer details met betrekking tot de geohydrologie van het studiegebied wordt verwezen naar Grootjans (1984) en Vermeulen et al., (1996), alsmede naar het NAGROM/TNO rapport (Anonymous, 1993).



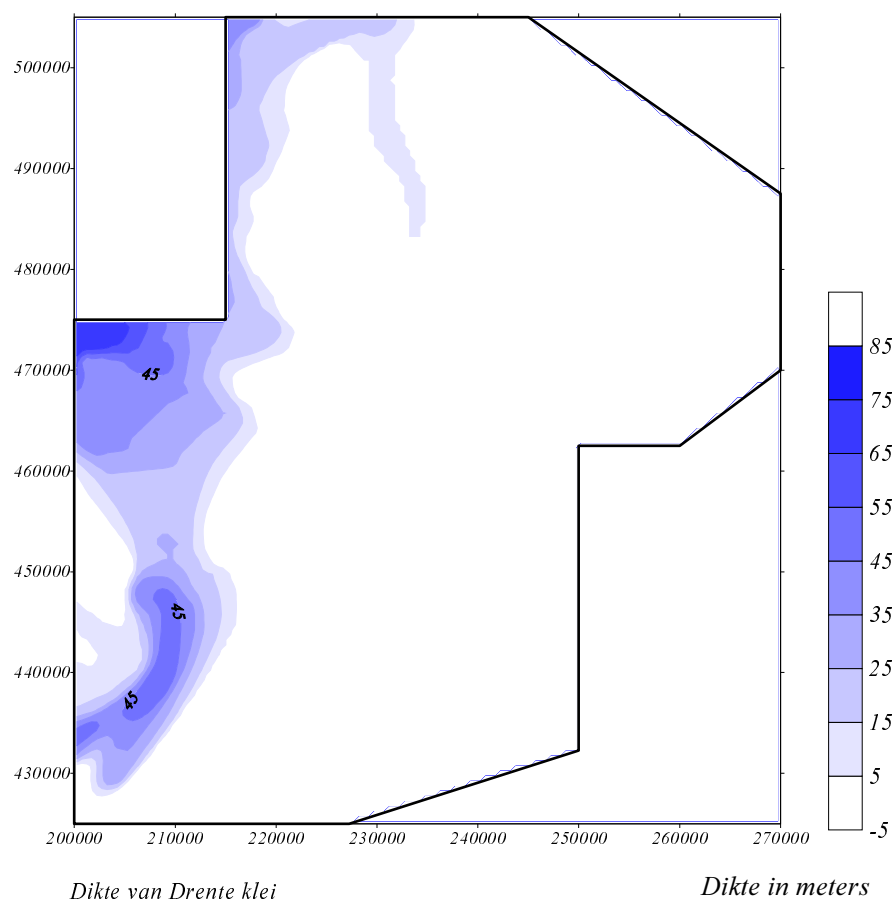
*Figuur 5 Ligging van de onderkant van het geohydrologische systeem*



*Figuur 6 Voorkomen en dikte van Eemklei afzetting*

In het westelijke deel van het studiegebied komen enkele kleilagen voor die het zandcomplex onderverdelen in afzonderlijke watervoerende pakketten. Onder de IJsselvallei bevindt zich tussen 5 m -NAP en 10 m -NAP een kleilaag van de Eem-formatie (Figuur 6). Deze laag is in principe over het gehele studiegebied aanwezig, maar bereikt alleen in de omgeving van de IJssel een dikte van maximaal 5 meter. De weerstand tegen verticale stroming is gering en varieert van een aantal dagen tot ca. 2500 dagen. Een meer belangrijke laag met zware klei (Drenthe/Tegelen formatie) bevindt zich in het zuidwestelijke deel van het studiegebied op een diepte van 20 m -NAP tot 80 m -NAP. Plaatselijk bereikt deze kleilaag zelfs een dikte van 50 meter (Figuur 7). Langs de gehele westrand van het studiegebied is deze kleilaag goed ontwikkeld en heeft ze een dikte van ongeveer 20 meter. Meer naar het oosten neemt de dikte af tot hooguit één of enkele meters. De hydraulische weerstand van de laag kan oplopen tot enkele tienduizenden dagen. Waar de bovengenoemde kleilagen ontbreken of een te verwaarlozen dikte hebben reageert het pleistocene complex als een enkelvoudig freatisch pakket.

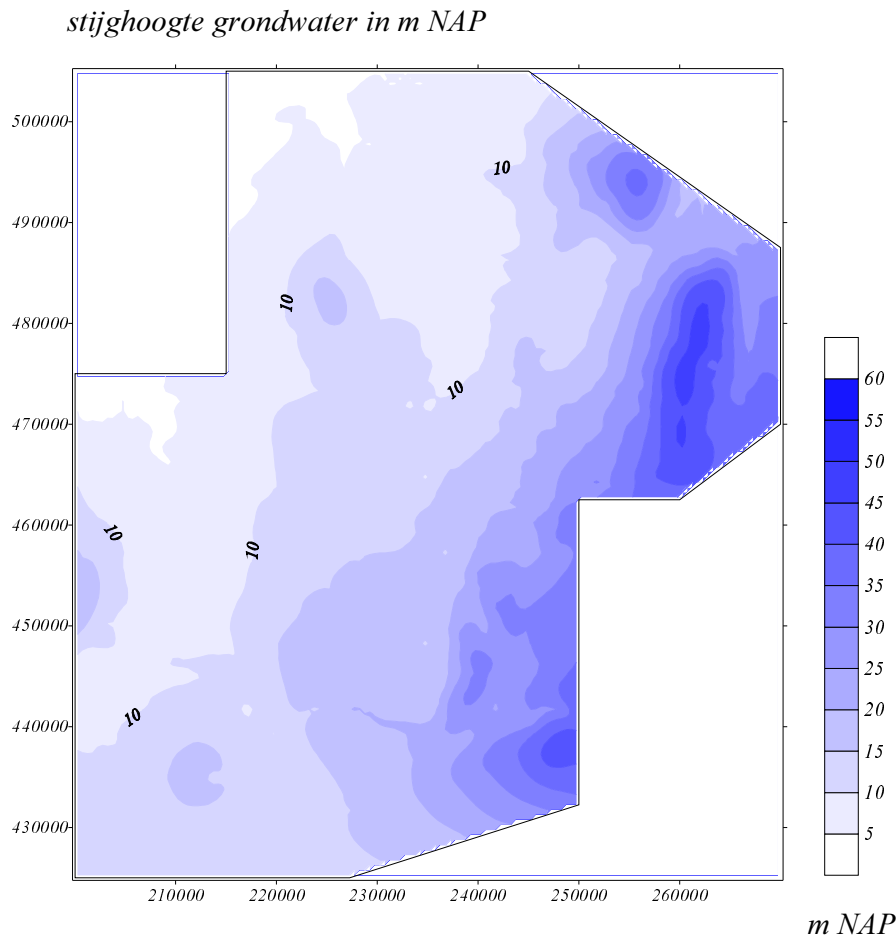




*Figuur 7 Voorkomen en dikte van 'Drenthe' klei.*

## 2.4 Grondwaterstanden en stroomsnelheden.

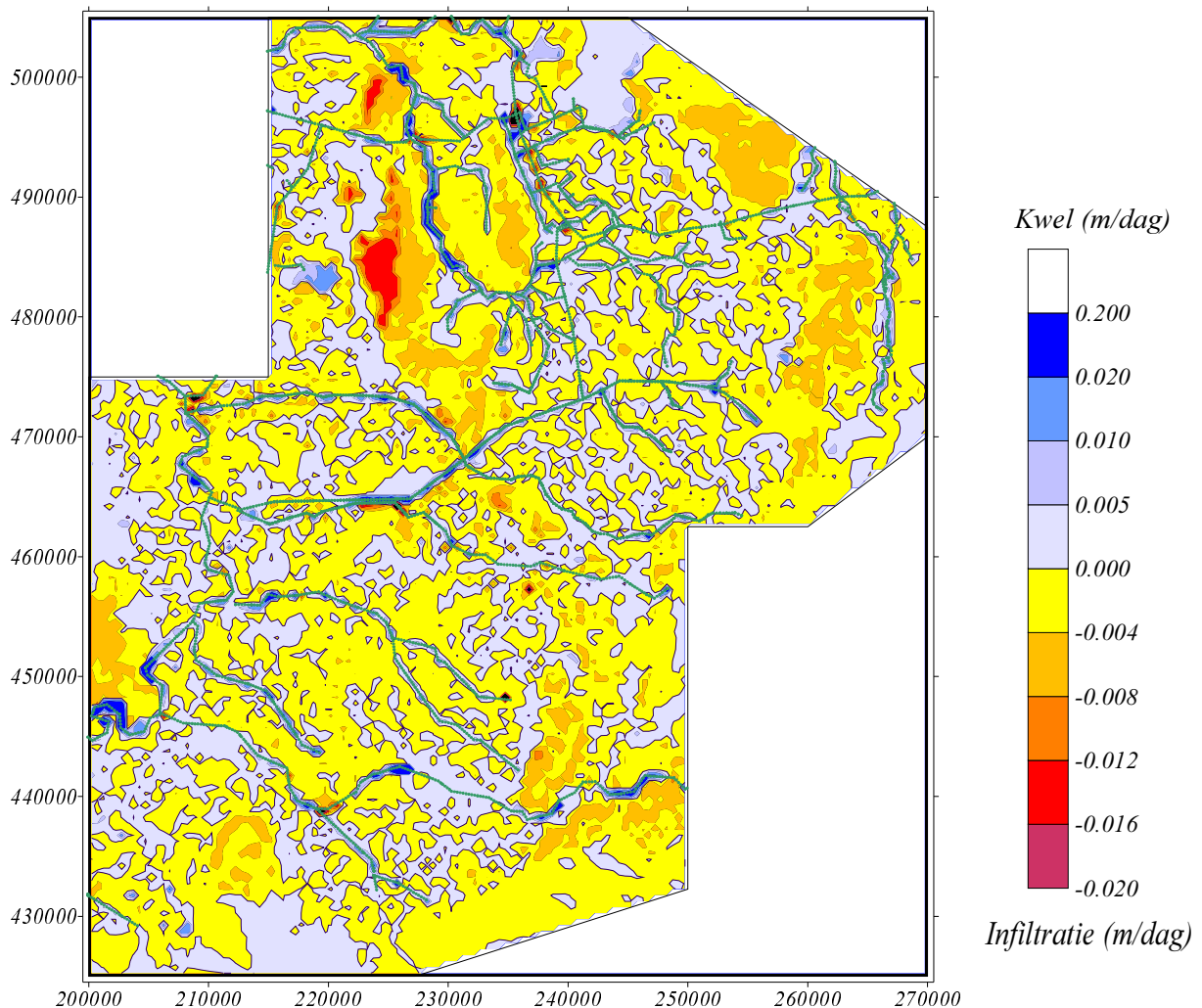
De grondwaterstanden (stijghoogten) en grondwatersnelheden zijn berekend met het Landelijk Grondwater Model LGM, versie 3 (Kovar et al., 1998). LGM is hier toegepast als een stationair model. De berekende variabelen worden derhalve representatief geacht voor de jaarlijks gemiddelde situatie. Voor de meteorologische data is uitgegaan van een zogenaamd standaard jaar (1988).



*Figuur 8 Verdeling van stijghoogte grondwater in meter NAP*

De stijghoogte in het bovenste watervoerend pakket vertoont in grote lijnen hetzelfde reliëf als dat van het maaiveld, zij het minder geprononceerd. Het verloop is licht hellend van oost naar west, terwijl de opbolling van de grondwaterspiegel ter plaatse van de infiltratiegebieden (Montferland, De Veluwe, Nijverdal, Ootmarsum, enz) goed zichtbaar is. Ook de invloed van het infiltrerende deel van de Slingebeek in het zuiden kan duidelijk worden waargenomen (20 m contour)

De Figuren 9 en 10 geven de grondwaterstroming op een diepte van 1 meter onder de grondwaterspiegel weer. Figuur 9 geeft de verticale stromingscomponent door middel van een contourplot. Met blauwe tot blauwgrijze tinten wordt een opwaarts gerichte snelheid

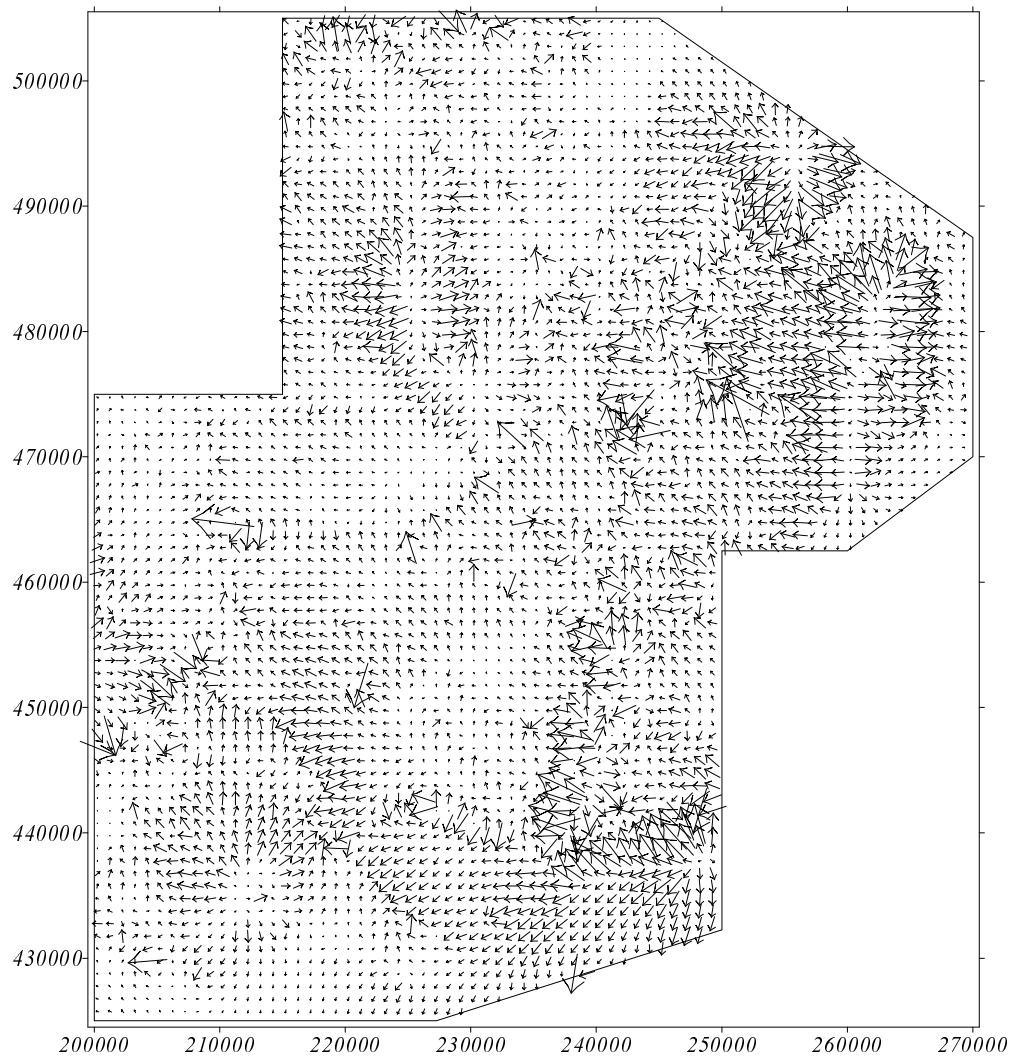


Figuur 9 Verticale grondwatersnelheid in (m/dag)

aangeduid (kwel), terwijl geel tot rood duidt op infiltratie (neerwaarts gericht). De ligging van de stuwwallen blijkt zeer bepalend te zijn voor infiltratiepatroon. Met name de gebieden rondom Nijverdal en de 'Lemelerberg' komen als sterke infiltratiegebieden naar voren. Een reden hiervoor is dat bij Nijverdal en de 'Lemelerberg' de bodem uit grove zanden bestaat in tegenstelling bijvoorbeeld tot de stuwwallen bij Oldenzaal waar diverse kleilagen zitten. Kwel komt voornamelijk voor langs de rivieren, beken en kanalen.

De horizontale snelheid is in beeld gebracht met een vector plot (Figuur 10). De pijlen geven de richting van de grondwaterstroming, terwijl de grootte van de pijl maatgevend is voor de snelheid zelf. De schaal is zodanig dat de lengte van de pijl overeenkomt met een verplaatsing van het grondwater in een periode van 8000 dagen (22 jaar). Goed zichtbaar is het radiale stromingspatroon rondom de infiltratie gebieden Montferland, Nijverdal en de stuwwallen van Ootmarsum en Oldenzaal. Direct buiten het infiltratiegebied is de stroming gericht van de infiltratiegebieden af. Op verschillende plaatsen zijn lokaal hoge snelheden

zichtbaar die niet in overeenstemming lijken met de stroming in de directe omgeving. Deze plaatselijke afwijking is het gevolg van de aanwezigheid van waterwinputten (zie ook hoofdstuk 3).

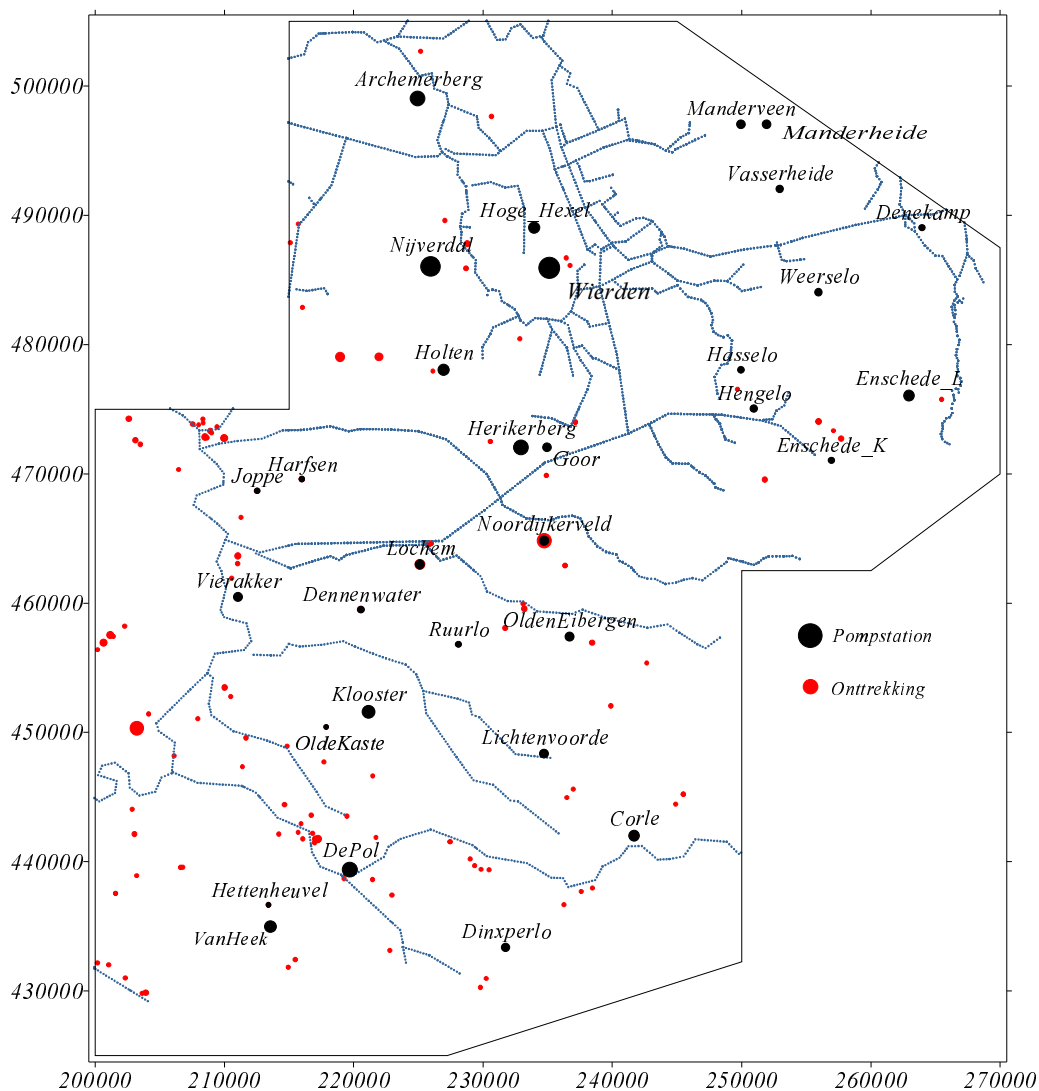


*Figuur 10 Richting en grootte van horizontale grondwatersnelheid.*

### 3 Grondwaterwinningen

#### 3.1 Ligging

In het studiegebied bevindt zich een groot aantal, zowel industriële als particuliere grondwaterwinningen, alsmede 32 winningen ten behoeve van de drinkwaterproductie (pompstations). Figuur 11 geeft de locatie van de beschouwde onttrekkingen. De pompstations zijn gemarkeerd met een zwarte cirkel; de overige onttrekkingen met rode cirkels. De diameter varieert en is evenredig met het onttrekkingsdebiet (zie ook Tabel 1)



Figuur 11 Ligging pompstations van waterleidingbedrijven en overige grondwateronttrekkingen

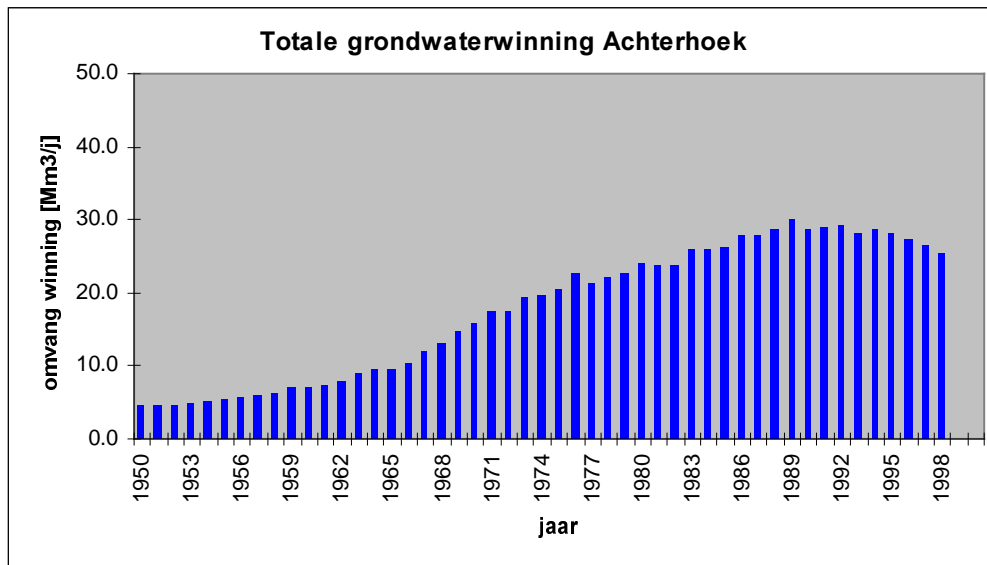
### 3.2 Onttrekkingshoeveelheid

Tabel 1 geeft de onttrekkingshoeveelheden van de pompstations in het studiegebied. Dit zijn hoeveelheden in m<sup>3</sup> per jaar. Tot de grootste pompstations in het Twentse deel behoren Nijverdal, Almelo/Wierden, Herikerberg en Archemerberg. In het Achterhoekse deel zijn De Pol (Doetinchem) en 't Klooster (Hengelo-Gld) de belangrijkste stations.

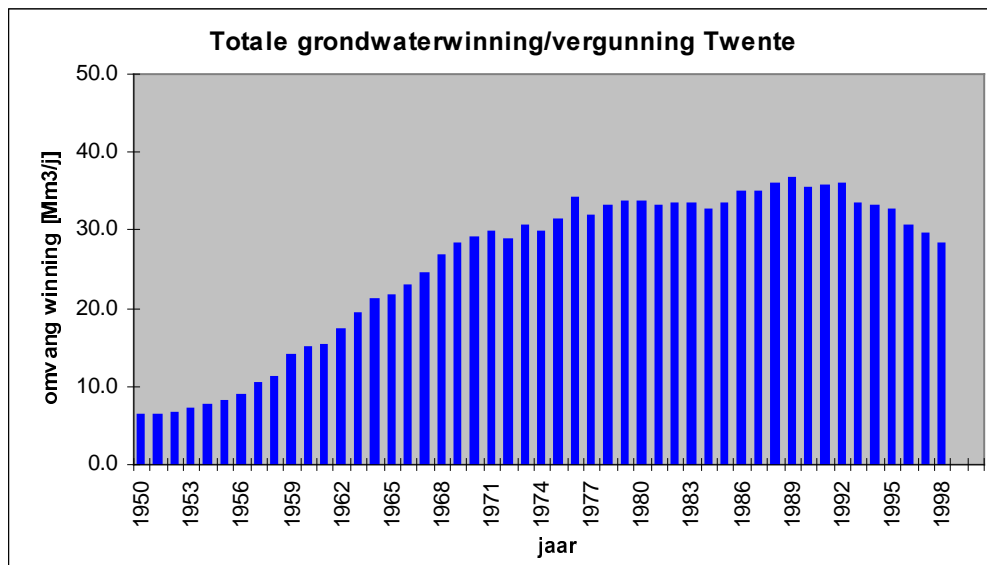
De onttrekkingen zijn in het model constant in de tijd verondersteld, maar in werkelijkheid zijn deze gedurende de periode 1950-1998 onderhevig geweest aan veranderingen. De grafieken in Figuur 12 en Figuur 13 geven een indruk van die verandering.

Tabel 1. Debiet en 'LAC-code' voor beschouwde pompstations. De 'LAC-code' is een door het RIVM gehanteerde code per pompstation.

<i>Achterhoek</i>			<i>Twente</i>		
<u>Pompstation</u>	<u>LAC code</u>	<u>Debiet m<sup>3</sup>/jaar</u>	<u>Pompstation</u>	<u>LAC code</u>	<u>Debiet in m<sup>3</sup>/jaar</u>
<i>Harfsen</i>	218	$0.7 \times 10^6$	<i>Archemerberg</i>	232	$4.0 \times 10^6$
<i>Gorssel 't Joppe</i>	217	$0.7 \times 10^6$	<i>Manderveen</i>	243	$1.5 \times 10^6$
<i>Noordijkerveld</i>	627	$2.0 \times 10^6$	<i>Manderheide</i>	243	$1.5 \times 10^6$
<i>Lochem</i>	223	$1.9 \times 10^6$	<i>Vasserheide</i>	251	$2.0 \times 10^6$
<i>Vierakker</i>	227	$1.9 \times 10^6$	<i>Hoge Hexel</i>	241	$2.5 \times 10^6$
<i>Dennenwater</i>	226	$1.1 \times 10^6$	<i>Denekamp</i>	234	$0.5 \times 10^6$
<i>Olden Eibergen</i>	216	$1.9 \times 10^6$	<i>Nijverdal</i>	245	$6.0 \times 10^6$
<i>Ruurlo</i>	225	$0.7 \times 10^6$	<i>Almelo/Wierden</i>	8	$6.5 \times 10^6$
<i>Klooster</i>	220	$3.4 \times 10^6$	<i>Weerselo</i>	248	$1.0 \times 10^6$
<i>Olde Kaste</i>	219	$0.3 \times 10^6$	<i>Holten</i>	242	$2.5 \times 10^6$
<i>Lichtenvoorde</i>	221	$1.9 \times 10^6$	<i>Hasselo</i>	238	$0.7 \times 10^6$
<i>Corle</i>	289	$2.6 \times 10^6$	<i>Enschede Losser</i>	51	$2.4 \times 10^6$
<i>De Pol</i>	215	$4.2 \times 10^6$	<i>Hengelo</i>	116	$1.0 \times 10^6$
<i>Hettenheuvel</i>	2035	$0.3 \times 10^6$	<i>Herikerberg</i>	240	$4.0 \times 10^6$
<i>VanHeek/Montferland</i>	224	$2.9 \times 10^6$	<i>Goor</i>	237	$1.5 \times 10^6$
<i>Dinxperlo</i>	214	$1.6 \times 10^6$	<i>Enschede Kotmanln</i>	52	$0.5 \times 10^6$
<i>Totaal Pompstations</i>		$28.0 \times 10^6$	<i>Totaal Pompstations</i>		$37.1 \times 10^6$
<i>Totaal Gewonnen</i>		$67.7 \times 10^6$	<i>Totaal Gewonnen</i>		$59.4 \times 10^6$



Figuur 12 Ontwikkeling hoeveelheid gewonnen grondwater door pompstations in de Achterhoek.



Figuur 13 Ontwikkeling hoeveelheid gewonnen grondwater door pompstations in Twente

De totale onttrekking is aanzienlijk gestegen in de periode 1960-'80. Nadien is de onttrekking redelijk constant gebleven, terwijl de laatste vijf jaar sprake is van een lichte daling. Op de gevolgen van het toepassen van constante debieten op het rekenresultaat wordt ingegaan in hoofdstuk 6 (Discussie).

### 3.3 Gegevens ruwwaterkwaliteit

Het door de pompstations gewonnen grondwater vormt de grondstof voor de bereiding van drinkwater. De kwaliteitscontrole van de grondstof (ruwwater) en het daaruit bereide drinkwater (reinwater) is wettelijk geregeld in het Waterleidingbesluit en dient te worden uitgevoerd door de waterleidingbedrijven. Voor de registratie en verwerking van deze gegevens is het REWAB-programma (**registratie** opgaven van **w**aterleiding**b**edrijven) ontwikkeld. REWAB is sinds 1993 operationeel. Op basis van de verzamelde informatie wordt jaarlijks een landelijke rapportage uitgebracht over de drinkwaterkwaliteit in Nederland (Versteegh en Lips, 1998).

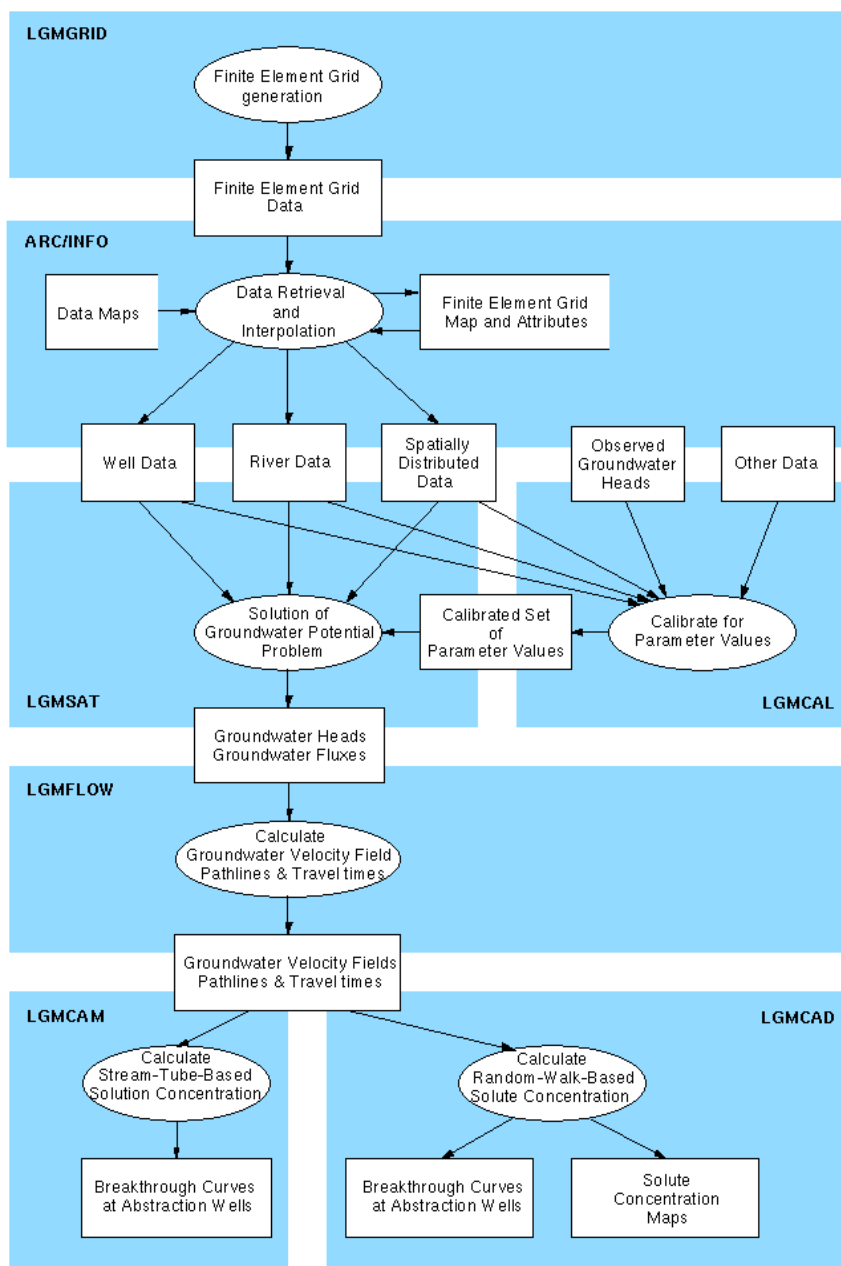
Voorafgaand aan de realisatie van REWAB werd de kwaliteit van het uitgaande reinwater van alle Nederlandse drinkwaterpompstations jaarlijks geanalyseerd door het RIVM. De resultaten van dit onderzoek werden, onder vermelding van eventueel geconstateerde afwijkingen ten opzichte van de in het Waterleidingbesluit vermelde (o.a. norm-)waarden, aan de IMH gezonden (Smit et al., 1990). De gegevens vanaf eind jaren zestig zijn opgenomen in het zogenoemde Landelijk Meetnet Drinkwater (LMD).



## 4 Modellen, methoden en data

### 4.1 Landelijk Grondwatermodel LGM

Het Landelijk Grondwater Model, LGM, bestaat uit een aantal rekenprogramma's voor de grondwaterstroming en het transport van opgeloste stoffen in een multi-aquifer systeem. Dit pakket is ontwikkeld door het RIVM (Kovar et al., 1992; Pastoors, 1992) en kent verschillende modules. Figuur 14 geeft een overzicht van de modules en van de onderlinge samenhang.



Figuur 14 Overzicht LGM modules en onderlinge samenhang

De procedure voor de berekening van nitraattransport in het grondwater kan worden verdeeld in een aantal stappen:

- 1) Berekening van de stijghoogteverdeling in het grondwater. (LGMSAT)
- 2) Berekening van grondwatersnelheden. (LGMFLOW)
- 3) Berekening van nitraatconcentraties (LGMCAD).

#### **Ad 1)**

Met LGMSAT wordt de stijghoogte in de aquifers berekend. Dit programma is gebaseerd op de eindige elementen methode. Het programma kan zowel stationaire als instationaire grondwaterstroming aan, maar voor de huidige studie is de stroming opgevat als een stationair systeem. Dit houdt in dat seizoensinvloeden niet zichtbaar zijn en dat geen onderscheid wordt gemaakt tussen droge of natte jaren. De berekende hydrologische situatie is representatief is voor een gemiddeld jaar. Voor de MV5 is gebruik gemaakt van LGMSAT berekeningen die in eerdere studies werden verkregen (Kovar et al., 1998). Deze berekeningen werden uitgevoerd met een  $250 \times 250 \text{ m}^2$  elementen grid. De resultaten zijn gekalibreerd aan de hand van gemeten stijghoogten (zie ook § 2.5).

#### **Ad 2)**

In principe kan men de stroomsnelheden van het grondwater vinden door het differentieren van het stijghoogteverloop en vervolgens de wet van Darcy toe te passen. Dit levert echter een snelheidsveld op dat discontinu is op de roosterlijnen van het grid. Bij de berekening van het transport van opgeloste stoffen geeft een discontinu snelheidsveld grote problemen met de stofbalans. In LGMFLOW worden de horizontale snelheidscomponenten daarom bepaald met een eindige elementen benadering op een soortgelijke wijze als de stijghoogte (Leijnse, 2001). Op deze manier wordt een continu snelheidsveld verkregen. Voor de verticale stromingscomponent wordt een andere beschouwing toegepast. In LGMSAT, dat is gebaseerd op een Dupuit-Forchheimer benadering, heerst namelijk in verticale zin geen verschil in stijghoogte binnen een afzonderlijke aquifer. De verticale stromingscomponent kan bij benadering worden bepaald met een continuïteitsbeschouwing. Dit komt in feite neer op het oplossen van een driedimensionaal stromingsprobleem waarbij de verticale doorlatendheid oneindig groot wordt verondersteld. In de literatuur is deze methode, die al eerder op ruime schaal werd toegepast, voor het eerst beschreven door Strack (1984) en is sindsdien bekend geworden als de 'methode Strack'.

#### **Ad 3)**

Het transport van opgeloste stoffen wordt berekend met LGMCAD. LGMCAD maakt gebruik van 'particle tracking'. Dit is een techniek waarbij tijdens het rekenproces deeltjes worden geïntroduceerd. Van deze deeltjes wordt de verplaatsing berekend en de massaverandering in de tijd. De massa van een deeltje stelt een zekere hoeveelheid opgeloste stof voor, in de huidige studie een hoeveelheid nitraat. De transportberekening komt in principe neer op het oplossen van de volgende vier simultane differentiaalvergelijkingen:

$$\begin{aligned}
 \frac{dx}{dt} &= f_x(x, y, z) \\
 \frac{dy}{dt} &= f_y(x, y, z) \\
 \frac{dz}{dt} &= f_z(x, y, z) \\
 \frac{dm}{dt} &= f_m(x, y, z, m)
 \end{aligned}
 \tag{1}$$

Hier stellen  $x$ ,  $y$ ,  $z$  de coördinaten van een deeltje voor, terwijl  $m$  de massa van het deeltje is. De eerste drie vergelijkingen vormen de zogenaamde bewegingsvergelijkingen. De functies  $f_x$ ,  $f_y$ , en  $f_z$  bestaan uit een deterministische en een stochastische component. Het deterministische deel beschrijft de advectionele stroming. De stochastische component brengt de invloed van dispersie in rekening in rekening. Voor de theoretische achtergrond van deze rekenmethode wordt verwezen naar Uffink (1990). Om nitraatafbraak te kunnen simuleren is het oorspronkelijke stelsel van drie bewegingsvergelijkingen uitgebreid met een vierde vergelijking die de verandering van de massa beschrijft. Er wordt hierbij uitgegaan van een eerste-orde afbraakproces (zie ook § 4.4). Bij een eerste-orde proces is de massaverandering  $dm/dt$  gelijk aan (minus) het product van de massa  $m$  en een parameter  $\lambda$ , die de afbraaksnelheid [ $T^{-1}$ ] wordt genoemd:

$$f_m(x, y, z, m) = -m \times \lambda(x, y, z) \tag{2}$$

Zoals is aangegeven kan  $\lambda$  een functie zijn van de plaats. In dit rapport is, in navolging van Wendland, de afbraaksnelheid niet door  $\lambda$  gekarakteriseerd, maar door de halfwaardetijd  $T_{50}$ . De halfwaardetijd is gerelateerd aan  $\lambda$  volgens:

$$T_{50} = \frac{\ln(2)}{\lambda} \tag{3}$$

De ruimtelijke verdeling van de halfwaardetijd wordt nader beschreven in § 4.4.

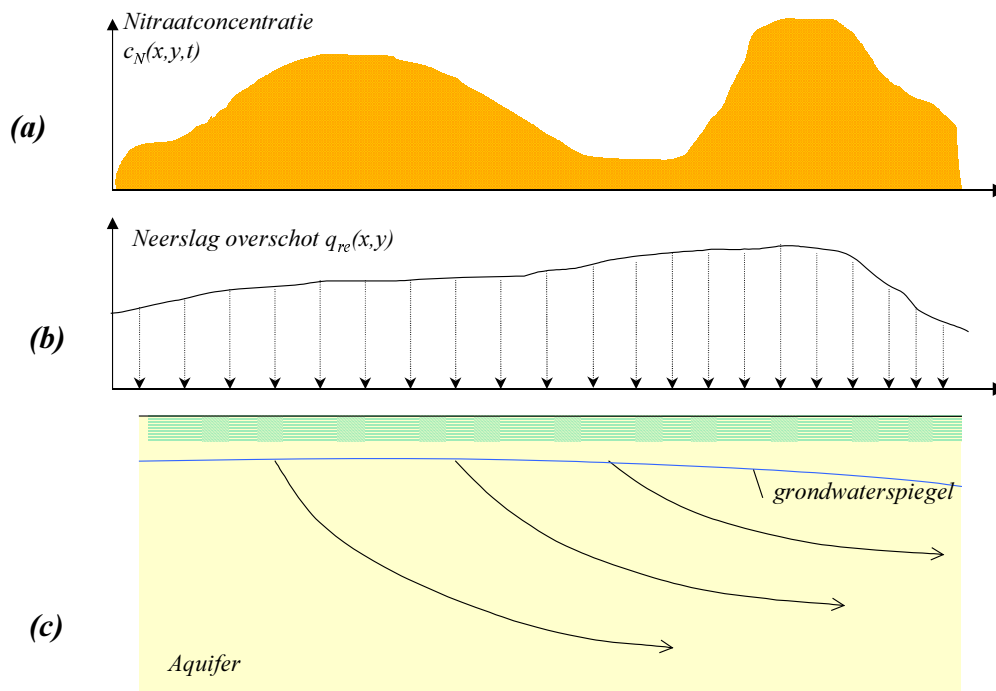
## 4.2 Koppeling uitspoelingsmodel en transportmodel

### 4.2.1 Uitspoelingsmodel

De hoeveelheid nitraat die vanuit de onverzadigde zone uitspoelt naar het grondwater wordt berekend met een nutriëntenuitspoelingsmodel. Bij de MV5 is hiervoor het model STONE ingezet (Beusen et al., 2000; Overbeek et al., 2001). In andere studies waaraan in dit rapport wordt gerefereerd werd het model NLOAD gebruikt, aangevuld voor bos en stedelijk gebied met data uit een statische analyse (Van Drecht, 1993; Van Drecht en Scheper, 1998 en Boumans en Van Drecht 1998). De uitkomsten van zowel STONE als NLOAD moeten worden omgewerkt tot een vorm die als randvoorwaarde kan dienen voor LGMCAD. Daarbij is het van belang hoe de STONE en NLOAD worden geïnterpreteerd. Er bestaan in deze interpretatie verschillen die voor de koppeling relevant. In deze paragraaf wordt nader op deze materie ingegaan.

### 4.2.2 Bovenrand grondwatersysteem

Voor de modelmatige beschrijving van nitraattransport in het grondwater is het noodzakelijk om de nitraatuitspoeling vanuit de onverzadigde zone naar het grondwater te kennen. Dit wordt korthedshalve de bovenrandvoorwaarde genoemd. Om een goede randvoorwaarde voor het transportmodel te krijgen dienen de resultaten van het uitspoelingsmodel verschillende manipulaties te ondergaan die te maken hebben met de enigszins gecompliceerde situatie aan de bovenrand. Een schematische voorstelling hiervan is gegeven in Figuur 15. Figuur 15a geeft een hypothetisch (ruimtelijk) verloop van de nitraatconcentratie  $c_N(x, y, t)$  aan de onderkant van de onverzadigde zone. In Figuur 15b is de voeding van het grondwater afgebeeld. In principe bestaat deze term uit het neerslagoverschot  $q_{re}$ . De afvoer naar de sloten en drains gaat hier nog vanaf, maar in deze paragraaf wordt deze term nog buiten beschouwing gelaten (zie § 4.2.3). Het model is stationair en rekent met een gemiddeld neerslagoverschot. Samen met het neerslagoverschot wordt een nitraatvracht  $\Phi_{re} = c_N \times q_{re}$  in het grondwater gebracht. Aangezien  $c_N$  verandert in de tijd, is de nitraatflux  $\Phi_{re}$ , in tegenstelling tot de waterflux  $q_{re}$ , wel een tijdsafhankelijke term. De nitraatflux  $\Phi_{re}$  zou gelden als bovenrandvoorwaarde als er geen afvoer naar sloten en drains bestond. Deze afvoer wordt in LGM/LGMCAD gemodelleerd met het topsysteem. Een complicatie daarbij is dat de uitspoelingsmodellen ook een deel van de verzadigde zone en daarmee een deel van het topsysteem modelleren, zodat de plaats waar de modellen moeten worden gekoppeld niet altijd zonder meer duidelijk is.

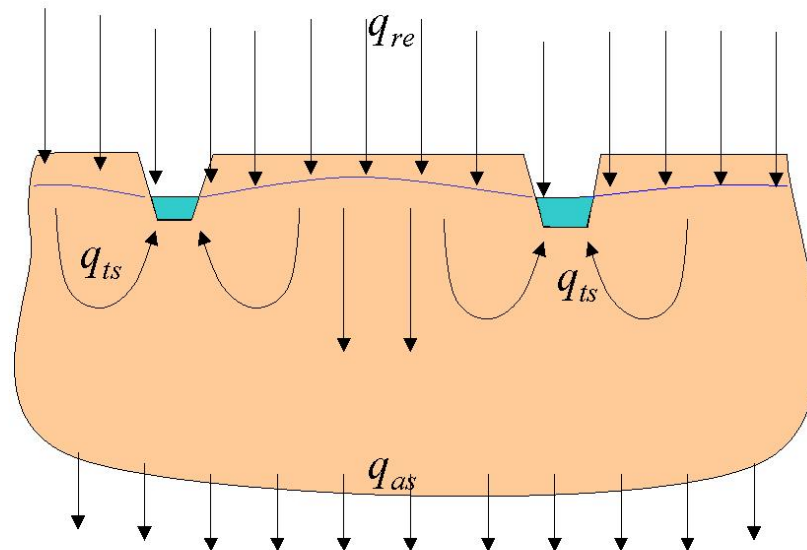


Figuur 15 Schematische voorstelling bovenrandvoorwaarde. Horizontale as: ruimtelijke coördinaat. Verticaal in fig (a) Nitraatconcentratie, (b) Neerslagoverschot, (c) Diepte.

### 4.2.3 Topsysteem

In de situatie aan de bovenrand (of grondwaterspiegel), zoals geschetst in voorgaande paragraaf, is ter vereenvoudiging, de interactie tussen het bovenste (ondiepe) grondwater en het klein-oppervlaktewater (sloten en drains) weggelaten. Deze interactie wordt door het model in rekening gebracht met een concept dat het **topsysteem** wordt genoemd. Voor de koppeling met het uitspoelingsmodel is een nauwkeurige definitie van het topsysteem van belang, omdat de uitspoelingsmodellen NLOAD en STONE hier een verschillende behandeling vergen. De rekenresultaten uit NLOAD zijn in de studie van Uffink en Römken (2001) geïnterpreteerd als de hoeveelheid nitraat die vrijkomt aan het freatisch vlak, d.w.z. **vóór passage** door het topsysteem. Bij een drainerend topsysteem bereikt slechts een deel van deze hoeveelheid het diepe grondwater (zie Figuur 16). De rest stroomt na een relatief kort verblijf in het (ondiepe) grondwater af naar het slotenstelsel en verdwijnt uit het grondwatersysteem. Deze hoeveelheid dient voorafgaand aan de eigenlijke LGMCAD run te worden bepaald. Vervolgens wordt de (nieuwe) randvoorwaarde voor LGMCAD gedefinieerd als de nitraathoeveelheid die meekomt met het neerslagoverschot verminderd met de nitraatafvoer naar de sloten en drains. Voor de huidige berekeningen zijn uitspoelingsgegevens STONE gebruikt uitgedrukt in concentraties. Wanneer deze concentraties worden vermenigvuldigd met de waterflux die het diepe grondwater direct voedt, dus **na passage** van het topsysteem, is de via drainage afgevoerde hoeveelheid hierin

automatisch verdisconteerd. Ook is van belang dat NLOAD massa hoeveelheden (nitraat) aanlevert, terwijl de door STONE geleverde gegevens betrekking concentraties betreffen. In deze paragraaf zullen de hoeveelheden water en nitraat die in het topsysteem een rol spelen nader worden besproken.



*Figuur 16 Schema Topsysteem*

Wat betreft de hoeveelheden grondwater kunnen drie (specifieke) volume-fluxen worden onderscheiden, (dimensie [ $L^3 L^{-2} T^{-1}$ ]):

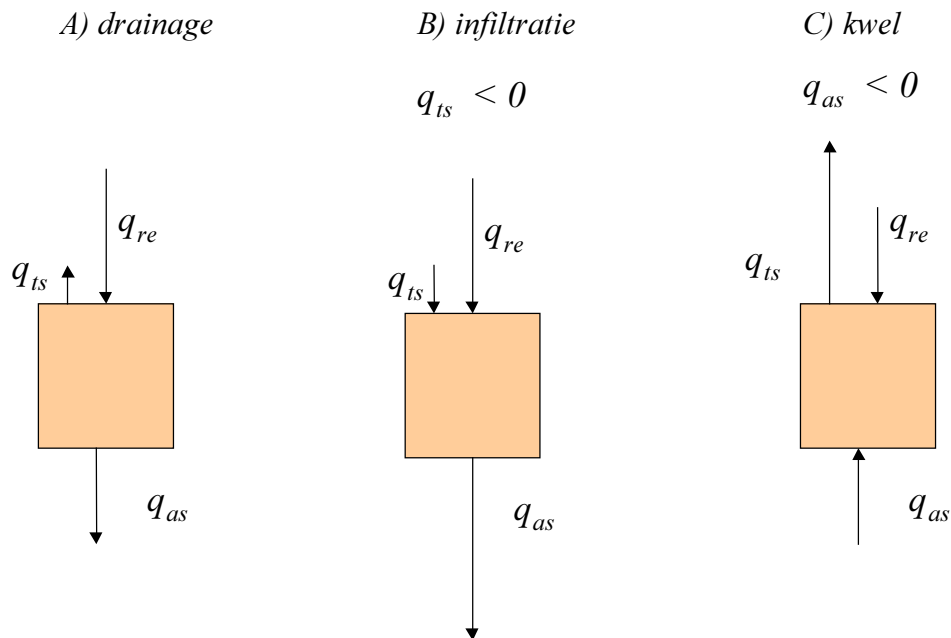
1. Het neerslag overschot, aangeduid met  $q_{re}$  (*rain excess*). Dit is het volume water dat ter plaatse van het freatisch vlak in het pakket infiltreert (per eenheid van oppervlak en eenheid van tijd).
2. De aanvulling van het (diepe) grondwater,  $q_{as}$ . Dit is de netto hoeveelheid water die ten goede komt aan het (diepe) grondwater systeem (*aquifer system*). Deze grootte wordt net als  $q_{re}$  diffuus verspreid gedacht over het horizontale vlak (volume per eenheid van oppervlak en eenheid van tijd).
3. De door het top-systeem naar het klein oppervlaktewater afgevoerde hoeveelheid water,  $q_{ts}$ .

Tussen deze drie termen geldt de relatie:

$$q_{as} + q_{ts} = q_{re} \quad (4)$$

Hier wordt  $q_{re}$  opgevat als source-term, d.w.z.  $q_{re}$  is positief als er aanvulling plaats vindt. De term  $q_{re}$  is altijd positief. De topsysteem-flux  $q_{ts}$  is een sink-term, hetgeen inhoudt dat, als  $q_{ts}$  positief is, er water wordt afgevoerd naar het klein oppervlaktewater (sloten en drains). De

flux  $q_{ts}$  hangt mede af van de in LGM berekende stijghoogte. De flux  $q_{as}$  is voor het topsysteem een afvoerterm (sink), maar voor het diepe grondwatersysteem een aanvulling (source). Er kunnen zich drie situaties voordoen (zie Figuur 17):



Figuur 17 Drainage- en infiltratietoestanden in topsysteem

- A) Drainerend topsysteem en infiltratie van neerslagoverschot; alle termen zijn positief. Invoer geschiedt vanuit de onverzadigde zone ter grootte  $q_{re}$ , terwijl de afvoer is verdeeld over twee termen i)  $q_{as}$  als infiltratie naar het aquifersysteem en ii)  $q_{ts}$  als afvoer naar het klein oppervlaktewater. De balansvergelijking  $q_{afvoer} = q_{invoer}$  luidt dan:  $q_{as} + q_{ts} = q_{re}$ .
- B) Infiltrerend topsysteem ( $q_{ts}$  is negatief). In deze situatie wordt het top-systeem gevoed vanuit het (klein) oppervlakte water ( $-q_{ts}$ ) en vanuit de onverzadigde zone ( $q_{re}$ ). De balansvergelijking is  $q_{as} = q_{re} + (-q_{ts})$ .
- C) Drainerend topsysteem en kwel;  $q_{as}$  is negatief en fungeert voor het top-systeem als invoer. De afvoer term  $q_{ts}$  voert al het inkomende water af zowel het neerslagoverschot ( $q_{re}$ ) als de kwel uit het diepere grondwater ( $q_{as}$ ). D.w.z.  $q_{ts} = q_{re} + (-q_{as})$ .

Wat betreft de nitraatflux kunnen, conform de waterflux, eveneens drie termen worden onderscheiden [massa per eenheid van oppervlak per eenheid van tijd]:

1. De uitspoeling ter plaatse van het freatisch vlak, aangeduid als  $\Phi_{re}$  [ $M^3 L^{-2} T^{-1}$ ]:.
2. De uitspoeling naar het (diepe) grondwater,  $\Phi_{as}$ .
3. De nitraatflux die (bij drainage) door het topsysteem wordt afgevoerd,  $\Phi_{ts}$ .

Als de nitraatafbraak buiten beschouwing wordt gelaten geldt conform vergelijking (4):

$$\Phi_{as} + \Phi_{is} = \Phi_{re} \quad (5)$$

Dit geldt voor de situatie met een drainerend topsysteem  $q_{is} > 0$  (situatie A). Er wordt tevens van uitgegaan dat het nitraatgehalte van de 'rain excess' gelijk is aan dat van de aanvulling van het aquifersysteem, ofwel dat in het topsysteem geen concentratie verandering (bijv door denitrificatie) optreedt. Dit houdt in dat de stoffluxen zich verhouden als de waterfluxen:

$$\Phi_{as} = \frac{q_{as}}{q_{re}} \Phi_{re} \quad (6)$$

De twee overige gevallen zijn:

B). Infiltrerend topsysteem ( $q_{as} > 0$  en  $q_{is} < 0$ ). Het topsysteem geeft het neerslagoverschot door aan het diepe grondwater, maar daarnaast infiltreert er water vanuit het (klein) oppervlakte water naar het grondwater. Dit water kan in principe nitraat bevatten, maar hoeveel is niet bekend. In het model wordt aangenomen dat het nitraatgehalte nul is. Dit betekent dat de nitraatflux uitsluitend afkomstig van het neerslagoverschot:

$$\Phi_{as} = \Phi_{re} \quad (7)$$

C) Kwel ( $q_{as} < 0$  en  $q_{is} > 0$ ). Er is nu geen stofflux naar het diepe grondwater:

$$\Phi_{as} \leq 0 \quad (8)$$

In principe kan er een stofflux optreden in opwaartse richting, d.w.z. vanuit het grondwater naar het oppervlaktewater (opwaarts gericht). Dit is echter het resultaat van de modelberekening en geen voorgeschreven randvoorwaarde. Resumerend kan men stellen dat voor LGMCAD  $\Phi_{as}$  de (voorgeschreven) randvoorwaarde vertegenwoordigt, voor zover deze flux neerwaarts gericht is. Op locaties waar kwel optreedt, verandert het type randvoorwaarde in dat van een open rand met een niet voorgeschreven stofflux.



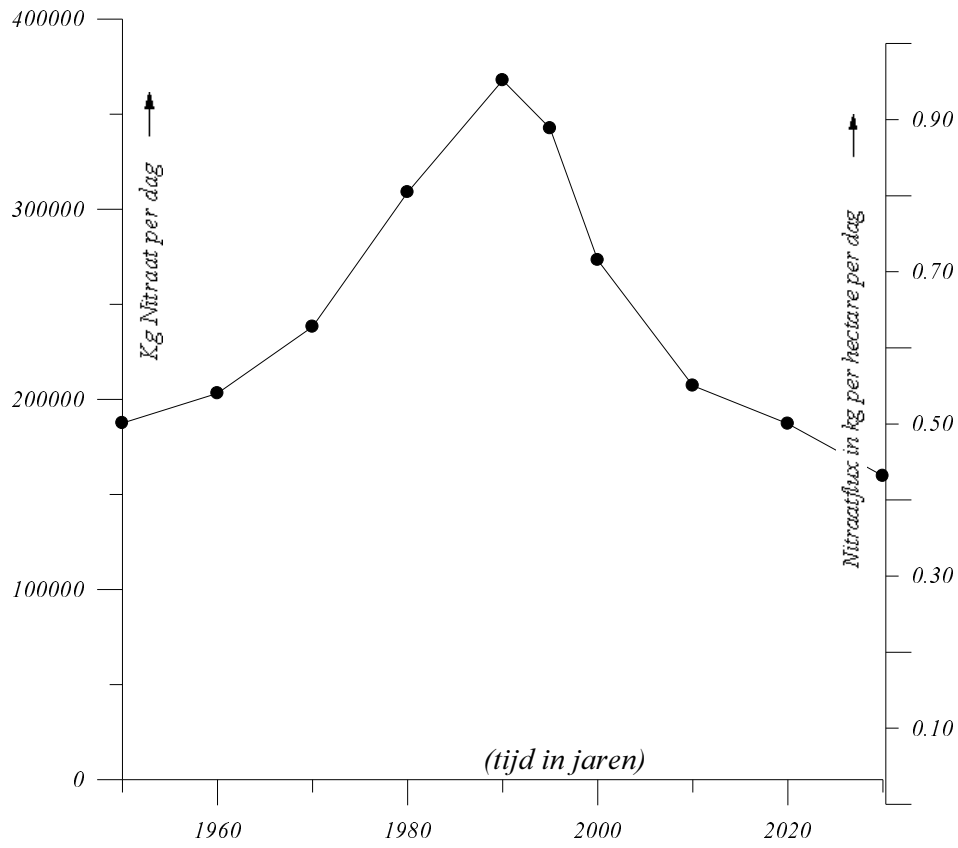
### 4.3 Gegevens nitraatuitspoeling

Doel van de MV5-nitraatberekeningen is het krijgen van inzicht in de ontwikkeling van het nitraatgehalte in het ruwwater in de periode 2000-2030. Dit betekent dat uitspoelingsgegevens moeten worden gegenereerd voor de toekomst, uitgaande van een toekomstscenario. Met het uitspoelingsmodel STONE werden zowel het vastgestelde beleid (IN scenario) als het voorgenomen beleid (IAM-scenario) doorgerekend. Voor het nitraatgehalte in het bovenste grondwater bleken de verschillen tussen de doorgerekende beleidsaanames nauwelijks zichtbaar. Voor nadere informatie met betrekking tot de scenario's wordt verwezen naar de 'STONE rapportage' (Overbeek et al., 2001).

Aangezien de huidige en de toekomstige grondwaterkwaliteit voor een belangrijk deel afhangen van de uitspoeling in het verleden dienen naast toekomstige gegevens ook historische data te worden gegenereerd. Voor de historische uitspoelingsgegevens zijn de tijdstippen 1950, 1960, 1970, 1980, 1990 en 1995 gekozen. Uitspoelingsgegevens voor de toekomst zijn gegenereerd voor de jaren 2000, 2010, 2020 en 2030. Voor de nitraattransport berekeningen is de simulatieperiode doorgezet tot 2050. De uitspoeling voor periode na 2030 is constant verondersteld op het niveau van 2030. Voor tussenliggende tijdstippen wordt lineair geïnterpoleerd tussen dichtbij gelegen tijdstippen. De uitgangspunten voor de historische gegevens zijn dezelfde als in de WSV-studie (Boers et al., 1997).

Door STONE (versie 1.3) wordt een ruimtelijk en in de tijd gedifferentieerd beeld berekend van de nitraatconcentraties uitgedrukt in mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  voor het GHG niveau. De temporele resolutie van 1 decade is voor simulatie van het nitraattransport in het diepe grondwater rekentechnisch niet wenselijk en bovendien niet noodzakelijk. De cijfers zijn daarom omgewerkt naar langjarige gemiddelden over een periode van 15 jaar. Na deze middeling zijn nog enkele additionele bewerkingen noodzakelijk. Allereerst zijn de cijfers omgewerkt van concentraties ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) naar nitraatconcentraties ( $\text{NO}_3$ ). Vervolgens worden de concentraties vermenigvuldigd met de grondwaterflux  $q_{as}$  (zie § 4.2.2). Doordat de grondwaterflux  $q_{as}$  wordt gebruikt en niet het neerslagoverschot  $q_{re}$  wordt automatisch rekening gehouden met de nitraatafvoer naar het oppervlaktewater. Op plaatsen waar een opwaartse grondwatersnelheid heerst, wordt de nitraatflux gelijk gesteld aan nul. Het resultaat van deze bewerkingen, aangeduid als  $\Phi_{as}$ , is een ruimtelijke verdeling van de nitraatbelasting voor verschillende tijdstippen. Contourplots van deze verdeling voor de tijdstippen 1950, 1960, 1970, 1980, 1990, 1995, 2000, 2010, 2020 en 2030 zijn opgenomen in de Appendix A.

Figuur 18 geeft het verloop in de tijd van de totale hoeveelheid nitraat die per dag het grondwatersysteem binnengaat, gesommeerd voor beide modelgebieden en gecorrigeerd voor dubbel telling van het overlappende deel. De hoeveelheid ondergaat in de loop van de tijd een duidelijk zichtbare verandering. De aanzienlijke stijging die sinds 1950 is opgetreden, wordt rond 1995 omgebogen tot een daling, onder meer door invoering en realisatie van een aantal beperkende maatregelen. Volgens het gebruikte toekomstscenario zal de hoeveelheid na 2000 nog verder afnemen.



Figuur 18 Ontwikkeling totale nitraatuitspoeling in studiegebied uitgaande van STONE.  
Y-as links: Uitspoeling voor totale studiegebied; Y-as rechts: Nitraatflux per hectare.

## 4.4 Denitrificatie.

Over denitrificatie in het diepe grondwater is het een en ander bekend, maar er bestaat nog veel onduidelijkheid. Het staat evenwel vast dat denitrificatie optreedt. Op veel plaatsen waar nitraat wordt verwacht op basis van conservatief transport, blijkt dit vaak nagenoeg te zijn verdwenen, hetgeen niet kan worden verklaard door verdunning of door dispersie (menging) alleen. Het is echter niet goed bekend met welke snelheid denitrificatie plaatsvindt.

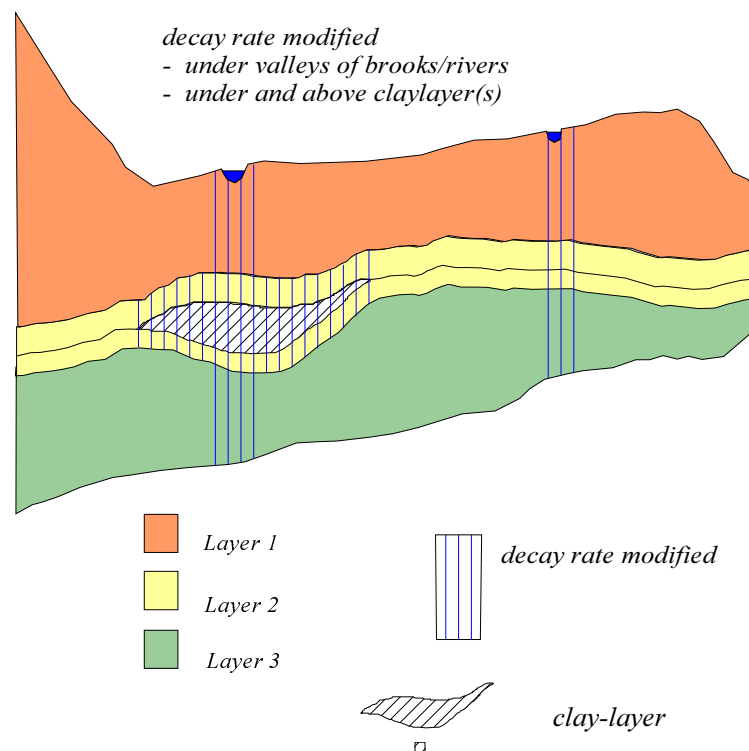
Denitrificatie is het proces waarbij nitraat wordt omgezet in nitriet en tenslotte in gasvormige stikstof  $N_2$ . De omzetting vindt plaats door tussenkomst van bacteriën die door gebrek aan zuurstof worden aangezet tot een anaërobe stofwisseling. Hierbij dient een reductiemiddel aanwezig te zijn. In het algemeen wordt aangenomen dat de bacteriën overall in de aquifer beschikbaar zijn en dat de aanwezigheid van reducerende stoffen de limiterende factor voor denitrificatie is. Voor reductie komen in aanmerking organisch materiaal of ijzersulfiden (pyriet-reductie). Het proces is verder afhankelijk van de temperatuur en de zuurgraad. Het proces stopt bij een pH lager dan 5.

Bij pyrietreductie is vaak sprake van een scherp nitraatfront. Hier lijkt denitrificatie vrijwel instantaan op te treden. Denitrificatie gebaseerd op reductie van organisch materiaal verloopt in het algemeen trager. Volgens Van Beek (1994) is dit een gevolg van het trage beschikbaar komen van organisch materiaal. Ten behoeve van de denitrificatie dienen eerst de grotere moleculen te worden omgezet in kleinere. Deze zogenaamde decompositie verloopt volgens Van Beek als een eerste-orde proces. Bij een studie naar nitraatgehalten in grondwater voor vergelijkbare aquifers in Duitsland werd door Wendland (1992) eveneens een eerste orde proces gehanteerd. Een eerste-orde afbraakproces kan op eenvoudige wijze worden geïmplementeerd in de particle-tracking routine die de basis vormt van het transportmodel [zie vergelijking (1) en (2), §4.1].

Enige ervaring met het modelleren van nitraatafbraak met behulp van LGMCAD is opgedaan in de studie van Uffink en Römkens (2001). Door calibratie van berekende nitraatconcentraties met metingen uit het Landelijk Meetnet Grondwater werden voor een deelgebied van de Achterhoek denitrificatiesnelheden bepaald. Hierbij werd duidelijk dat een afbraakparameter die voor het gehele gebied gelijk wordt gehouden, niet leidde tot bevredigende resultaten. Er is een ruimtelijke verdeling voorgesteld met een afbraakparameter die wordt aangepast in een zone van 5 meter direct boven en onder kleilagen en in de directe omgeving van rivier en beekdalen. De achterliggende gedachte is dat in deze zones meer organisch materiaal aanwezig is, hetgeen een indicatie is voor een hogere denitrificatiecapaciteit. Voor de huidige berekeningen is dit concept overgenomen. De ligging van de rivieren en beekdalen in het studiegebied is reeds gepresenteerd in § 2.3. Voor de ligging van de kleilagen wordt verwezen naar § 2.4. Uiteindelijk leidt dit tot een ruimtelijk patroon dat in verticale zin is opgebouwd uit drie lagen (Figuur 19). De hoogteligging en dikte van de middelste laag (laag 2) is gerelateerd aan de 'Drenthe'-kleilaag. Ter plaatse van de kleilaag loopt laag 2 vanaf 5 meter boven de bovenkant kleilaag tot aan 5 meter onder de onderkant van de kleilaag. Waar de kleilaag niet aanwezig is of de aanwezigheid

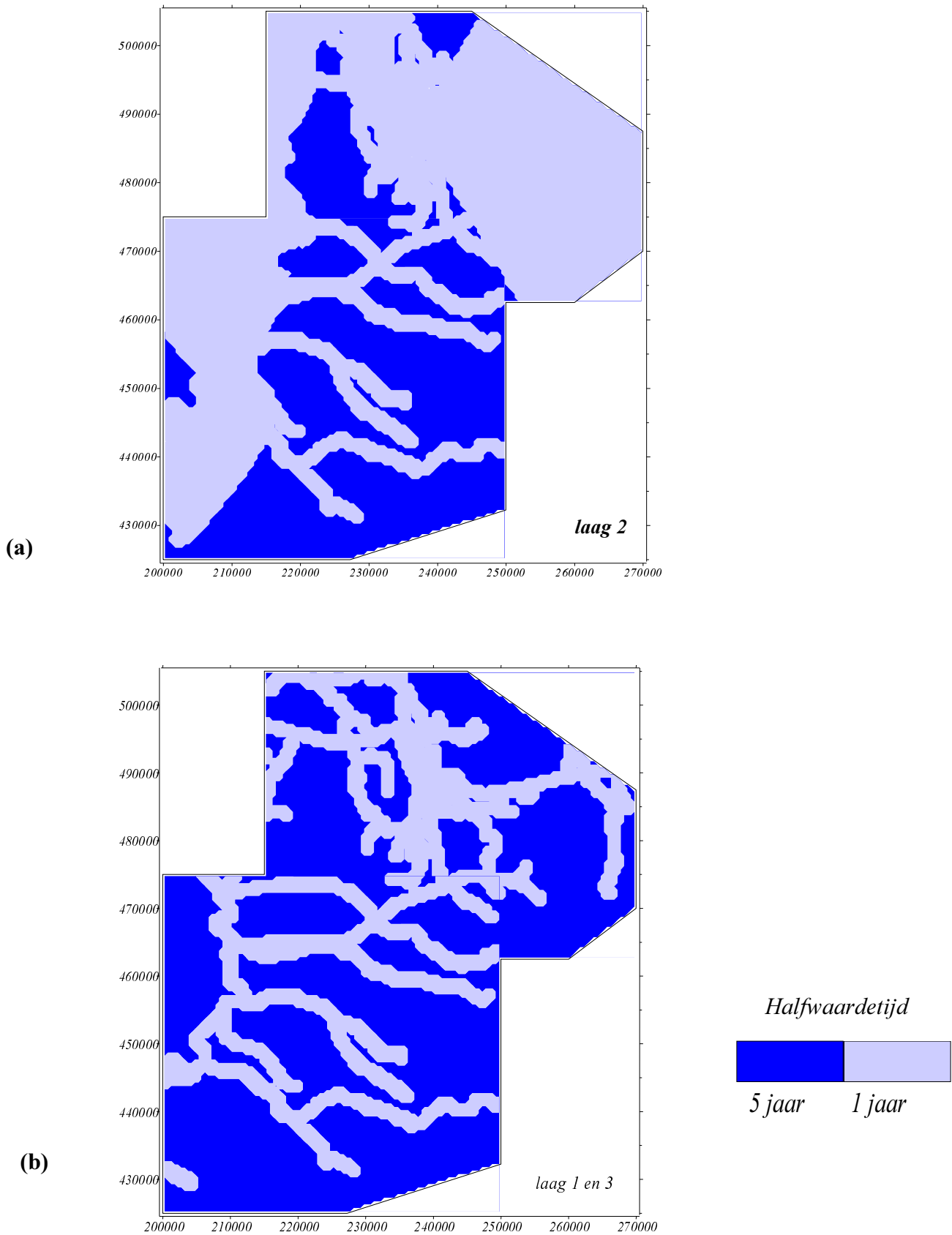
verwaarloosbaar is, wordt geen onderscheid gemaakt tussen de lagen en derhalve is de exacte verticale ligging niet van belang. Laag 1 strekt zich uit vanaf maaiveld tot aan de bovenkant van laag 2, terwijl laag 3 begint aan de onderkant van laag 2 en doorloopt tot aan de basis van het pakket. In horizontale zin is tussen laag 1 en laag 3 geen verschil met betrekking tot de halfwaardetijd. Figuur 20(a) geeft de horizontale verdeling van laag 2, terwijl Figuur 20 (b) de verdeling in de lagen 1 en 3 toont.

De resultaten van Uffink en Römken (2001) wekken de indruk dat de denitrificatiecapaciteit met de diepte toeneemt. Meinardi (1999) heeft waargenomen in de aquifer nabij Hupsel dat denitrificatie optreedt door contact van het diepe grondwater en de kleilagen aan de basis van het pakket. Ook in andere delen van het gebied komen kleilagen voor die naar verwachting een zelfde nitraatreducerend vermogen bezitten.



*Figuur 19 Verdeling halfwaardetijd in bovenste en middelste laag, gebaseerd op ligging van beekdalen en kleilagen. De verdeling in de onderste laag is identiek aan die in de bovenste.*

In het hier gehanteerde concept voor de modellering van denitrificatie wordt niet specifiek rekening gehouden met pyriet-reduktie. Verder is ervan uitgegaan dat in de tijd denitrificatiecapaciteit niet wordt aangetast.



Figuur 20 (a en b) Ruimtelijke verdeling halfwaardetijd;. (a) laag 2; (b) laag 1 en 3



## 5 Resultaten

### 5.1 Intrekgebied

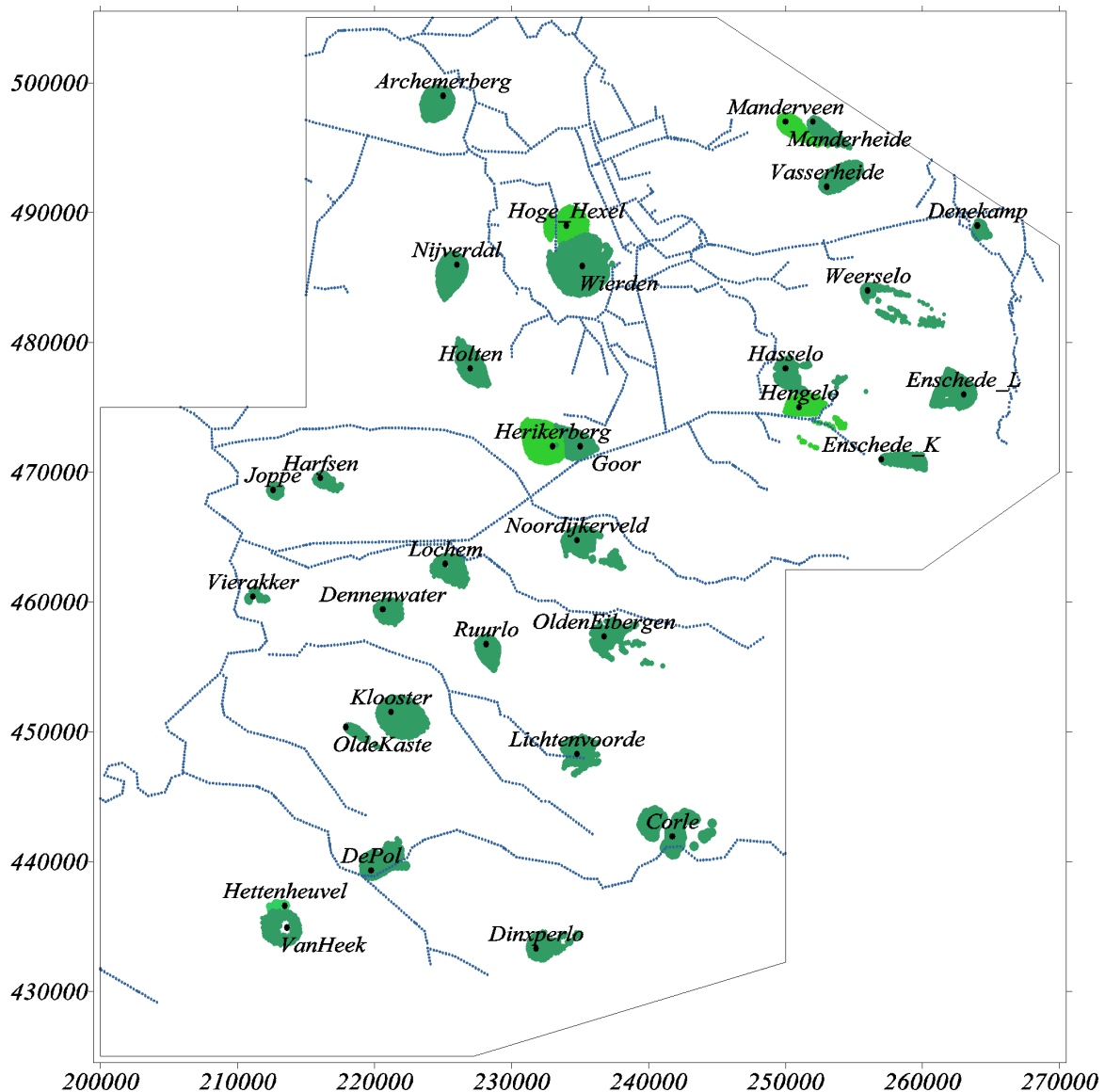
In deze paragraaf wordt eerst in het kort beschreven hoe doorbraakkrommen en intrekgebieden worden berekend.

LGMCAD produceert onder meer een bestand met de gegevens van alle deeltjes die gedurende de simulatieperiode het grondwatersysteem verlaten. Deze deeltjes stromen over de rand van het modelgebied, eindigen in een waterloop, of verlaten het pakket via een van onttrekkingsputten. Deze zgn. ‘exit-file’ bevat ook de startgegevens van de deeltjes en een code die de plaats van ‘uittreden’ aangeeft. Een sorteerprogramma selecteert uit deze file voor een gekozen pompstation de uitgetreden deeltjes en rangschikt ze naar doorbraaktijd. Aangezien de massa van deze deeltjes bekend is beschikt men zo over een chronologische lijst van alle massa (opgeloste stof) die met een bepaalde put aan de aquifer wordt onttrokken. Hieruit kan de hoeveelheid opgeloste stof worden berekend die per tijdseenheid in de put arriveert. Dit is de massaflux  $\Phi(t)$ . Als  $\Phi(t)$  wordt gedeeld door het putdebiet  $Q$ , vindt men de concentratie van het opgepompte water als functie van de tijd:

$$c(t) = \frac{\Phi(t)}{Q} \quad (9)$$

In principe kan het putdebiet  $Q$  een functie zijn van de tijd. Hier is het debiet voorgesteld als een constante, aangezien deze in het model stationair werd verondersteld. De kromme  $c(t)$ , die voor een bepaalde put het verloop van de concentratie in de tijd geeft, wordt de **doorbraakkromme** genoemd.

Naast de doorbraaktijd en de massa zijn van de geselecteerde deeltjes de oorspronkelijke coördinaten bekend, zodat dus ook de plaats bekend is waar de deeltjes in de grond zijn geïnfiltreerd. Als men de oorspronkelijke coördinaten van de doorgebroken deeltjes plot, wordt het **intrekgebied** van de put zichtbaar. Figuur 21 geeft de intrekgebieden die op deze manier zijn verkregen.



Figuur 21 Intrekgebieden grondwaterpompstations

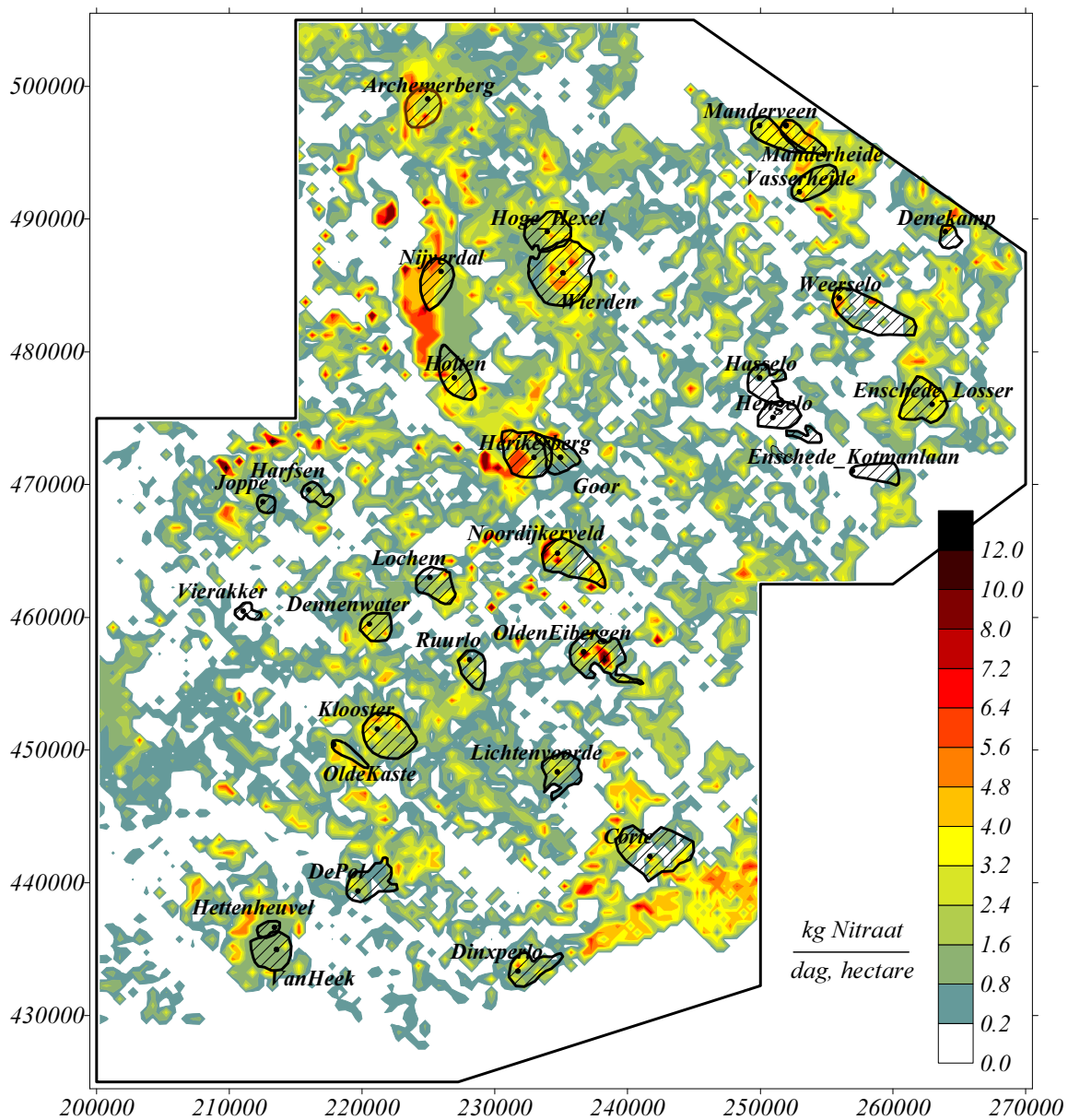
De getoonde intrekgebieden zijn berekend voor een maximale verblijftijd van 200 jaar. Dit wil zeggen dat alle deeltjes binnen het getekende intrekgebied een reistijd naar het pompstation hebben van ten hoogste 200 jaar. De op deze manier berekende intrekgebieden komen goed overeen met de gebieden die eerder met LGMCAM (Kovar et al., 1998) werden bepaald.

Op basis van de geohydrologische structuur kunnen over de grootte van de intrekgebieden enkele aanvullende opmerkingen worden gemaakt. De pompstations 't Joppe (Gorsel), Harfsen en Vierakker onttrekken water van onder de Eem-kleilaag en Drenthe-klei. Dit betekent dat de maximale verblijftijd groot zal zijn, vermoedelijk aanzienlijk groter dan 200 jaar. Het intrekgebied is daarom waarschijnlijk groter dan in de figuur is aangegeven. Het intrekgebied van PS Nijverdal ligt in een gebied waar de infiltratiesnelheid hoog is (zie Figuur 9) en is daarom relatief klein. Het intrekgebied is vrijwel even groot als dat van het nabij



gelegen PS Holten, dat echter een aanmerkelijk lager debiet heeft (2.5 milj. voor Holten versus 6 milj. voor Nijverdal).

Het is interessant om de ligging van de intrekgebieden te combineren met één van de belastingskaarten uit Appendix A. In Figuur 22 is bijvoorbeeld de belastingkaart voor 1990, een situatie met hoge uitspoelingshoeveelheden, als ondergrond gebruikt bij de plot van de intrekgebieden. Potentiële probleemgevallen komen hier duidelijk naar voren: Archemerberg, Nijverdal, Holten, Manderveen, Manderheide, Vasserheide, Herikerberg, Noordijkerveld, Olden-Eibergen. De meeste daarvan liggen in Twente. Tevens is in een enkele oogopslag te zien dat binnen de intrekgebieden van de pompstations Vierakker, Enschede Kotmanlaan, Denekamp, Hengelo en Hasselo vrijwel geen nitraatuitspoeling optreedt.



Figuur 22. Nitraatuitspoeling volgens STONE (1990) en intrekgebieden pompstations.

## 5.2 Responsfunctie

De combinatie van intrekgebieden en belastingskaarten geeft inzicht in de mogelijke risico's voor de ruwwaterkwaliteit van een bepaald pompstation, maar de factor tijd blijft buiten beschouwing. Informatie over de snelheid waarmee de waterkwaliteit in de put reageert op een verandering van de nitraatuitspoeling in het intrekgebied kan worden afgeleid uit de zogenaamde **responsfunctie**. Hieronder verstaat men de doorbraakkromme bij een éénmalige puls van een opgeloste stof aan maaiveld. Aangezien - volgens het eerste-orde afbraakmodel - de denitrificatie afhangt van de verblijftijd in de ondergrond zegt de snelheid van reageren ook iets over de te verwachten nitraatafbraak.

Voor alle pompstations in het studiegebied is de responsfunctie berekend. In plaats van de volledige responsfunctie geven we hier slechts twee karakteristieke grootheden:  $t_{50\%}$  en  $t_{75\%}$ . De betekenis van deze parameters is als volgt: van het gewonnen water heeft 50% een verblijftijd kleiner dan  $t_{50\%}$  en 75% een verblijftijd kleiner dan  $t_{75\%}$ . Beide grootheden zijn gegeven in Tabel 2. De pompstations zijn hier gerangschikt op reactiesnelheid ( $t_{50\%}$ ). Het is duidelijk dat de pompstations in de Achterhoek in het algemeen trager reageren dan die in Twente. Dit heeft o.a. te maken met de grotere dikte van het zandpakket in de Achterhoek.

Tabel 2. 50- en 75-percentielen ( $t_{50\%}$  en  $t_{75\%}$ ) afgeleid uit de responsfunctie voor de pompstations in de Achterhoek en Twente. Cijfers tussen haakjes geven de LAC-code.

<i>Achterhoek</i>			<i>Twente</i>		
<u><i>Pompstation</i></u>	<i>t<sub>50%</sub></i>	<i>t<sub>75%</sub></i>	<u><i>Pompstation</i></u>	<i>t<sub>50%</sub></i>	<i>t<sub>75%</sub></i>
	<i>(jaar)</i>	<i>(jaar)</i>		<i>(jaar)</i>	<i>(jaar)</i>
<i>Olden Eibergen (216)</i>	13	32	<i>Hengelo (116)</i>	9	25
<i>Lichtenvoorde (221)</i>	16	36	<i>Hasselo (238)</i>	12	30
<i>De Pol (215)</i>	22	67	<i>Manderveen (243)</i>	15	35
<i>Noordijkerveld (627)</i>	24	64	<i>Nijverdal (245)</i>	17	31
<i>Dinxperlo (214)</i>	25	67	<i>Enschede Losser (51)</i>	19	35
<i>Klooster (220)</i>	33	62	<i>Denekamp (234)</i>	19	39
<i>Montferland (224)</i>	33	75	<i>Herikerberg (240)</i>	21	37
<i>Harfsen (218)</i>	35	69	<i>Almelo/Wierden (8)</i>	22	43
<i>Hettenheuvel (2035)</i>	36	68	<i>Goor (237)</i>	24	40
<i>Dennenwater (226)</i>	37	66	<i>Archemerberg (232)</i>	24	46
<i>Ruurlo (225)</i>	39	82	<i>Vasserheide (251)</i>	24	52
<i>Lochem (223)</i>	40	66	<i>Hoge Hexel (241)</i>	25	46
<i>Olde Kaste (219)</i>	43	98	<i>Manderheide (243)</i>	31	56
<i>Gorssel 't Joppe (217)</i>	53	96	<i>Holten (242)</i>	34	55
<i>Corle (289)</i>	53	104	<i>Weerselo (248)</i>	36	67
<i>Vierakker (227)</i>	65	123	<i>Enschede Kotmanln (52)</i>	38	61

Tragere reacties betekenen een grotere kans op denitrificatie. De pompstations in de Achterhoek zullen dus naar verwachting meer profijt hebben van denitrificatie dan de stations in Twente. Dit wordt bevestigd door de rekenresultaten zoals deze zijn samengevat in Tabel 3. In deze tabel zijn voor alle stations de maximale nitraatconcentraties gegeven (mg/l). De eerste kolom (A) bevat concentraties berekend zonder denitrificatie; de tweede kolom (B) geeft concentraties berekend met denitrificatie. De rangschikking is gebaseerd op de waarde in kolom B. Wanneer deze rangschikking wordt vergeleken met die van tabel 2 vallen enkele verschuivingen op die kunnen worden verklaard met de belastingkaart van Figuur 22.

De stations Hengelo en Hasselo hebben, ondanks een snelle responstijd, lage nitraatconcentraties. Uit Figuur 22 blijkt dat de nitraatuitspoeling in het intrekgebied van deze pompstations inderdaad gering is. De stations Manderveen en Nijverdal combineren een snelle respons met hoge nitraatuitspoeling en staan dan ook aan de top wat betreft de hoogte van de berekende nitraatconcentraties. Het station Archemerberg, dat zonder denitrificatie het meest vervuilde pompstation zou zijn, komt dankzij de relatief trage respons op de derde plaats in de regio Twente. Hetzelfde geldt voor het station Gorssel 't Joppe, dat in het Achterhoekse deel het meest vervuilde station zou zijn (zonder denitrificatie). Hier kan treedt een aanzienlijke nitraatreductie op, omdat de reactiesnelheid laag is. Bovendien is dit station gelegen in het gebied waarvoor kortere halfwaardetijden zijn aangenomen (Zie Figuur 20).

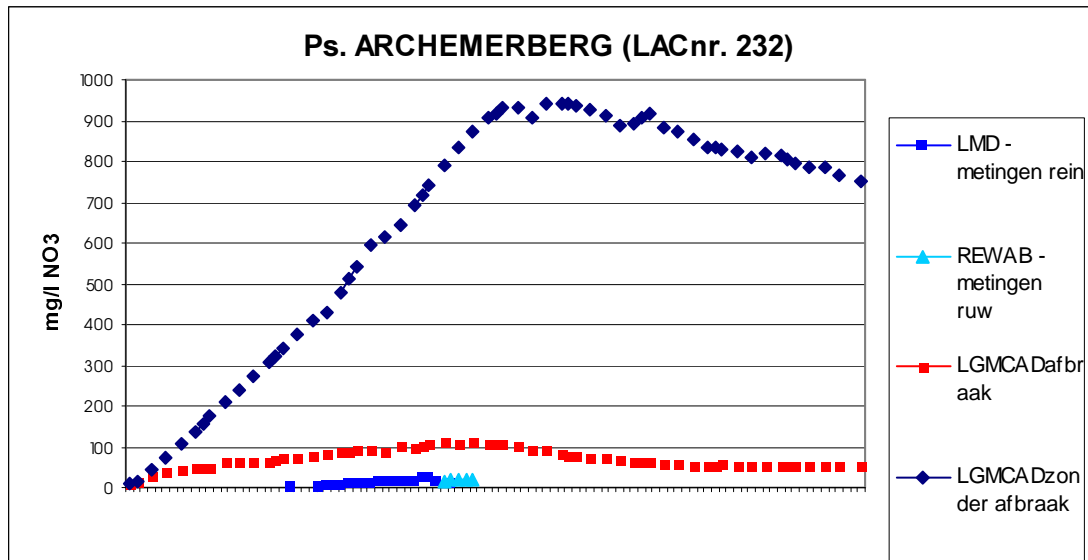
Tabel 3. Berekende maximale nitraatconcentraties in mg/l,  
Kolom A: zonder denitrificatie, Kolom B: met denitrificatie.

<i>Achterhoek</i>	<i>A</i>	<i>B</i>	<i>Twente</i>	<i>A</i>	<i>B</i>
<u>Pompstation</u>	$c_{max}$	$c_{max}$	<u>Pompstation</u>	$c_{max}$	$c_{max}$
<i>Olden Eibergen</i>	150	50	<i>Manderveen</i>	800	180
<i>Noordijkerveld</i>	200	50	<i>Nijverdal</i>	300	160
<i>Dinxperlo</i>	140	35	<i>Archemerberg</i>	900	110
<i>Olde Kaste</i>	230	35	<i>Enschede Losser</i>	180	40
<i>Klooster</i>	180	30	<i>Holten</i>	160	35
<i>Dennenwater</i>	180	16	<i>Herikerberg</i>	160	35
<i>Gorssel 't Joppe</i>	250	16	<i>Manderheide</i>	200	30
<i>De Pol</i>	30	14	<i>Hasselo</i>	160	30
<i>Lichtenvoorde</i>	70	12	<i>Vasserheide</i>	160	30
<i>Ruurlo</i>	160	12	<i>Weerselo</i>	160	25
<i>VanHeek Montferland</i>	90	10	<i>Goor</i>	120	23
<i>Corle</i>	90	10	<i>Denekamp</i>	90	20
<i>Harfsen</i>	220	8	<i>Almelo/Wierden</i>	180	7
<i>Lochem</i>	110	8	<i>Hoge Hexel</i>	140	4
<i>Hettenheuvel</i>	60	8	<i>Enschede Kotmanlaan</i>	150	-
<i>Vierakker</i>	12	-	<i>Hengelo</i>	-	-

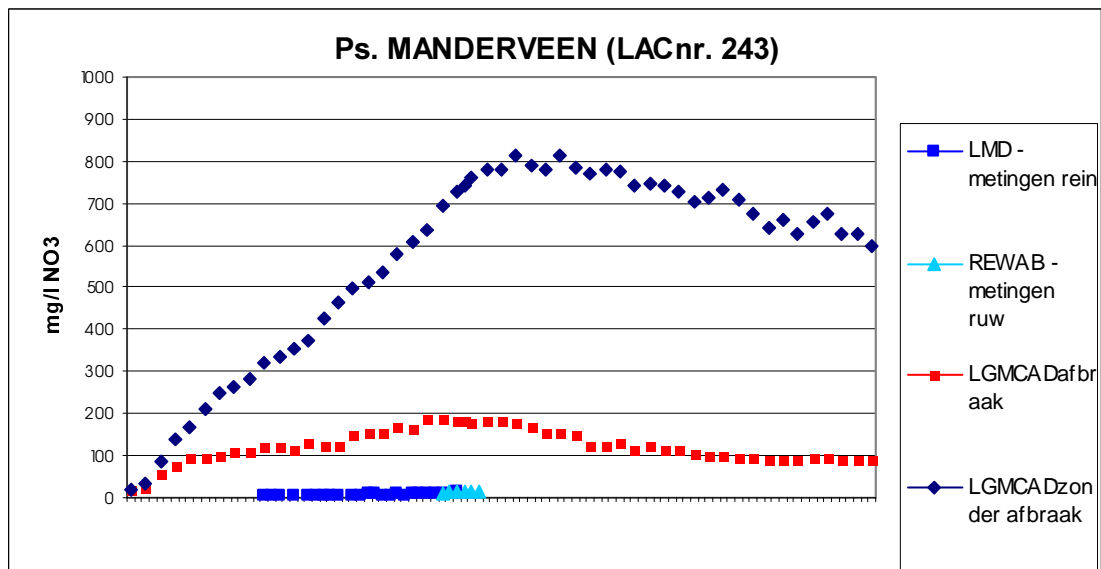
### 5.3 Doorbraakkrommen

Voor alle pompstations in het studiegebied zijn met LGMCAD doorbraakkrommen bepaald uitgaande van de nitraatuitspoeling gegenereerd met STONE versie 1.3. De berekeningen zijn tweemaal uitgevoerd: eenmaal met denitrificatie en eenmaal zonder denitrificatie. Voor enkele pompstations zijn de berekende doorbraakkrommen inclusief en exclusief denitrificatie samen met de meetwaarden uitgezet (zie figuren 23 t/m 28). De volledige verzameling doorbraakkrommen is gegeven in de Appendices B t/m E. Appendix B en C geven voor resp. de Achterhoek en Twente, per pompstation de doorbraakkrommen in combinatie met de gemeten nitraatconcentraties (REWAB/LMD bestand). Appendix D en E geven de doorbraakkrommen die zijn berekend zonder rekening te houden met denitrificatie.

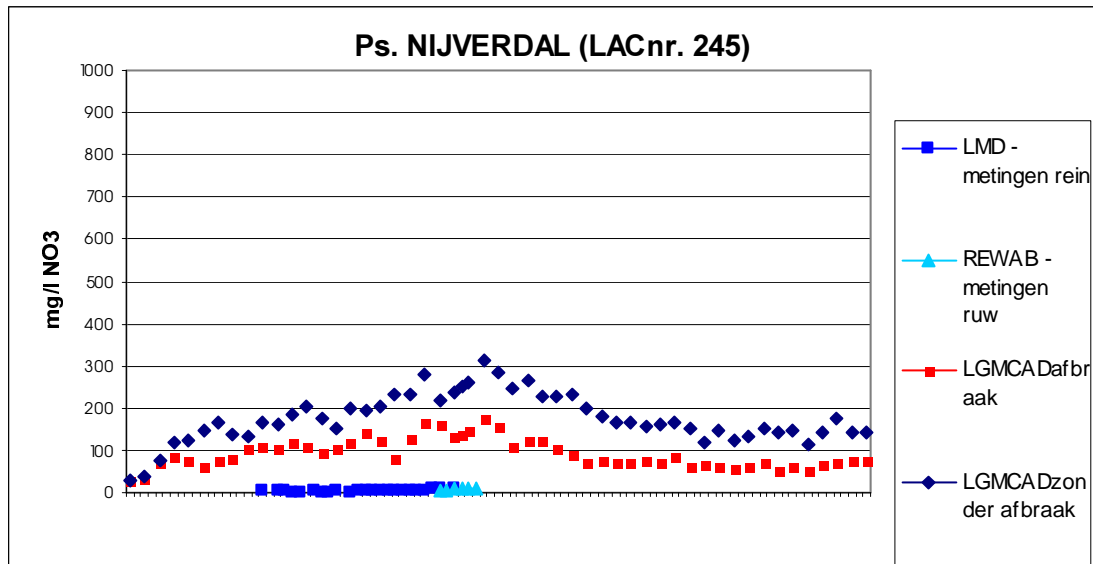
Het blijkt dat denitrificatie van grote invloed is op de berekende nitraatgehaltes. In het algemeen liggen de met denitrificatie berekende waarden een orde van grootte (factor 10) lager dan de waarden waarbij denitrificatie niet in rekening is gebracht. De afname in de nitraatuitspoeling na 1990, zoals deze zichtbaar is in Figuur 18, is - met enige vertraging en in een afgevlakte vorm - terug te zien in de berekende doorbraakkrommen voor de Archemerberg, Manderveen en Nijverdal (Figuur 23, 24 en 25). De afname is minder duidelijk in de berekende krommen voor de pompstations Harfsen en Montferland (Figuur 26 en Figuur 28). Dit heeft te maken met de relatief langere verblijftijd van het in deze pompstations gewonnen water (zie ook Tabel 2 § 5.2). Het optreden van deze vertraging betekent dat maatregelen aangaande de nitraatuitspoeling pas na enige tijd effect zullen hebben op de waterkwaliteit in grondwaterpompstations. Voor het merendeel van de pompstations blijken de berekende concentraties (met denitrificatie) nog aanmerkelijk hoger te liggen dan de meetwaarden. Uitzonderingen zijn de stations Lochem, Montferland, Vierakker (alle Achterhoek) en Almelo/Wierden (Twente). Hier geeft de MV5 berekening nitraatgehaltes die lager zijn dan de tot nu toe gemeten waarden en derhalve geven de prognoses voor deze pompstations vermoedelijk een onderschatting van de situatie. Wat betreft het pompstation Vierakker is duidelijk dat de bovenrandvoorwaarde niet correct is. De belastingskaarten geven aan (zie bijvoorbeeld Figuur 22) dat in het intrekgebied van dit pompstation geen nitraatuitspoeling plaats vindt, terwijl er wel nitraat op het pompstation gemeten wordt. Voor de andere pompstations ligt de oorzaak voor de onderschatting óf in de bovenrandvoorwaarde (onderschatting van de nitraatuitspoeling) óf in een overschatting van de denitrificatiesnelheid in het betreffende gebied. In hoofdstuk 6 (discussie) wordt nader ingegaan op de onzekerheden in de nitraatuitspoelingscijfers. Met betrekking tot de denitrificatiesnelheid kan worden opgemerkt dat in de bij de kalibratie door Uffink en Römken werd uitgegaan van een ruimtelijke verdeling die uit slechts 2 zones bestond (Figuur 20). Bij een toekomstige herkalibratie dient de denitrificatiesnelheid bij voorkeur per pompstation te worden gedifferentieerd.



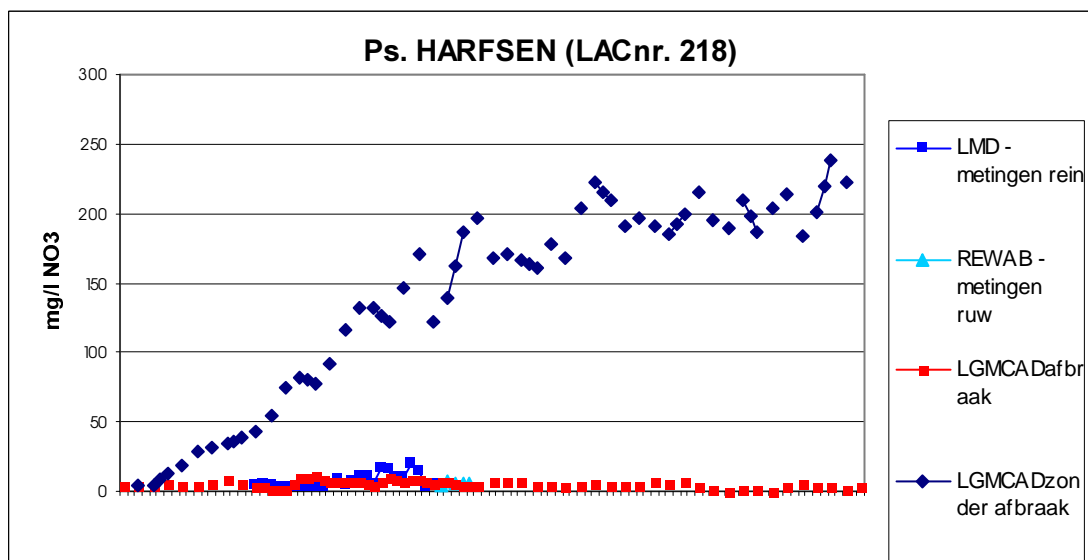
Figuur 23 Doorbraakkrommen pompstation Archemerberg.



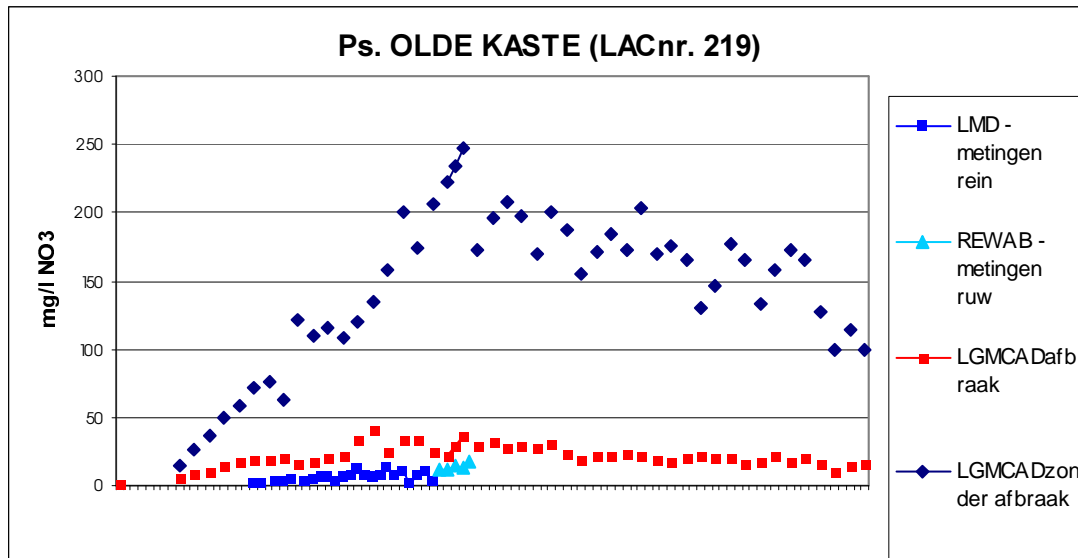
Figuur 24 Doorbraakkrommen pompstation Manderveen



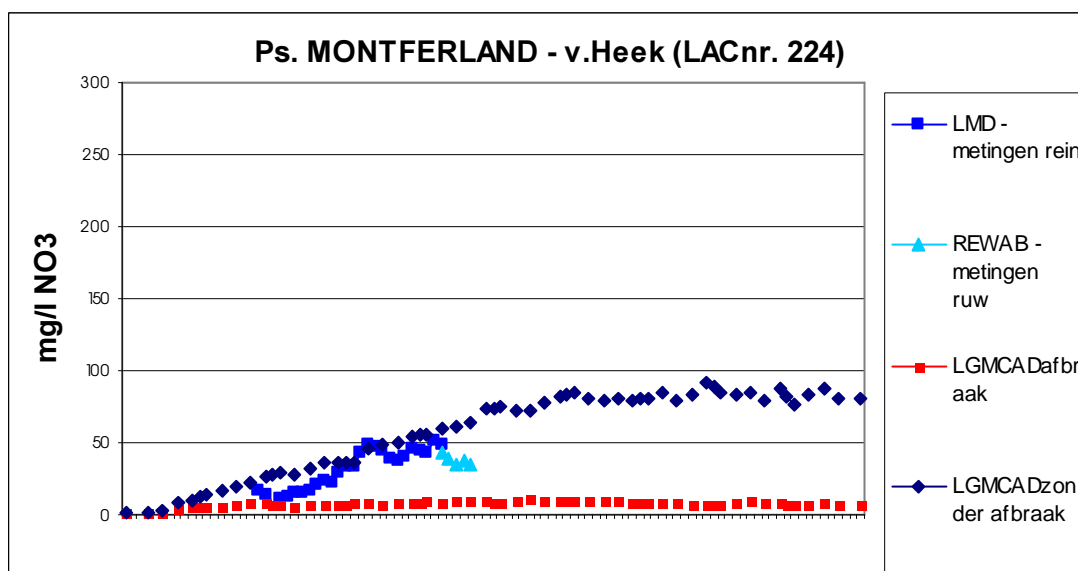
Figuur 25 Doorbraakkrommen pompstation Nijverdal



Figuur 26 Doorbraakkrommen pompstation Harfsen



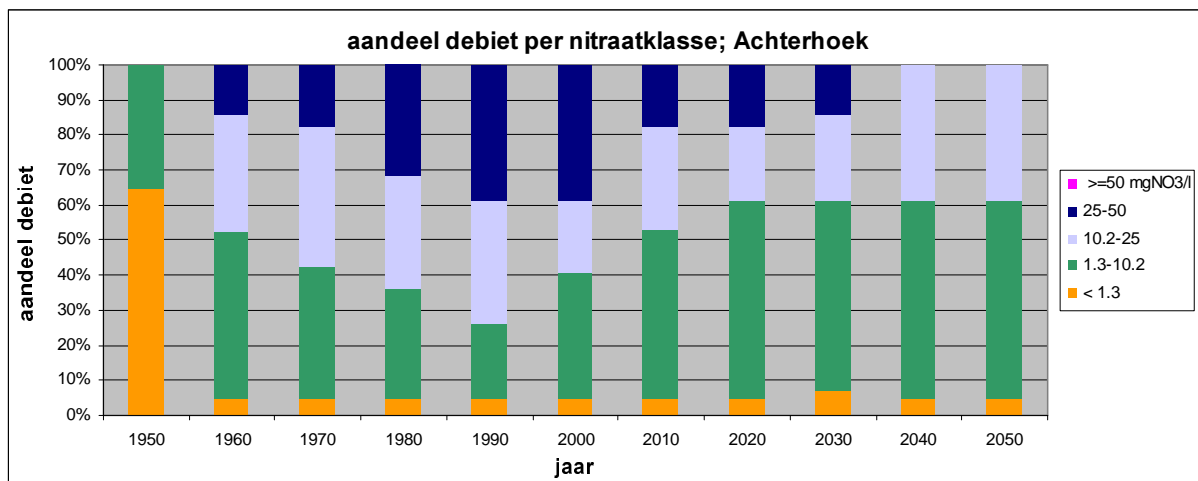
Figuur 27 Doorbraakkrommen pompstation Olde Kaste



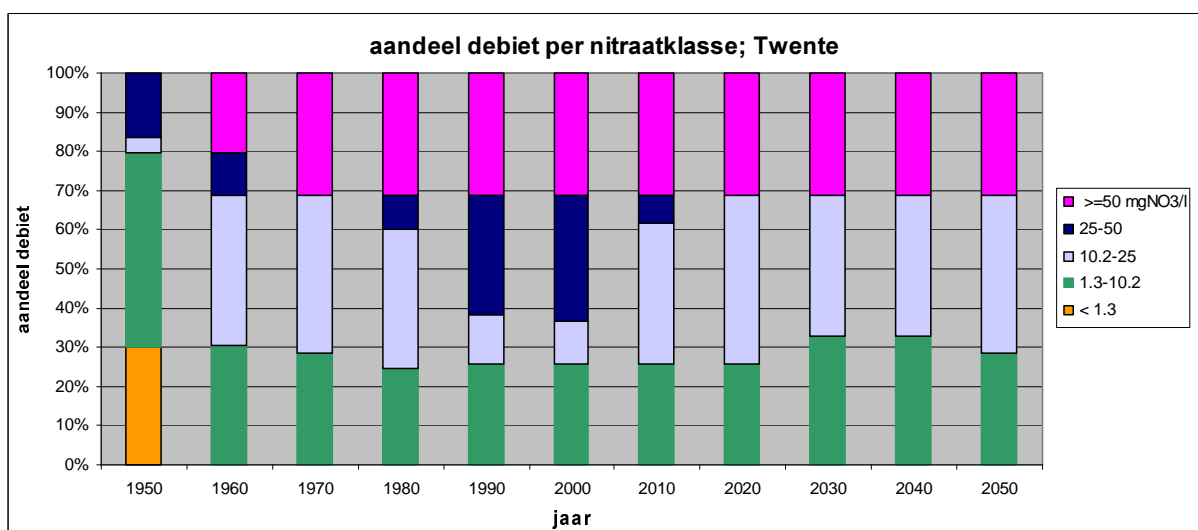
Figuur 28 Doorbraakkrommen pompstation Montferland

## 5.4 Prognoses

Figuur 29 en 30 geven voor de periode 1950-2050 het aandeel van het opgepompte debiet dat valt in een bepaalde klasse van nitraatgehaltes. Het betreft uitsluitend berekende grootheden, ook voor de jaren voor 2000, waarvan ook metingen beschikbaar zijn. Volgens de gepresenteerde diagrammen ligt tot omstreeks 2030 de nitraatconcentratie in het ruwwater van alle in de Achterhoek gelegen grondwater winningen onder de drinkwaternorm van 50 mg NO<sub>3</sub>/l en na 2030 zelfs beneden de streefwaarde van 25 mg/l. In de regio Twente is de situatie minder gunstig. Hier komt bij drie winningen (Manderveen, Nijverdal en Archemerberg) het nitraatgehalte boven de drinkwaternorm uit (zie ook Appendix C, Figuur C-2, C-3 en C-9). De berekeningen geven aan dat dit ook nog zo is in de jaren na 2030.



*Figuur 29 Nitraat in het opgepompte grondwater bij de drinkwaterpompstations in de Achterhoek*



*Figuur 30 Nitraat in het opgepompte grondwater bij de drinkwaterpompstations in Twente*



De algemene trend is dat de berekende nitraatconcentraties vanaf midden jaren zeventig steeds zijn toegenomen, maar op dit moment stabiel zijn of licht dalen. Indien de nitraatafbraak in de diepere ondergrond kan blijven doorgaan lijkt er dus geen grootschalig probleem voor de drinkwatervoorziening te ontstaan. Toch blijft een voortdurende sterke belasting van het grondwater met nitraat indirect een probleem voor de drinkwaterbereiding, aangezien bij de afbraak van nitraat andere stoffen ontstaan die voor de drinkwatervoorziening een probleem zijn (sulfaat, nikkel, bicarbonaat). Ook bestaat de mogelijkheid dat de afbraakcapaciteit eindig is. Beide kanttekeningen gelden evenzeer wanneer er sprake is van pyrietreductie.



## 6 Discussie

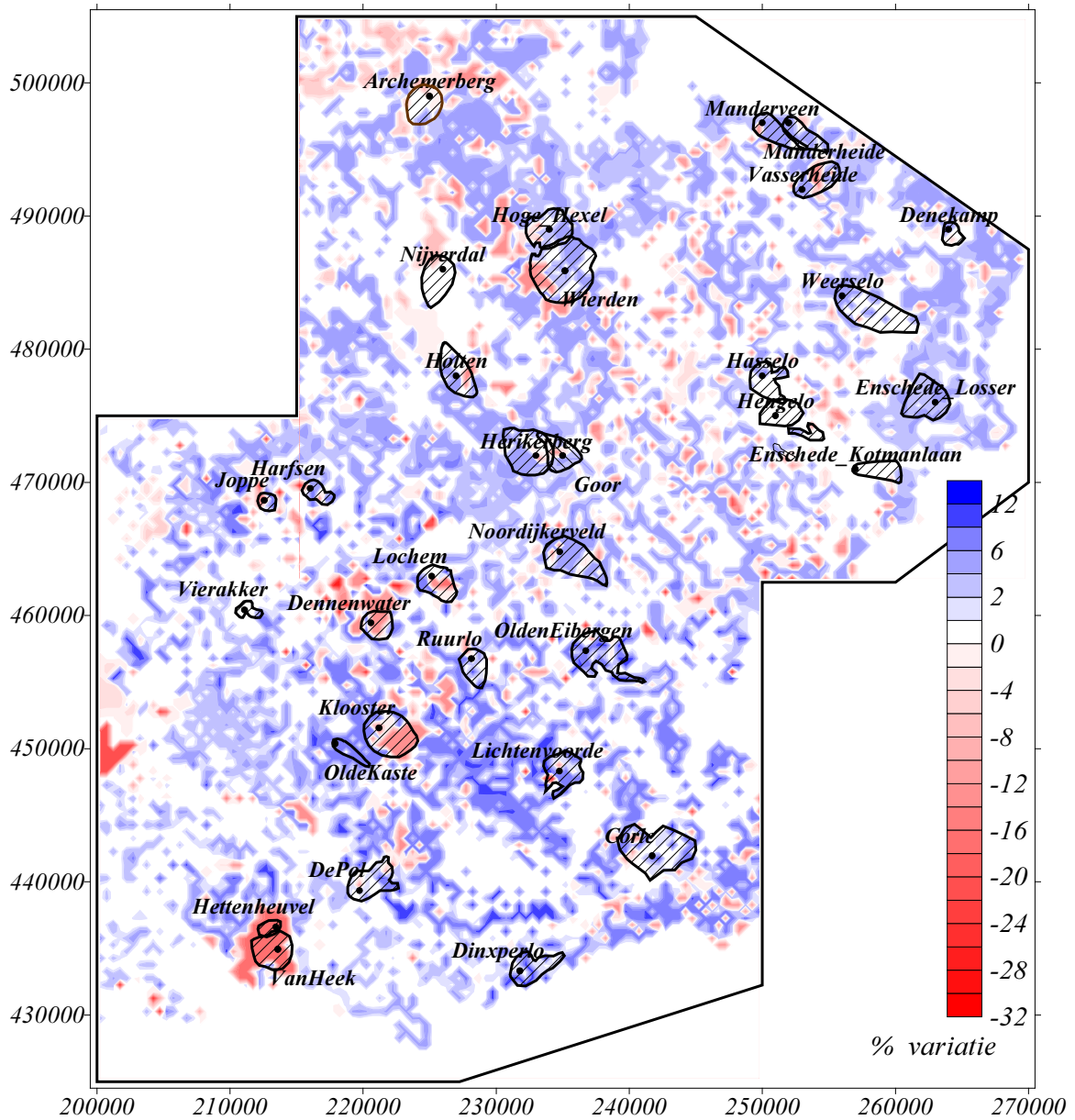
### 6.1 Bovenrandvoorwaarde

Gedurende de realisatie van de MV5 zijn de uitgangspunten voor de STONE berekeningen enkele malen onderwerp van discussie geweest, hetgeen heeft geleid tot een wijziging van de uitgangspunten. Hierdoor zijn verschillende sets met uitspoelingscijfers beschikbaar gekomen (zie rapport Overbeek et al., 2001). Een eerste set gegevens dateert van medio november 1999, gevolgd door een tweede set eind december 1999. De berekeningen in dit rapport zijn gebaseerd op de uitspoelingscijfers die op het RIVM beschikbaar kwamen op 10 januari 2000. Een indruk van variatie in de bovenrandvoorwaarde die bij wisselende uitspoelingscijfers kan optreden is te zien in Figuur 31. Hier worden de resultaten van ‘runs’ *A* en *B* met elkaar vergeleken. De cijfers van december 1999 worden hier aangeduid met run *A*, de gegevens d.d. 10 januari 2000 met run *B*. De vergelijking is uitgevoerd voor de uitspoeling voor het jaar 1995. De berekende flux in een grid-cel (*i,j*) wordt aangegeven als  $S_A(i,j)$  en  $S_B(i,j)$ , waarbij de index refereert aan run *A* en run *B*.

In Figuur 31 is een grootte  $v(i,j)$  gepresenteerd, hier de variatie genoemd, die is gedefinieerd als:

$$v(i, j) = \frac{S_A(i, j) - S_B(i, j)}{S_A(i, j) + S_B(i, j)} \quad (10)$$

De blauw gekleurde velden geven de gebieden aan waar run *A* (d.d. dec 1999) een hogere uitspoeling genereerde dan run *B*. In de rood gekleurde velden geeft de op run *B* gebaseerde uitspoeling de hoogste waarde. In de figuur zijn eveneens de intrekgebieden van de pompstations getekend. Het blijkt dat plaatselijk de verschillen kunnen oplopen tot 25 a 30 %, terwijl de totale uitspoeling vrijwel gelijk blijft. In het intrekgebied van de pompstations nabij Montferland is sprake van een verschil in de orde van 20 %. De variatie is een indicatie voor de onzekerheid in de uitspoelingscijfers voor zover die een gevolg zijn van in STONE gedane aannamen.



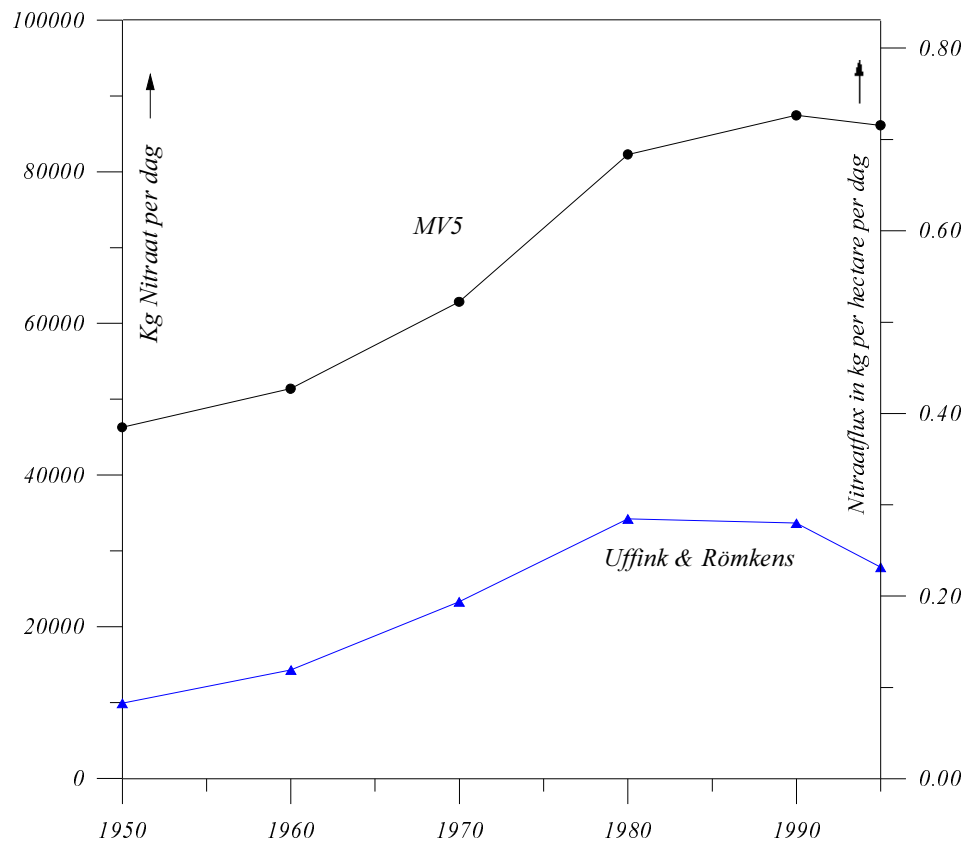
Figuur 31. Variatie (in %) in nitraatuitspoeling volgens een tweetal STONE berekeningen

## 6.2 Bovenrandvoorwaarde gebaseerd op STONE of NLOAD

De gebruikte afbraakparameters zijn gebaseerd op een 'fit' van gemeten en berekende nitraatconcentraties (Uffink en Römken, 2001), waarbij werd uitgegaan van uitspoelingscijfers die waren gegenereerd met NLOAD. In principe is het niet consistent om deze afbraakparameters te gebruiken in combinatie met andere uitspoelingscijfers. Om na te gaan in hoeverre dit de rekenresultaten kan hebben beïnvloed wordt hier de bovenrandvoorwaarde uit de studie van Uffink en Römken (gebaseerd op NLOAD) vergeleken met de randvoorwaarde in de onderhavige studie (gebaseerd op STONE). Het betreft echter geen rechtstreekse vergelijking van de uitspoelingscijfers. In beide gevallen (huidige studie en Uffink en Römken) hebben de uitspoelingscijfers enkele bewerkingen ondergaan voordat de randvoorwaarde kon worden opgesteld. Tijdens de bewerking zijn diverse aannamen gedaan, waarvan sommige hier worden besproken.

NLOAD berekent geen nitraatconcentraties maar een nitraatflux. Het model geeft overigens geen resultaten voor bos en stedelijk gebied. Voor deze typen landgebruik zijn de NLOAD data aangevuld met cijfers uit een statische analyse (Boumans en Van Drecht, 1998). Belangrijk is de vraag op welke nitraatflux de NLOAD-resultaten en de aanvullende data betrekking hebben,  $\Phi_{re}$  of  $\Phi_{as}$ , dus aan de bovenkant van het topsysteem (freatisch vlak) of aan de onderkant. Aangenomen is dat het de flux ter plaatse van het freatisch oppervlak betreft, ofwel  $\Phi_{re}$ . In werkelijkheid betreft het de gemiddelde flux tussen het freatisch vlak en 1 meter daaronder. Ook de aanvullende data uit het statistisch model zijn gebaseerd op metingen in het grondwater dus op enige diepte onder het freatisch vlak. De flux  $\Phi_{re}$  bevat een hoeveelheid nitraat die langs de 'korte route' zal worden afgevoerd naar het secundaire oppervlaktewater. Deze hoeveelheid wordt in mindering gebracht door  $\Phi_{re}$  te vermenigvuldigen met een reductiefactor, gebaseerd op de verhouding tussen  $q_{as}$  en  $q_{re}$  [zie vergelijking (6), (7) en (8)]. Het resultaat van deze bewerking levert de gebruikte LGMCAD-bovenrandvoorwaarde  $\Phi_{as}$ . Als men er echter van uitgaat dat de NLOAD gegevens betrekking hebben op een flux op enige diepte onder het freatisch vlak, dan is de gebruikte reductiefactor te 'zwaar' en is de gebruikte waarde voor  $\Phi_{as}$  mogelijk te laag. Hoeveel te laag kan echter niet worden aangegeven.

STONE levert zowel concentraties als fluxen op verschillende diepten. In deze studie is uitgegaan van de berekende concentraties op GHG niveau (Gemiddeld Hoogste Grondwaterstand), zie ook Overbeek et al., 2001. Aangezien STONE is gekalibreerd op gemeten concentraties uit het mest-meetnet, werden de berekende concentraties betrouwbaarder geacht dan de fluxen. Na middeling over een periode van 15 jaar, zijn de gegevens omgewerkt naar een nitraatflux door vermenigvuldiging met de grondwaterflux  $q_{as}$  uit LGM.

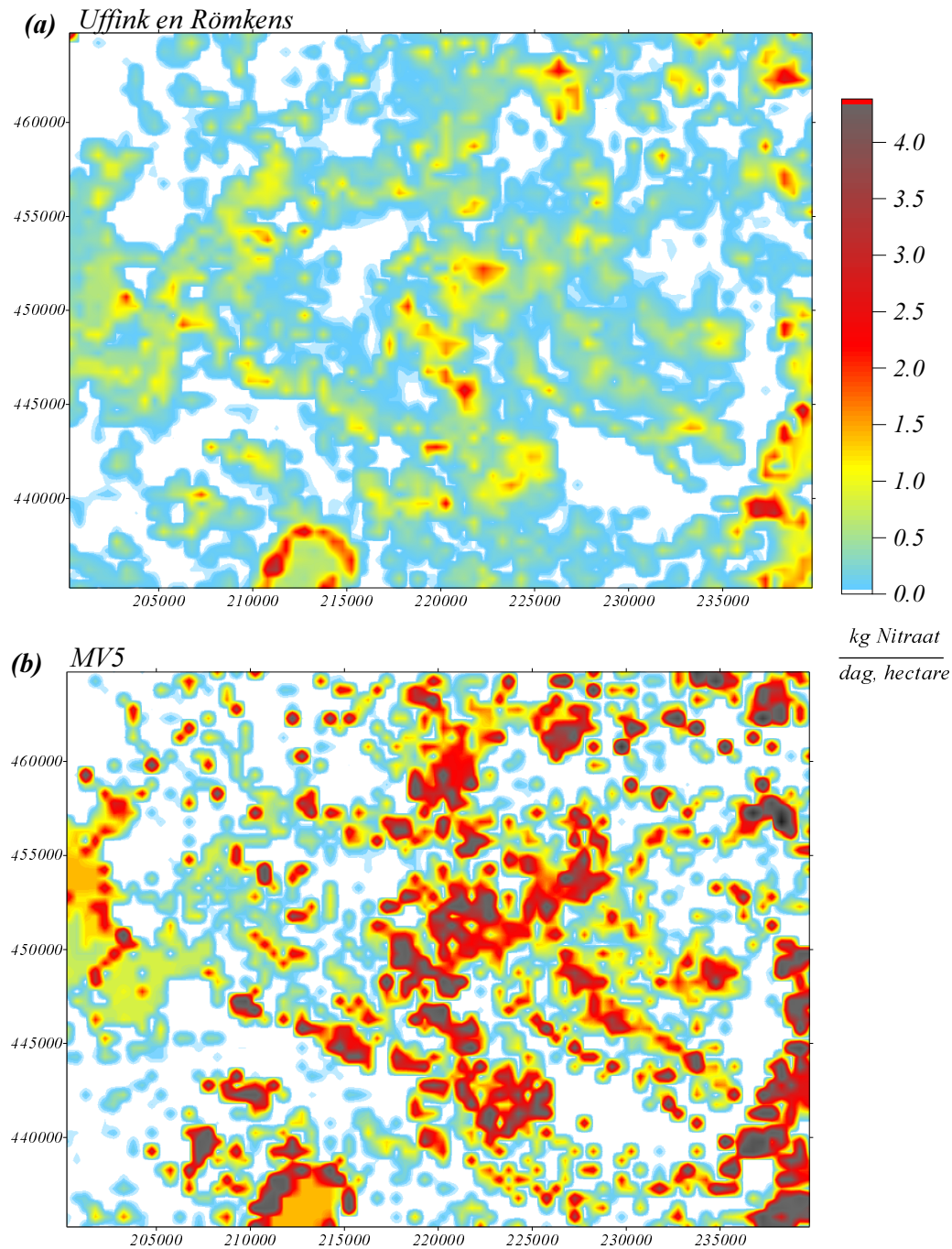


Figuur 32 Nitraatuitspoeling voor studie gebied Uffink en Römken (deel Achterhoek) voor MV5 en studie Uffink en Römken. Y-as links: totale uitspoeling voor gehele gebied. Y-as rechts Nitraat flux.

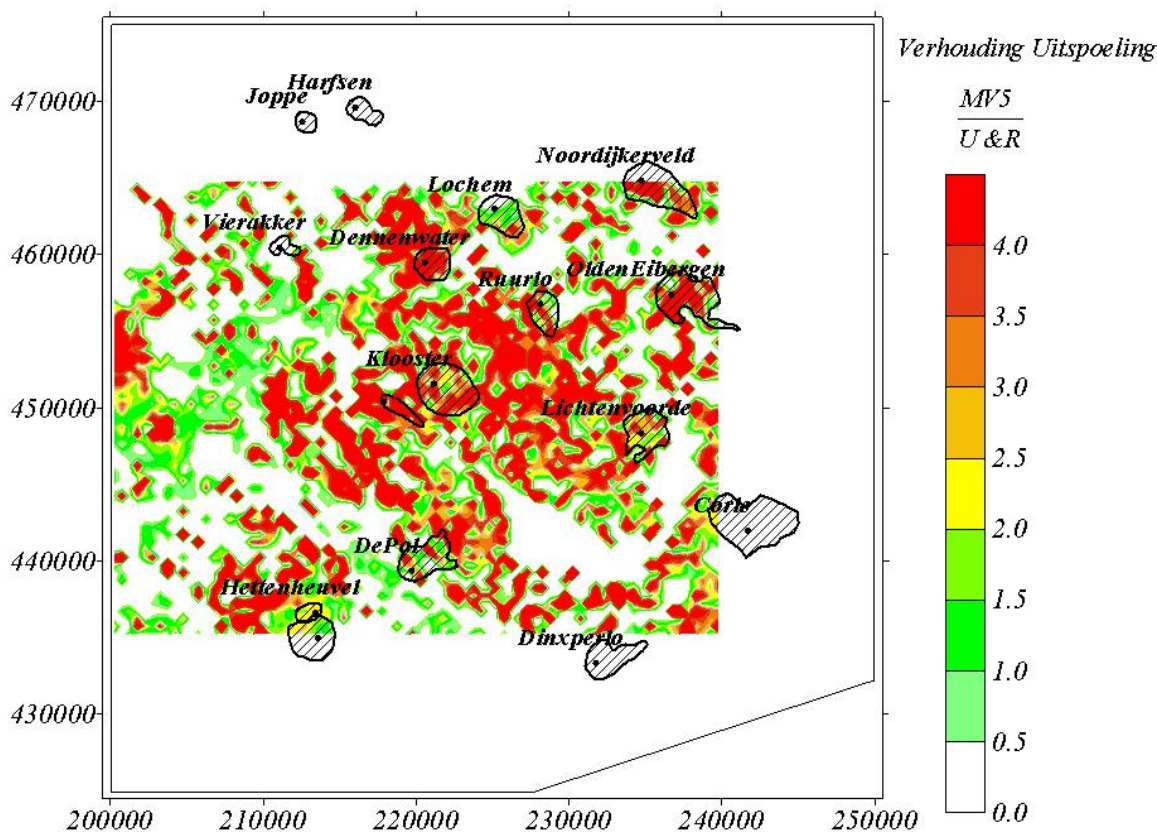
In Figuur 32 is voor de periode 1950-1995 de hoeveelheid nitraat gegeven die per dag het grondwatersysteem in gaat, voor de huidige en eerder genoemde studie van Uffink en Römken. Aan deze studies wordt in het onderstaande gerefereerd als de MV5 en U&R. De figuur heeft betrekking op dat deel van het Achterhoekse modelgebied dat overeenkomt met het door Uffink en Römken beschouwde gebied. Er blijkt een belangrijk verschil tussen de twee krommen te bestaan. De uitspoeling bij de huidige berekening is gemiddeld een factor 2,5 tot 3 maal hoger dan de uitspoeling bij Uffink en Römken. Dit houdt in dat de hier berekende nitraatconcentraties gemiddeld een factor 2,5 tot 3 hoger liggen dan de concentraties op vergelijkbare locaties in de studie van Uffink en Römken. Om de 'model-fit' met meetwaarden te behouden zou de afbraaksnelheid moeten worden bijgesteld (d.w.z. snellere afbraak, of kortere halfwaardetijd).

Figuur 33 geeft voor het betreffende studiegebied de berekende uitspoeling voor 1990 zowel bij Uffink en Römken als bij de huidige berekeningen. De verhouding tussen de uitspoelingcijfers voor beide studies is geplot in Figuur 34. Hier geven de groengetinte velden de gebieden aan waar de uitvoer van beide modellen nog redelijk vergelijkbaar is (verhouding < 2). De roodgekleurde velden geven gebieden aan waar de MV5-uitspoeling een factor 3 à 4 (of meer) groter is dan bij U&R. In de witgekleurde delen is ofwel de MV5 uitspoeling of de U&R uitspoeling (of beide) gelijk aan nul. Tevens zijn in deze figuur de intrekgebieden van

enkele pompstations getekend. De verschillen tussen MV5 en U&R cijfers zijn in ruimtelijk zin niet gelijk verdeeld. Het is duidelijk dat in het intrekgebied van de meeste pompstations in de MV5 een aanzienlijk hogere uitspoeling wordt genereert dan U&R (Klooster, Olden Eibergen Dennenwater; in mindere mate De Pol en Lochem, vergelijk doorbraakkrommen Appendix F).



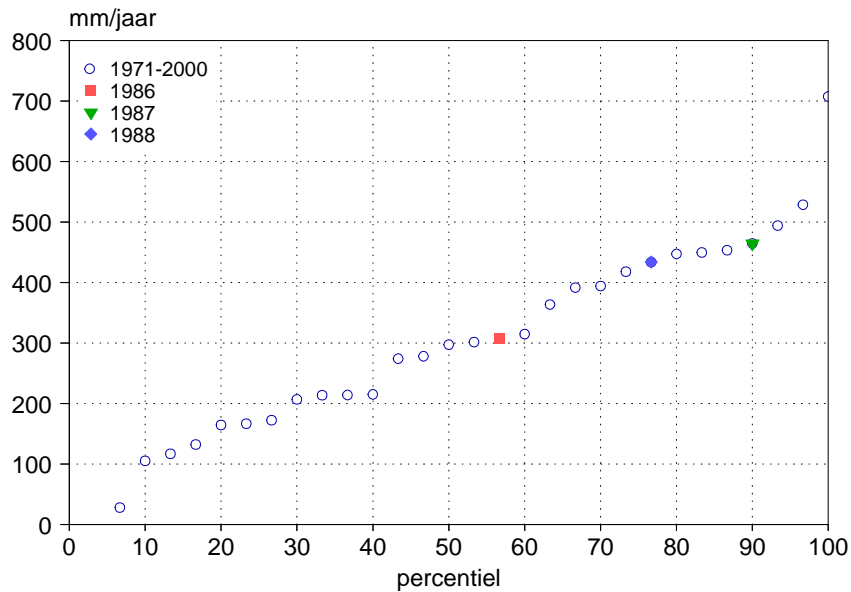
*Figuur 33 (a) en (b) Ruimtelijke verdeling nitraatuitspoeling 1990 MV5 en studie Uffink en Römken voor een deel van het modelgebied Achterhoek.*



*Figuur 34 Verhouding uitspoeling MV5 versus U & R (1990) voor een deel van het modelgebied Achterhoek, met presentatie van de intrekgebieden van de inliggende pompstations.*

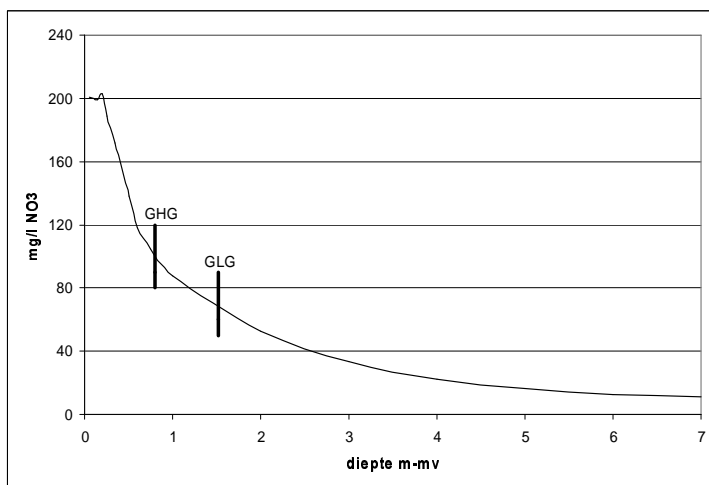
Het geconstateerde verschil in de randvoorwaarde verklaart weliswaar waarom de berekende nitraatgehaltes op een enkele uitzondering na ruim boven de meetwaarden liggen, maar roept een nieuwe vraag op: de oorzaak van dit geconstateerde verschil. De resultaten van STONE en NLOAD komen immers beide goed overeen met gemeten gegevens uit het mest meetnet (Overbeek et al., 2001, pag 35; Fraters et al., 1997). Aangenomen wordt dat het verschil een gevolg is van interpretaties en aannamen tijdens het omwerken van de uitspoelingsgegevens naar een LGMCAD randvoorwaarde. Eerder is al geconstateerd dat de gevolgde procedure met de NLOAD cijfers kan hebben geleid tot een onderschatting van de randvoorwaarde. Een punt van discussie bij de bewerking van de STONE cijfers is dat de stationaire grondwater flux  $q_{as}$  in LGM waarmee de concentraties zijn vermenigvuldigd, niet noodzakelijkerwijs dezelfde is als de grondwaterflux waarmee STONE heeft gerekend. De LGM berekeningen zijn gebaseerd op de hydrologie van 1988. Dat jaar en het voorafgaande jaar 1987 staan bekend als natte jaren. Het neerslagoverschot in deze jaren bedroeg 125 tot 150 mm meer dan het gemiddelde van 300 mm, zie ook Figuur 35. Door uit te gaan van de met STONE berekende concentraties en deze te vermenigvuldigen met de grondwateraanvulling uit LGM kan een overschatting van 30% tot 50% van nitraatflux worden verklaard.





Figuur 35. Verdeling van de jaarsom van het neerslagoverschot te De Bilt (mm) in de periode 1971-2000.

STONE uitspoelingscijfers op GLG niveau (Gemiddeld Laagste Grondwaterstand) en NLOAD resultaten zijn onderling vergeleken door Overbeek (Overbeek et al., 2001, pag 39). Voor de grondwatertrappen VII en VI, waaronder de hier beschouwde droge zandgronden vallen, berekent STONE een 30 % tot 35 % hogere belasting dan NLOAD. Dit geldt voor de cijfers op GLG niveau. Overbeek geeft tevens voor een typische STONE berekening het verloop van de concentratie met de diepte, (zie Figuur 36). Hieruit blijkt dat op GHG niveau de uitspoeling nog eens 40% hoger is dan op GLG niveau. Het gecombineerde effect van de genoemde aspecten is het product van de verhouding in procenten, ofwel  $140 \times 135 \times 140 = \text{ca } 260\%$ . Dit cijfer verklaart grotendeels het geconstateerde verschil in de gebruikte uitspoelingscijfers voor de MV5 berekening en de studie van Uffink en Römken.



Figuur 36 Nitraatverloop met de diepte volgens STONE (ontleend uit Overbeek et al., 2001)

## 6.3 Denitrificatie

Met betrekking tot de gebruikte waarden voor de denitrificatiesnelheid (halfwaardetijd) kunnen de volgende kanttekeningen worden geplaatst.

- De gebruikte halfwaardetijden zijn afkomstig uit de studie van Uffink en Römken. Deze studie betrof een eerste verkenning met het modelleren van denitrificatie. Bij de vergelijking van modelresultaten met meetgegevens werden diverse problemen gesignaleerd met betrekking tot de representativiteit van de rekenresultaten en de meetgegevens. Voor deze problemen is nog geen adequate oplossing gevonden.
- Tijdens bovengenoemde studie is de afbraaksnelheid niet uitputtend gevarieerd en de 'optimale' waarde is zeer globaal (met de hand) bepaald. Voor een meer betrouwbare identificatie van de denitrificatiesnelheid dient een systematische aanpak te worden gevolgd gebruikmakend van moderne parameterschattingstechnieken. Hieraan kan gelijktijd een betrouwbaarheidsanalyse worden gekoppeld met betrekking tot de voorspelde doorbraakkrommen.
- Het gehanteerde model voor de ruimtelijke variatie van de denitrificatiesnelheid gaat slechts uit van een hogere denitrificatiesnelheid in het gebied rond de beekdalen en in de zones boven en onder de meest belangrijke kleilagen. Er zijn mogelijkheden voor een ruimtelijke differentiatie op basis van gemeten hoeveelheid zuurstof in het grondwater, organische stof gehalte, zwavel etc.
- Er is niet specifiek rekening gehouden met denitrificatie door pyriet-reductie, omdat er niet genoeg gegevens beschikbaar zijn over het voorkomen van pyrietbanken. Er zijn echter aanwijzingen dat pyrietbanken kunnen leiden tot een aanmerkelijke extra nitraatreductie.
- De vergelijking van modelresultaten met meetgegevens door Uffink en Römken is uitsluitend uitgevoerd voor de Achterhoek. Of deze waarden ook voor het twentse deel van het studiegebied optimaal zijn is niet geverifieerd.
- Bij de vergelijking tussen berekeningen en meetgegevens is alleen gebruik gemaakt van gegevens van het Landelijk Meetnet Grondwater. Dit betreft nitraatgehalten in monsters genomen in meetputten. Met metingen van het nitraatgehalte in het ruwwater in pompstations is bij de bepaling van de afbraakparameters geen rekening gehouden.
- Er wordt van uitgegaan dat de denitrificatiecapaciteit van de ondergrond binnen de rekenperiode constant blijft. Hierover bestaat geen zekerheid. Wanneer de hoeveelheid organisch materiaal en/of pyriet afneemt zal ook de mogelijkheid tot denitrificatie afnemen. Of dit zal gebeuren en met welke snelheid deze afname kan optreden is niet bekend.

## 6.4 Variatie onttrekkingshoeveelheden

Over het effect van het niet in de tijd constant zijn van de omvang van de grondwaterwinning op een pompstation kan de volgende redenering worden gehouden. Gaat men bij de berekening uit van een constant debiet, dan betekent dit dat veelal in het begin van de simulatieperiode (bijvoorbeeld van 1950-1960) de grondwatersnelheid naar de put wordt overschat. Beschouw vervolgens het water dat op een bepaald tijdstip  $t$ , bijvoorbeeld  $t = 2000$ , wordt gewonnen, in het bijzonder dat deel dat volgens de berekening ouder is dan 40 jaar. Het is duidelijk dat de ouderdom van dit water niet correct is. Vóór 1960 stroomde het water langzamer dan werd aangenomen. De werkelijke ouderdom zal groter zijn. Aangezien in de periode 50-60 de nitraatconcentraties overwegend stijgend waren leidt, een onderschatting van de ouderdom tot overschatting van de concentratie. De vraag is hoe dit doorwerkt in de uiteindelijke concentratie van het in 2000 gewonnen water.

Bij wijze van voorbeeld beschouwen we het pompstation Lochem. Volgens de responsfunctie (Tabel 2) is de helft van het hier gewonnen water ouder dan 40 jaar en is dus geïnfiltreerd vóór 1960. De nitraathoeveelheid van dit water wordt weliswaar overschat, maar de bijdrage aan de totale nitraathoeveelheid is zeer gering. In de eerste plaats omdat de oorspronkelijke nitraatconcentraties in de periode 50-60 gering waren. In de tweede plaats geldt bij een halfwaardetijd van 5 jaar dat na 40 jaar nog slechts een fractie  $2^{-8} = 0.004$  van de oorspronkelijke nitraathoeveelheid over is. Naarmate we in plaats van het jaar 2000 een tijdstip dichterbij 1960 kiezen gaat de gevolgde redenering in mindere mate op. Het aandeel van het water dat vóór 1960 infiltreert neemt nu toe, terwijl er minder nitraat afbreekt. De concentraties rond 1970 en daarvóór worden vermoedelijk aantoonbaar overschat. Voor de toekomstverwachting ( $t > 2000$ ) is deze overschatting echter minder relevant.



## 7 Conclusies en aanbevelingen

Voor de eerste keer werd in een regionale toepassing de nitraatverspreiding in het diepe grondwater berekend met het Landelijk Grondwatermodel (LGM), waarbij rekening wordt gehouden met denitrificatie. Een belangrijke conclusie is dat denitrificatie in het diepe grondwater van doorslaggevend belang is bij voor de berekende nitraatgehalten. De nitraatgehalten liggen een orde van grootte lager dan wanneer geen rekening wordt gehouden met denitrificatie. Het blijkt echter dat voor een groot deel van de pompstations in Twente en de Achterhoek de berekende nitraatgehalten in het ruwwater hoger zijn dan de gemeten waarden, ondanks het in rekening brengen van denitrificatie. Een evaluatie van de gehanteerde rekenprocedure geeft aan dat er kanttekeningen kunnen worden geplaatst bij de gebruikte afbraakparameters en bij de gegevens voor de nitraatuitspoeling vanuit de onverzadigde zone. Bij de MV5 studie is voor de uitspoeling een voorlopige versie van het programma STONE gebruikt. De hieruit afgeleide nitraatvracht naar het grondwater blijkt 2 tot 3 maal hoger te zijn dan de hoeveelheid die in een eerder uitgevoerde studie (Uffink en Römken, 2001) werd gebruikt. Ten tijde van laatst genoemde studie, op grond waarvan de afbraakparameters werden bepaald, was het model STONE nog niet beschikbaar. Ten gevolge deze inconsistentie zijn de voorspelde nitraatgehalten op de drinkwater pompstations vermoedelijk te hoog. Het verdient aanbeveling de afbraakparameters opnieuw vast te stellen met cijfers van de definitieve STONE versie. Wanneer gebruik wordt gemaakt van moderne kalibratietechnieken kan dit worden gecombineerd met een onzekerheidsanalyse met betrekking tot de voorspelde nitraatgehalten. Bovendien is bij de bepaling van de afbraakparameters alleen rekening gehouden met de nitraatmetingen van het Landelijk Meetnet en niet met de metingen in het ruwwater van grondwaterpompstations. Betere schattingen van de afbraaksnelheid kunnen worden verwacht, wanneer de metingen op de pompstations ook bij de kalibratie worden betrokken.

In het rapport wordt ruim aandacht besteed aan de koppeling van uitspoelingsmodel en grondwatertransportmodel. Een belangrijke rol hierbij speelt het topsysteem. Betreffende de koppeling bestaan onduidelijkheden omdat het topsysteem niet alleen in het grondwatermodel is geïncorporeerd, maar ook voor een deel in rekening wordt gebracht in het uitspoelingsmodel. Ook kan worden geconstateerd dat de dynamische uitspoelingsmodellen STONE en NLOAD niet of nauwelijks zijn ingericht om een goed gedefiniëerde randvoorwaarde te leveren voor een transportmodel met een stationaire grondwaterstroming. De geleverde uitspoelingscijfers dienen daarom diverse bewerkingen te ondergaan voordat een bruikbare bovenrandvoorwaarde ontstaat. Het is onvoldoende bekend wat de consequenties zijn van gevolgde procedure met betrekking tot de representativiteit van de omgerekende grootheden. Het verdient aanbeveling om het huidige concept voor de koppeling nader te bekijken en te verbeteren.

Enkele kanttekeningen die moeten worden gemaakt zijn de volgende. Bij de modelopzet is geen rekening gehouden met een eventuele afname van de denitrificatiecapaciteit van de ondergrond. De huidige beschrijving van het denitrificatieproces is eenvoudig (eerste orde kinetiek) en er is niet onderzocht of met andere afbraakconcepten gelijkwaardige of meer optimale resultaten kunnen worden bereikt. Ook wordt niet specifiek rekening gehouden met afbraak door pyriet. Er zijn aanwijzingen dat door lokale voorkomens van pyriet plaatselijk zeer veel nitraat kan worden afgebroken. Voor pyrietreductie geldt echter dat dit naar verwachting een eindig proces is.

Een belangrijke conclusie met betrekking tot de voor de MV5 gedane uitspraken is dat de geconstateerde overschatting van de berekende nitraatconcentraties hier geen afbreuk aan doen. Eerder geven zij hiervoor een nog betere onderbouwing. Niettemin blijkt uit de in dit rapport gedane analyse dat de prognose kan worden verbeterd door het concept voor de koppeling tussen uitspoelingsmodel en grondwatertransportmodel te verbeteren. Vervolgens dient een nieuwe modelkalibratie te worden uitgevoerd. Wanneer men hierbij gebruik maakt van de moderne kalibratietechnieken ontstaat tevens een beter inzicht in de betrouwbaarheid en onzekerheid van de modelresultaten en prognoses.

## Literatuur

- ANONYMOUS, 1993, Nagrom, Deelrapport 3, Supraregio Oost-Nederland, TNO-NITG, Rijkswaterstaat, RIZA.
- BEUSEN, A.H.W., BOOGAARD, H.L., FINKE, P.A., HEIDA, R., GEHRELS, B., GROENENDIJK, J.A., VAN JAARVELD, J.A., KNOL, O.M., OVERBEEK, G.B.J., SCHEPER, E. 2000. STONE1.3. Technische documentatie, Versie 1.0.
- BOERS, P.C.M., BOOGAARD, H.L., HOOGEVEEN, J., KROES, J.G., NOIJ, I.G.A.M., ROEST, C.W.J., RUIJGH, E.F.W., VERMULST, J.A.P.H. 1997. Watersysteemverkenningen 1996. Huidige en toekomstige belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat vanuit de landbouw.(RIZA-rapport 97.013).
- BOUMANS, L.J.M., VAN DRECHT, G. 1998. Nitraat van het bovenste grondwater in de zandgebieden van Nederland. Een geografisch beeld op basis van de monitoringgegevens en een vergelijking met de resultaten van procesmodellen. RIVM report 714801015, Bilthoven.
- FRATERS, B., VISSENBERG, H.A., BOUMANS, L.J.M., DE HAAN, T., DE HOOP, D.W. 1997. Resultaten meetprogramma kwaliteit bovenste grondwater landbouwbedrijven in het zandgebied (MKBGL-zand) 1992-1995. RIVM rapport 714801014, Bilthoven.
- GROOTJANS, P. 1984. De Geohydrologische Beschrijving van de Provincie Gelderland. Dienst Grondwaterverkenning TNO.
- KOVAR, K., LEIJNSE A., GAN, J.B.S. 1992. Groundwater Model for the Netherlands. Mathematical Model Development and User's Guide. RIVM Report 714305002, Bilthoven.
- KOVAR, K., UFFINK, G.J.M., PASTOORS, M.J.H. 1996. Evaluation of the LGM Groundwater Model for the Netherlands for calculation of pathlines, travel times and concentration at abstraction wells. RIVM Report 703717001, Bilthoven.
- KOVAR, K., PASTOORS, M.J.H., TIKTAK, A., VAN GAALLEN, F.W. 1998. Application of the Netherlands Groundwater Model, LGM, for calculating concentration of nitrate and pesticides at abstraction wells in sandy soil areas of the Netherlands. RIVM Report 703717002, Bilthoven.
- LEIJNSE, A. 2001. Technische Documentatie LGM (in voorbereiding).
- MEINARDI, C.R. 1999. Persoonlijke Communicatie.
- OVERBEEK, G.B.J. VAN GRINSVEN, J.J.M., ROELSMA, J., GROENENDIJK, P., VAN EGMOND, P.M. BEUSEN, A.H.W. 2001. Achtergronden bij de berekeningen van vermisting van bodem en grondwater voor de 5e Milieuverkenning met het model STONE. RIVM rapport 408129020, Bilthoven.
- PASTOORS, M.J.H. 1992. Landelijk Grondwater Model; conceptuele modelbeschrijving. RIVM Report 714305004, Bilthoven.
- RIVM, 1997. Nationale Milieuverkenning 4. 1997-2020. RIVM, Bilthoven.
- RIVM, 2000. Nationale Milieuverkenning 5. 2000-2030. RIVM, Bilthoven.

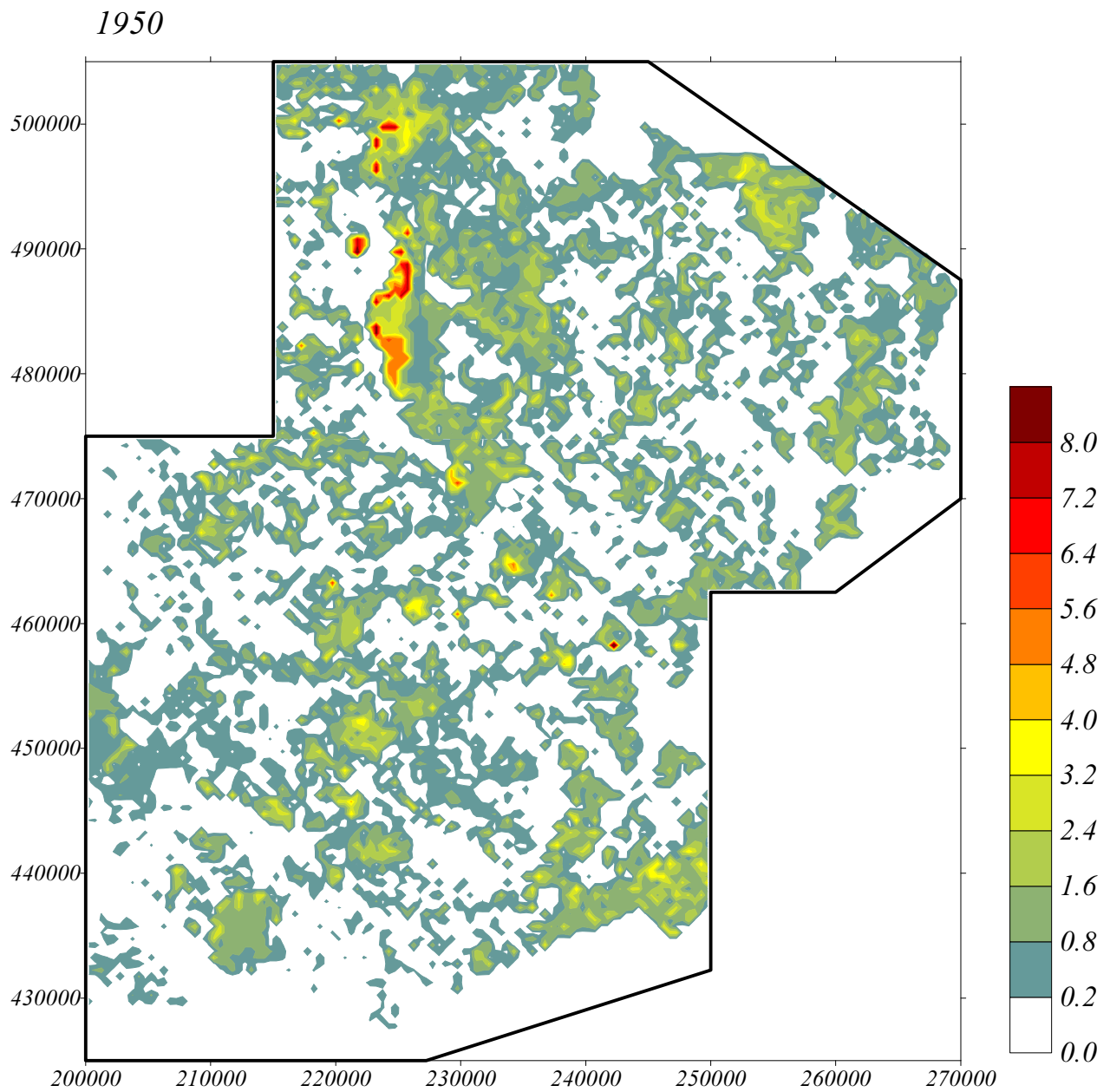
- SMIT, E., FONDS, A.W., VAN DEN ESHOF, A.J. 1990. Resultaten van het onderzoek van drinkwater in Nederland in 1989, vergeleken met het Waterleidingbesluit. RIVM-rapport 218108008, Bilthoven.
- STRACK, O.D.L. 1984. Three-dimensional streamlines in Dupuit-Forchheimer models. *Water Resour. Res.* 20 (7): 812-822.
- UFFINK, G.J.M. 1990. Analysis of dispersion by the random walk method. Ph. D. Thesis. Delft University of Technology.
- UFFINK, G.J.M. 1996. Landelijk Grondwater Model (LGM) Testberekeningen met een module voor stoftransport. RIVM Report 715501008, Bilthoven.
- UFFINK, G.J.M. 1999. LGMCAD, a Solute Transport Module of the Groundwater Model for the Netherlands. User's Manual. RIVM Report 711401006, Bilthoven.
- UFFINK, G.J.M., RÖMKENS, P.F.A.M. 2001. Nitrate Transport Modeling in Deep Aquifers. Comparison between Model Results and Data from the Groundwater Monitoring Network. RIVM report 711401010, Bilthoven.
- UFFINK, G.J.M. 2001. Modelling nitrate transport in deep aquifers. Comparison between model results and field-measurements. In: *Impact of Human Activity on Groundwater Dynamics*. Gehrels et al. (Eds). IAHS Publication 269. pp 339-341.
- VAN BEEK, C.G.E.M., LAEVEN, M.P., VOGELAAR, A.J. 1994. Modelleren denitrificatie in grondwater onder invloed van organisch materiaal. *H<sub>2</sub>O* (27) nr 7: 180-184.
- VAN DRECHT, G., GOOSSENS, F.R., HACK-TEN-BROEKE, M.J.D., JANSEN, E.J., STEENVOORDEN, J.H.A.M. 1991. Berekening van de nitraatuitspoeling naar het grondwater met behulp van eenvoudige modellen. RIVM Report 724901003, Bilthoven.
- VAN DRECHT, G. 1993. Modelling of regional scale nitrate leaching from agricultural soils, the Netherlands. *Applied Geochemistry*, Suppl. Issue 2, 175-178.
- VAN DRECHT, G., SCHEPER, E. 1998. Actualisering van model NLOAD voor nitraatuitspoeling van landbouwgronden; beschrijving van model en GIS-omgeving. RIVM Report 711501002, Bilthoven.
- VAN DRECHT, G. 1993. Modelling of regional scale nitrate leaching from agricultural soils, the Netherlands. *Applied Geochemistry*, Suppl. Issue 2, 175-178.
- VERSTEEGH, J.F.M., LIPS, F. 1998. De kwaliteit van het drinkwater in Nederland in 1996. VROM.
- VERMEULEN, P.T.M., STURMAN, R.J., WITTE, J.P.H.M., VAN DER MEIJDEN, R., GROEN, C.L.G. 1996. Landelijke Hydrologische Systemanalyse. Deelrapport 6. Het gebied ten oosten van de IJssel (Salland, etc.). TNO-Report GG-R-95-91 (B).
- WENDLAND, F. 1992. Die Nitratbelastung in den Grundwasserlandschaften der 'alten' Bundesländer (BRD). *Berichte aus der Ökologische Forschung*. Band 8.



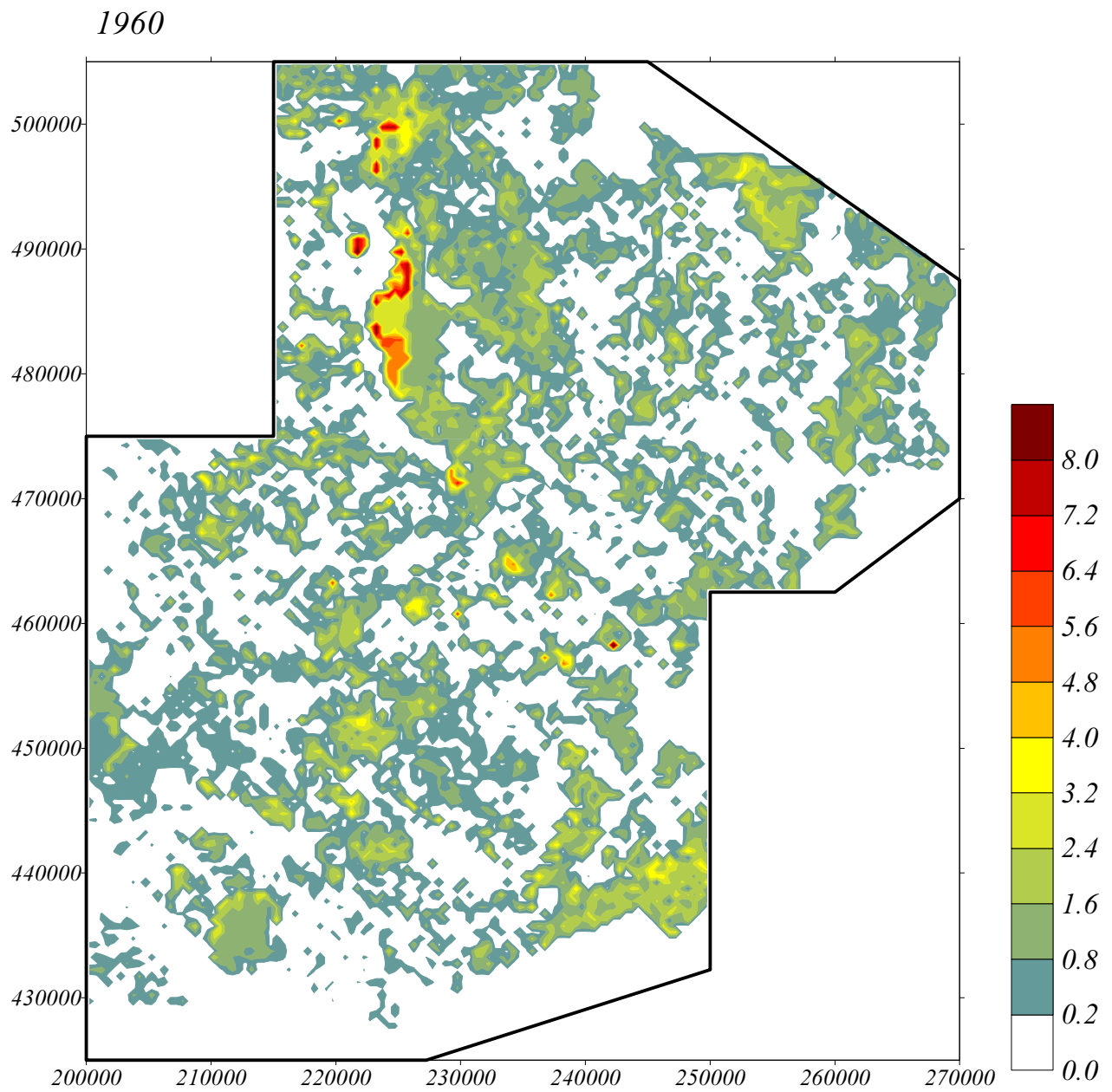
## Appendix A. Uitspoeling volgens STONE

Hier volgt een serie contourplots betreffende de ruimtelijke verdeling van de nitraatuitspoeling, gebaseerd op stikstofconcentraties berekend met STONE (versie 1.3). De stikstof concentraties zijn omgewerkt naar een nitraatflux in kg ( $NO_3$ ) per hectare, per dag voor de tijdstippen 1950, 1960, 1970, 1980, 1990, 1995, 2000, 2010, 2020, 2030. Daartoe zijn de stikstof concentraties vermenigvuldigd met de hoeveelheid grondwater  $q_{as}$ , die aan het aquifersysteem ten goed komt (zie ook §.4.2.2). Hieronder volgt schematisch een overzicht van de omrekeningsprocedure:

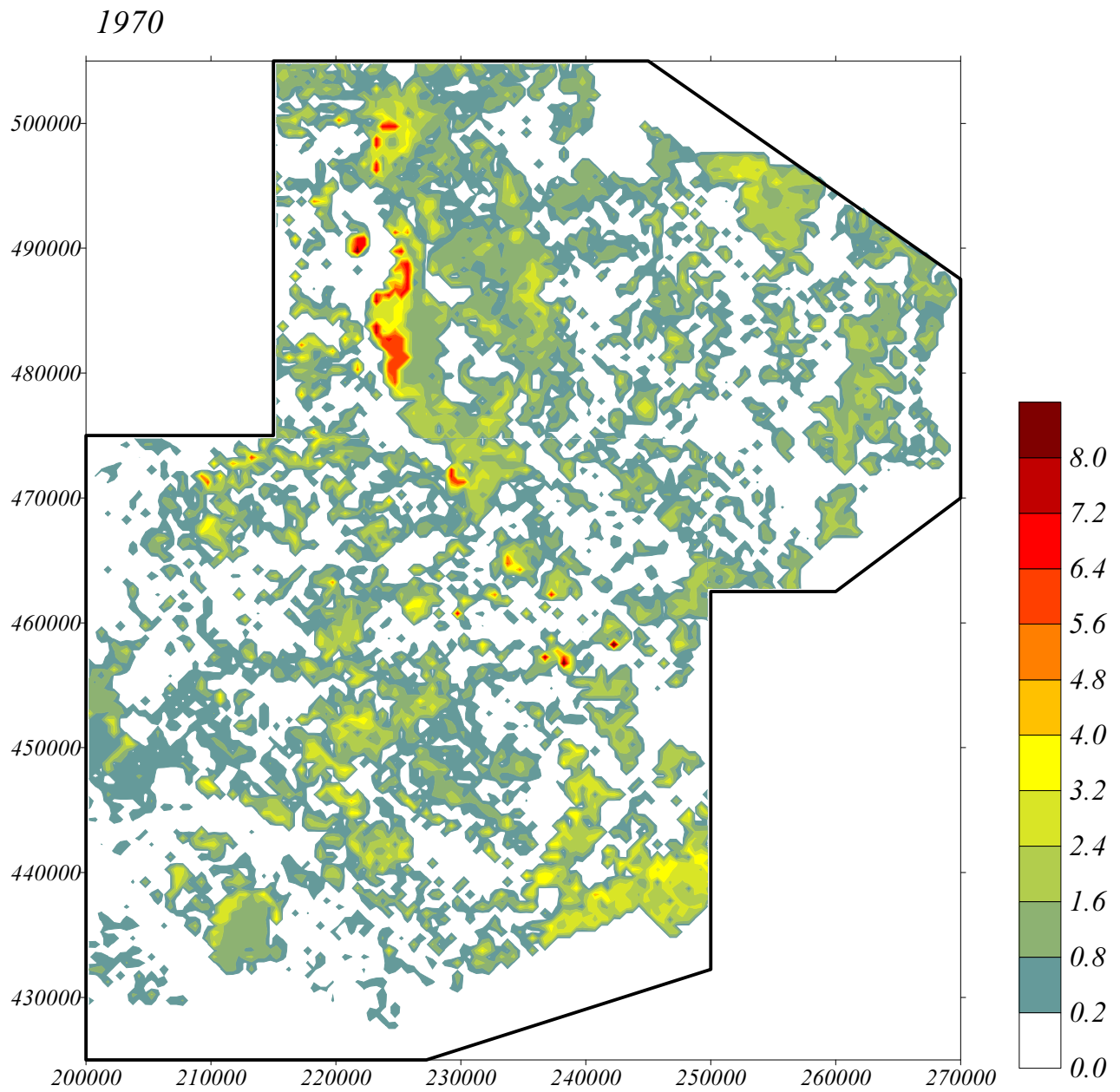
- Gegevens originele file STONE, uitgedrukt in concentratie ( $NO_3$ -N) in mg/l, (GHG-niveau)
- Gegevens inzijging in aquifersysteem,  $q_{as}$ , uitgedrukt in mm/dag
- Product  $c \times q_{as}$  geeft specifieke massaflux in mg (N) /m<sup>2</sup>, dag
- Omrekeningsfactoren:
  - $\alpha_1$  : omrekening van mg naar kg: ( $\alpha_1 = 10^{-6}$ )
  - $\alpha_2$  : omrekening flux per m<sup>2</sup> naar flux per hectare : ( $\alpha_2 = 10^4$ )
  - $\alpha_3$  : omrekening concentratie stikstof (N) naar nitraat ( $NO_3$ ) : ( $\alpha_3 = 62/14$ )
- $\alpha_1 \times \alpha_2 \times \alpha_3 = 10^{-2} \times (62/14) = 4.43 \cdot 10^{-2}$



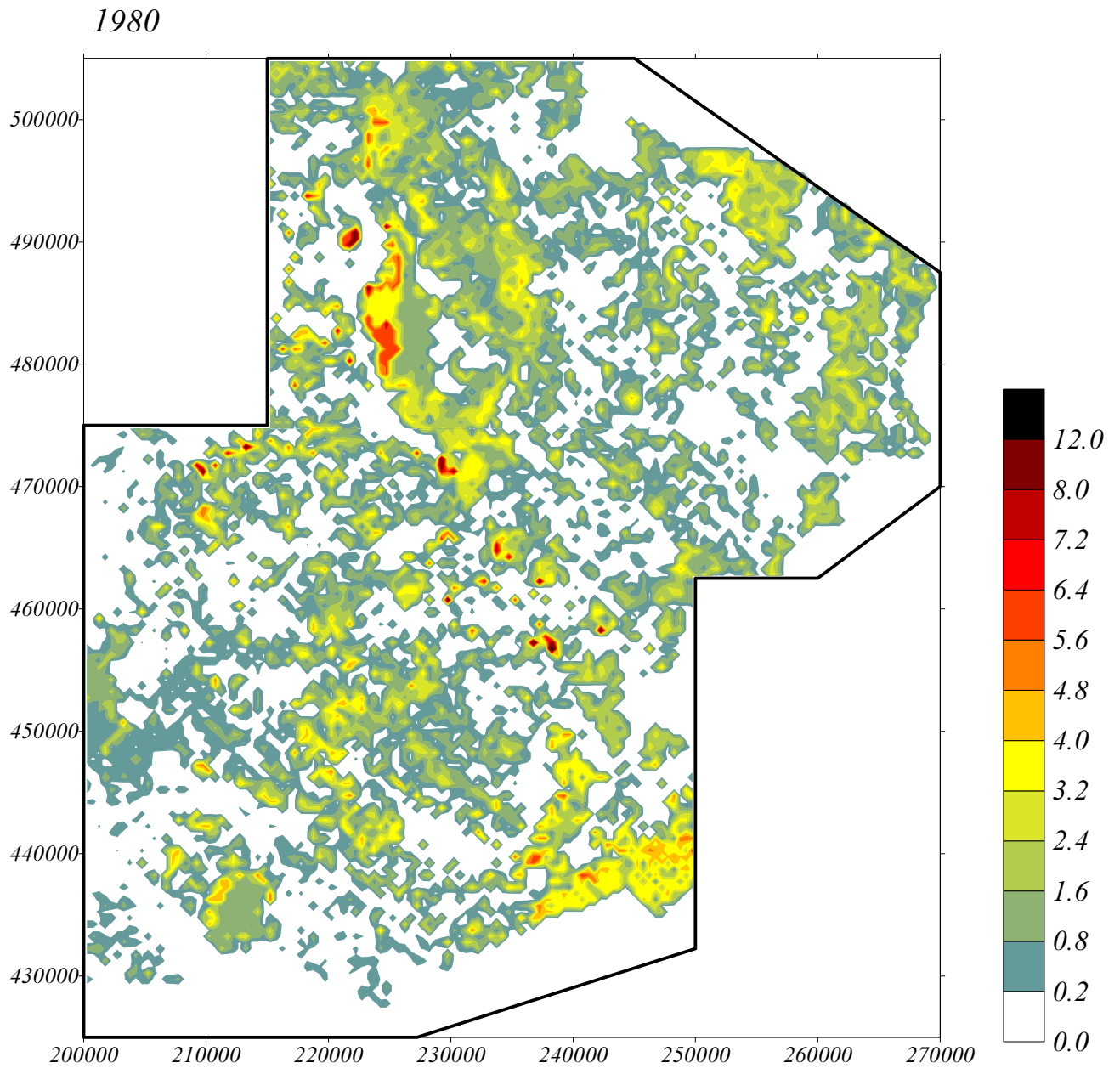
Figuur A-1 Nitraatuitspoeling in 1950 volgens STONE in kg NO<sub>3</sub> per dag per hectare



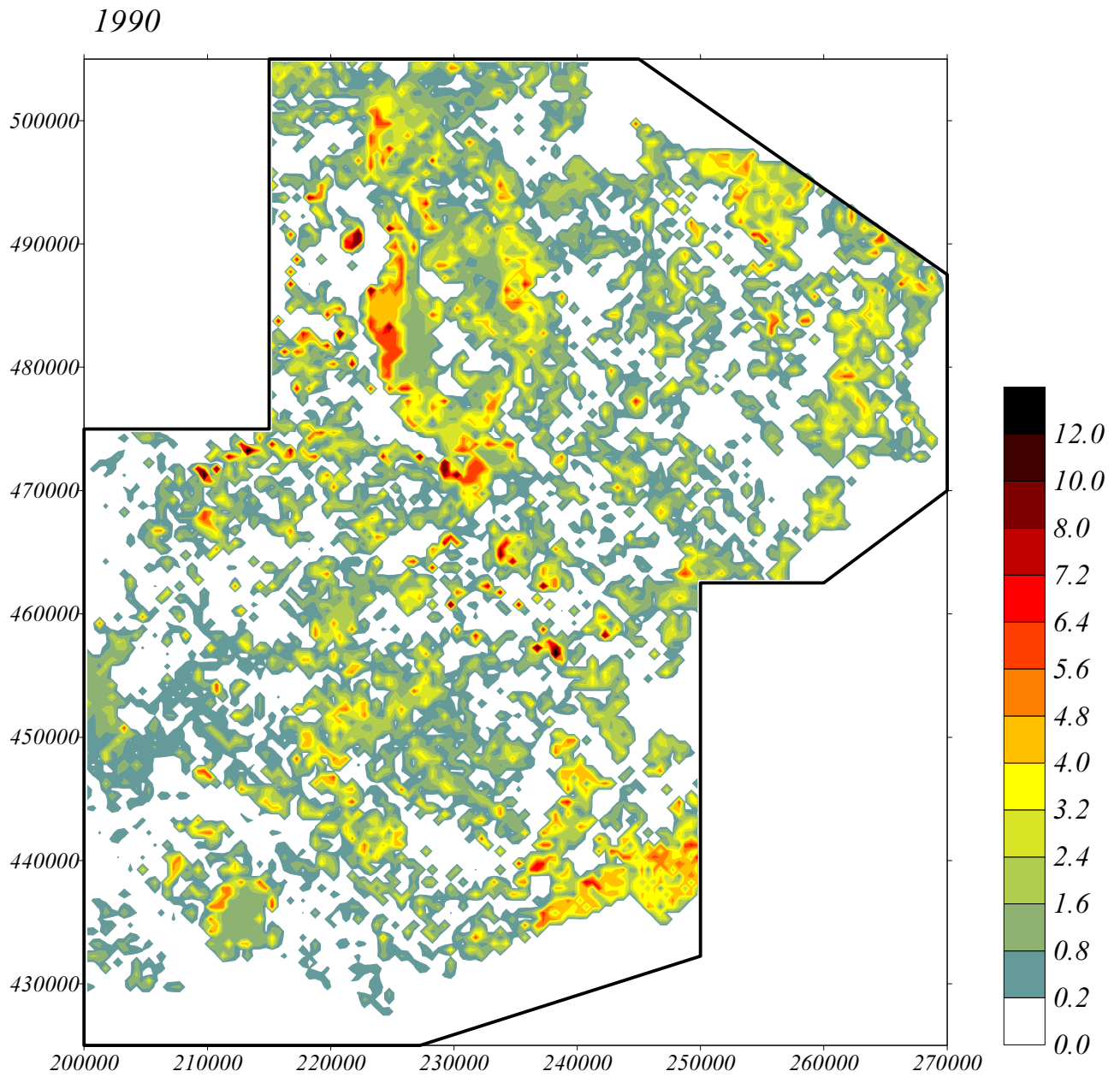
Figuur A-2 Nitraatuitspoeling in 1960 volgens STONE in kg NO<sub>3</sub> per dag per hectare



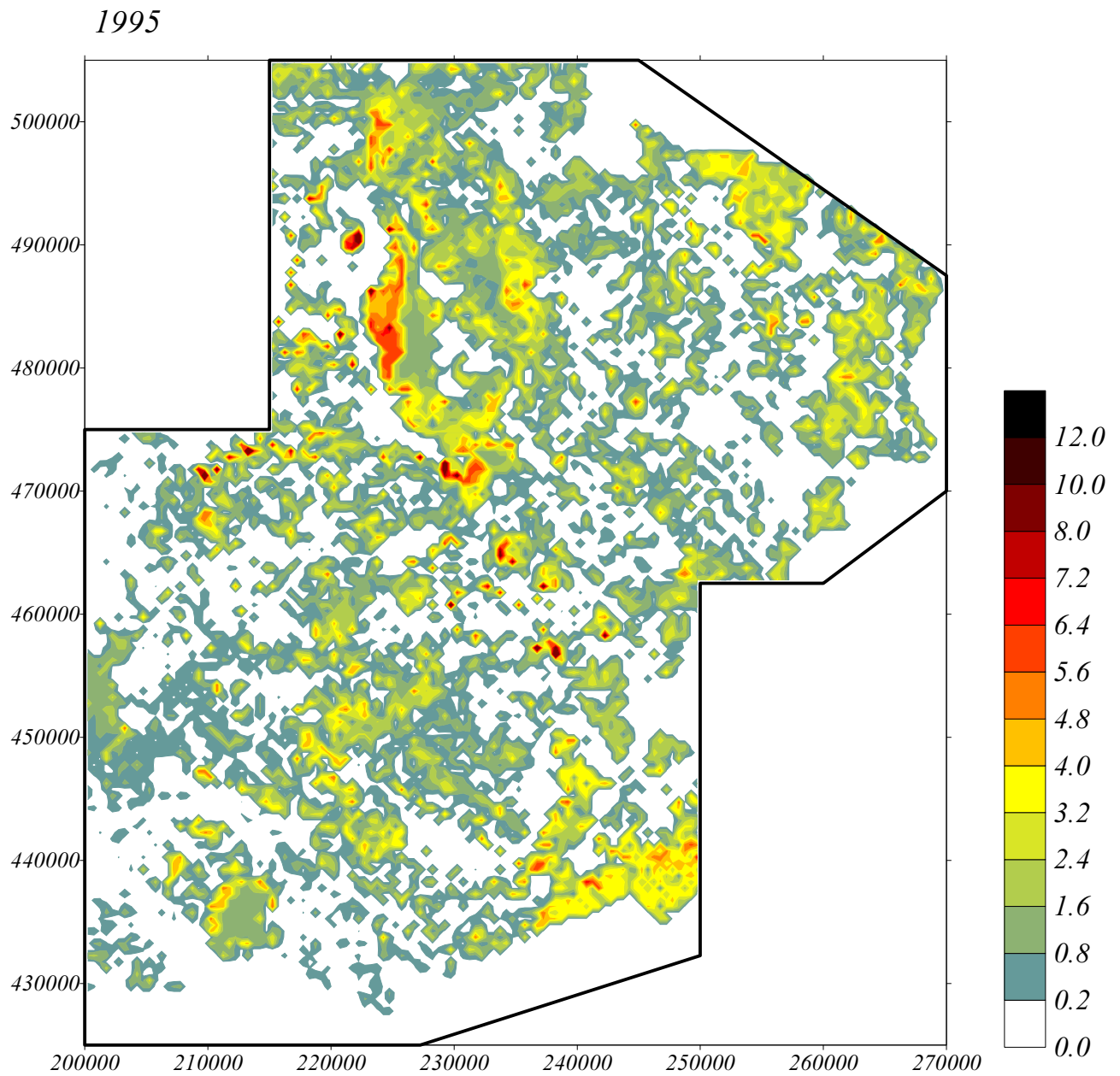
Figuur A-3 Nitraatuitspoeling in 1970 volgens STONE in kg  $\text{NO}_3$  per dag per hectare



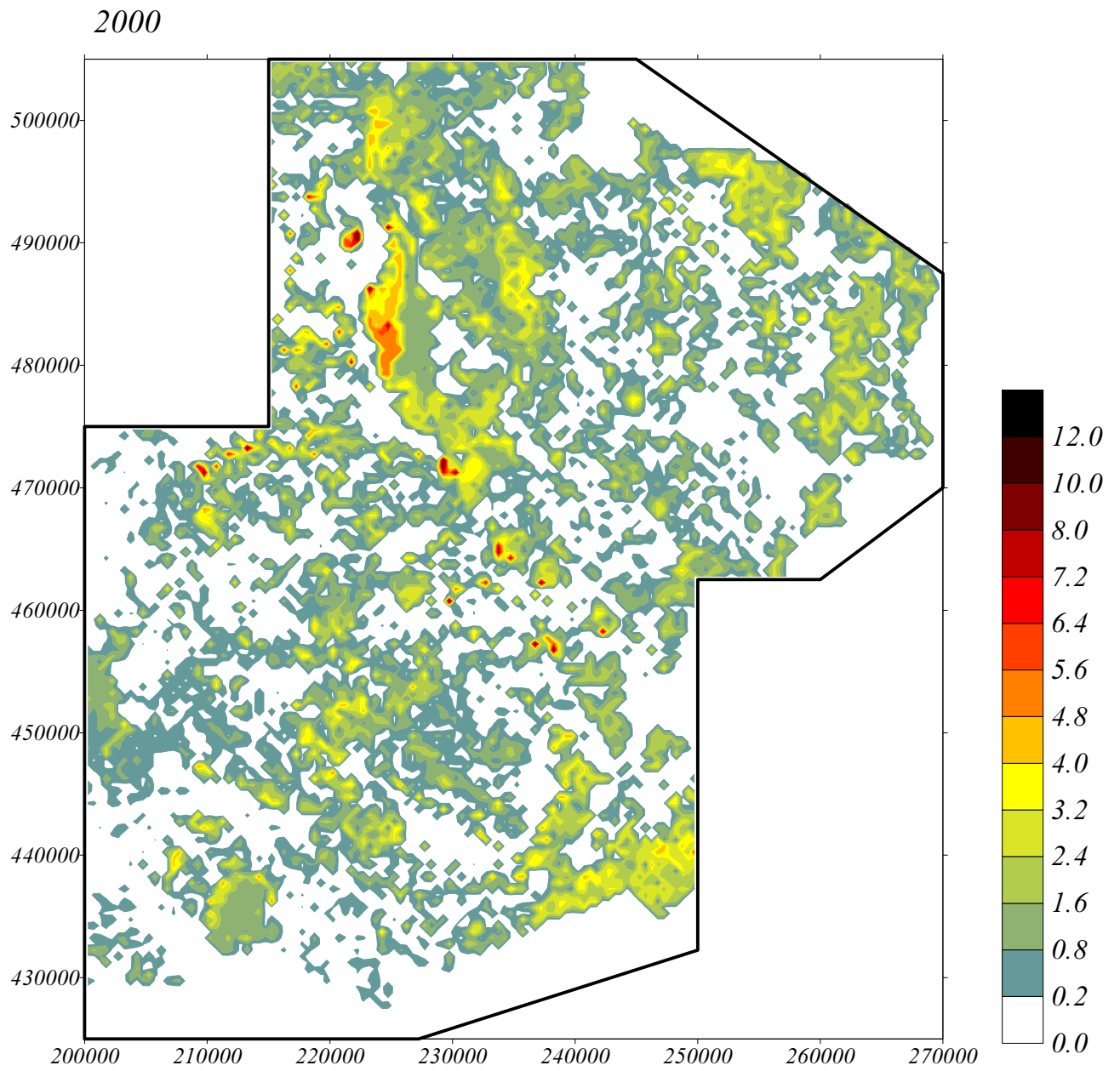
Figuur A-4 Nitraatuitspoeling in 1980 volgens STONE in kg NO<sub>3</sub> per dag per hectare



Figuur A-5 Nitraatuitspoeling in 1990 volgens STONE in kg NO<sub>3</sub> per dag per hectare

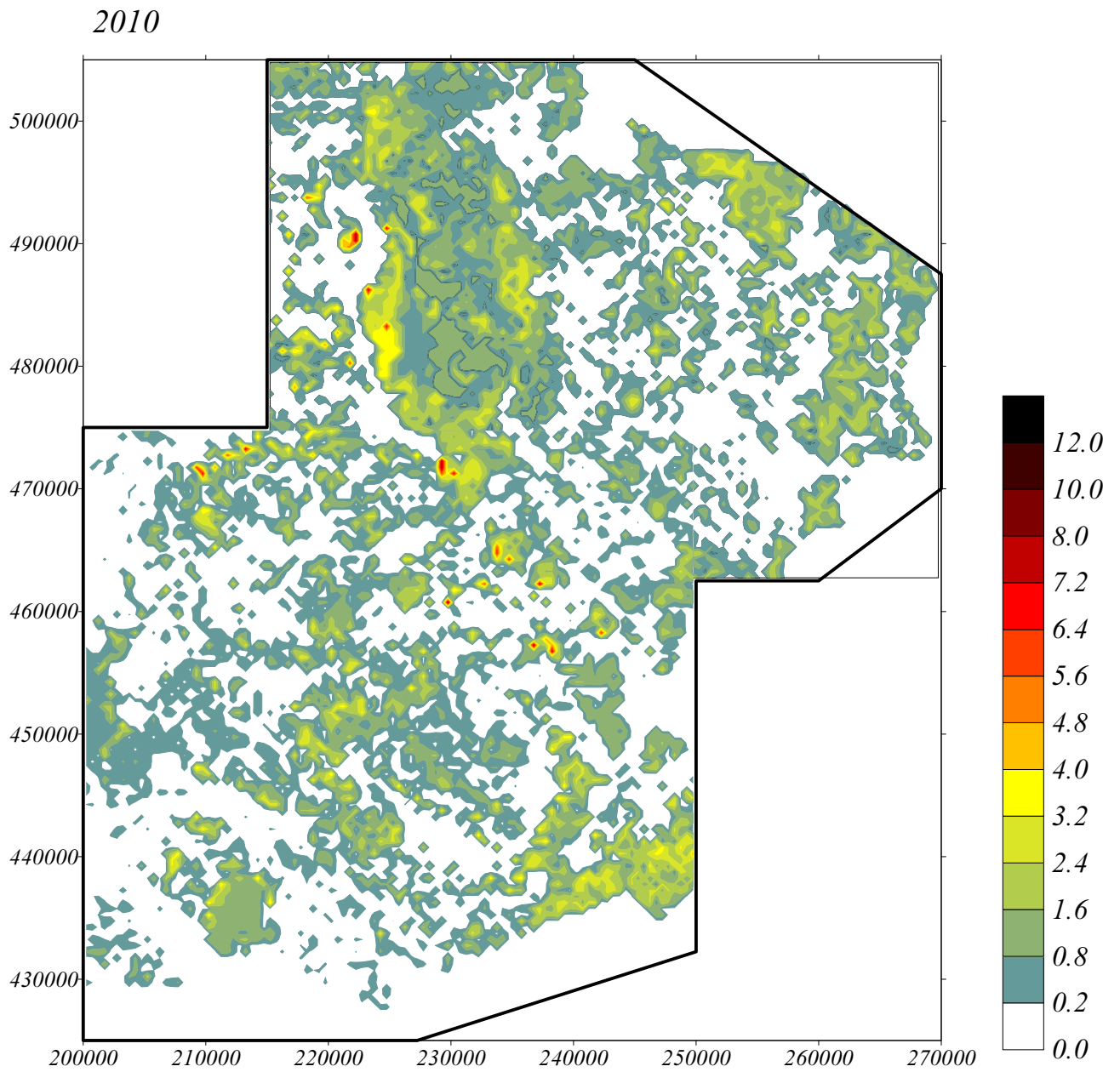


Figuur A-6 Nitraatuitspoeling in 1995 volgens STONE in kg  $\text{NO}_3$  per dag per hectare

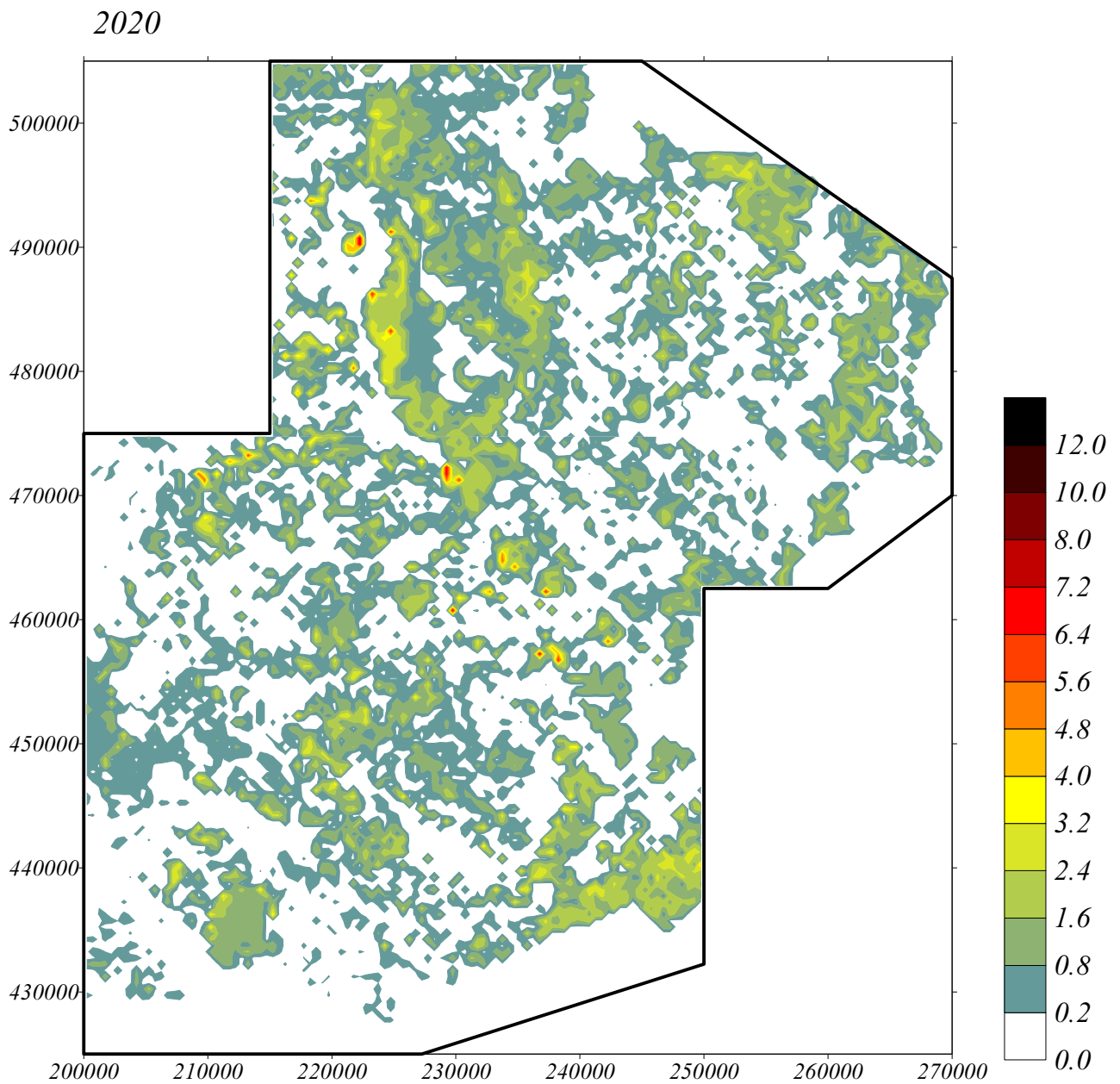


Figuur A-7 Nitraatuitspoeling in 2000 volgens STONE in kg NO<sub>3</sub> per dag per hectare

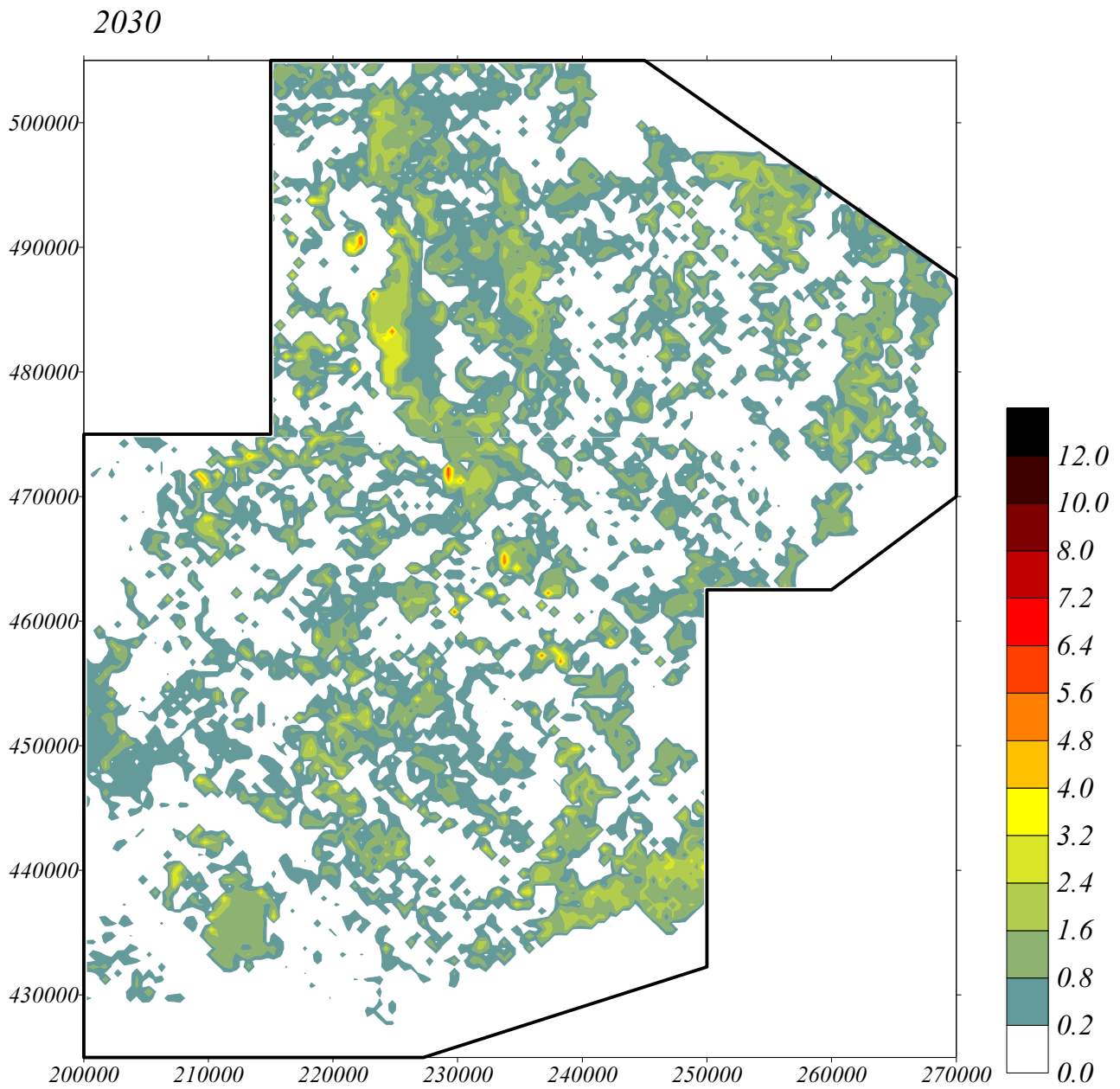




Figuur A-8 Nitraatuitspoeling in 2010 volgens STONE in kg NO<sub>3</sub> per dag per hectare



Figuur A-9 Nitraatuitspoeling in 2020 volgens STONE in kg NO<sub>3</sub> per dag per hectare



Figuur A-10 Nitraatuitspoeling in 2030 volgens STONE in kg NO<sub>3</sub> per dag per hectare



## **Appendix B. Doorbraakkrommen Pompstations**

### **Achterhoek. Metingen en rekenresultaten**

Hier worden voor de grondwaterwinningen in de Achterhoek berekende doorbraakkrommen (met denitrificatie) vergeleken met meetgegevens (REWAB/LMD)

*Figuur B-1: Olden Eibergen Haarlo*

*Figuur B-2: Lichtenvoorde*

*Figuur B-3: De Pol*

*Figuur B-4: Noordijkerveld*

*Figuur B-5: Dinxperlo*

*Figuur B-6: 't Klooster*

*Figuur B-7: Montferland Van Heek*

*Figuur B-8: Harfsen*

*Figuur B-9: Hettenheuvel*

*Figuur B-10: Vorden Dennenwater*

*Figuur B-11: Ruurlo*

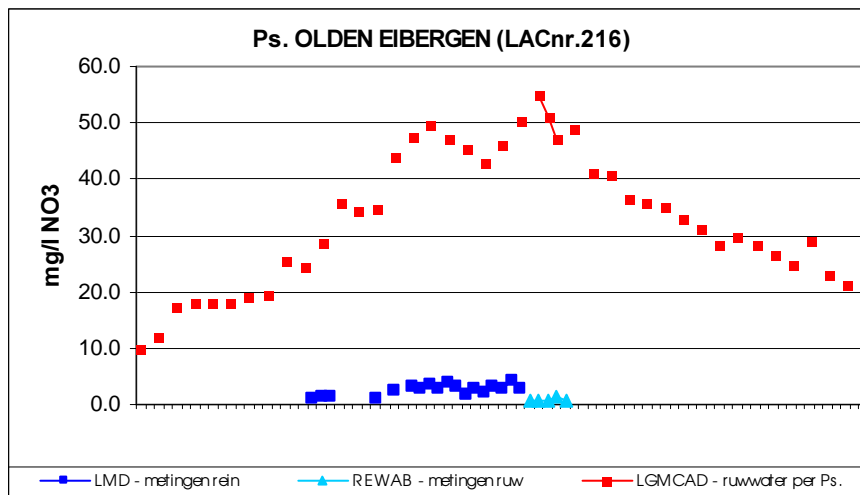
*Figuur B-12: Lochem*

*Figuur B-13: Olde Kaste*

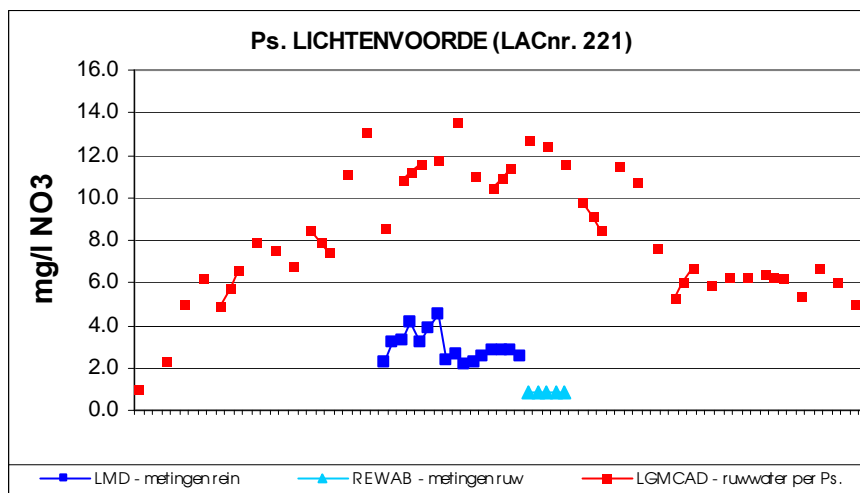
*Figuur B-14: Corle Winterswijk*

*Figuur B-15: Gorssel 't Joppe*

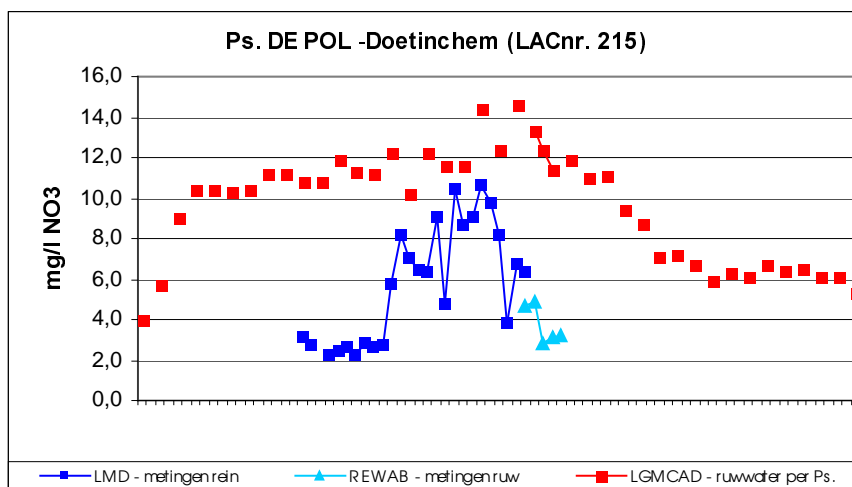
*Figuur B-16: Vierakker Zutphen*



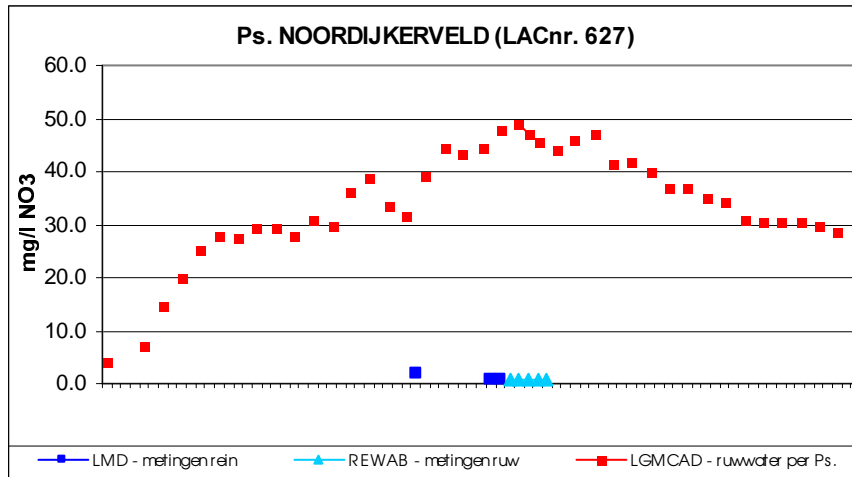
*Figuur B-1. Olden Eibergen. Doorbraakkrommen gemeten en berekende nitraatconcentraties*



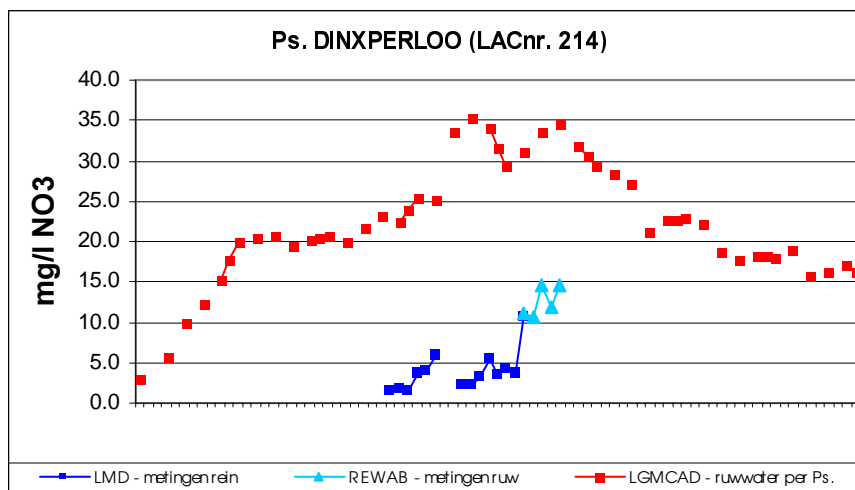
*Figuur B-2. Lichtenvoorde. Doorbraakkrommen gemeten en berekende nitraatconcentraties*



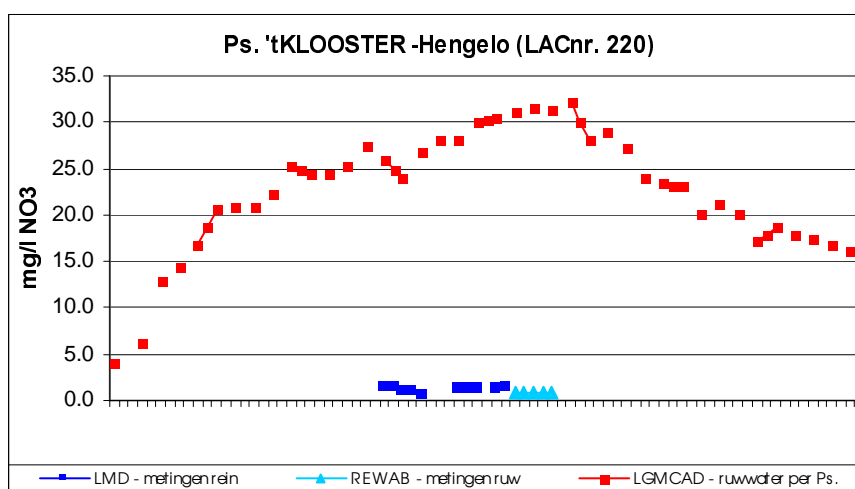
*Figuur B-3. De Pol. Doorbraakkrommen gemeten en berekende nitraatconcentraties*



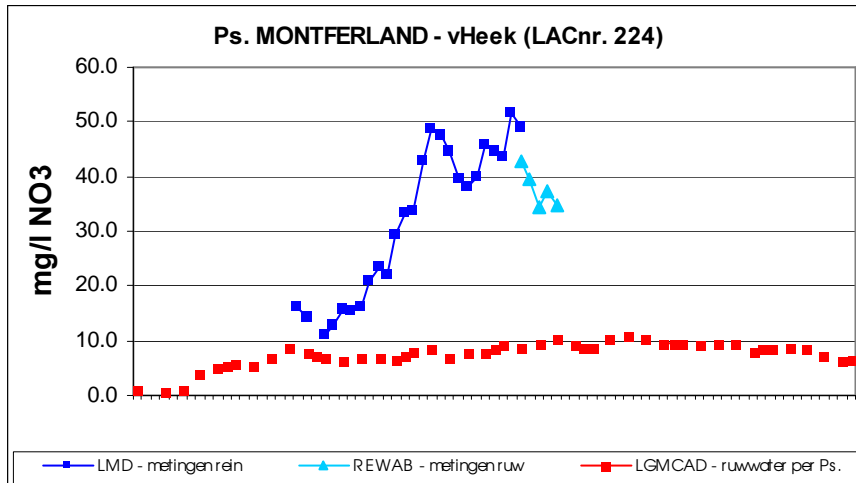
Figuur B-4. Noordijkerveld. Doorbraakkrommen gemeten en berekende nitraatconcentraties



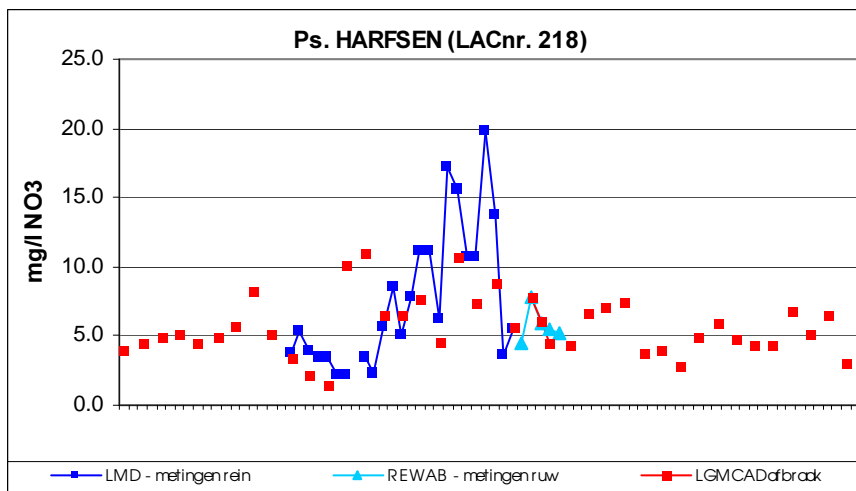
Figuur B-5. Dinxperloo. Doorbraakkrommen gemeten en berekende nitraatconcentraties



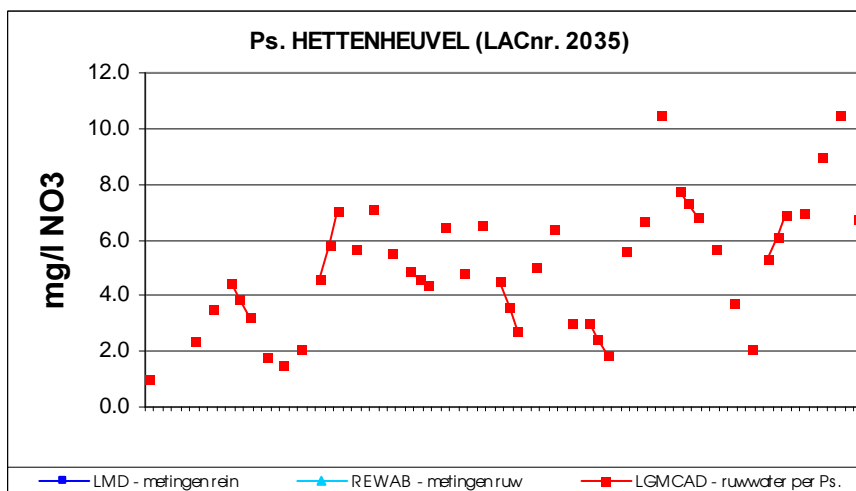
Figuur B-6. 't Klooster. Doorbraakkrommen gemeten en berekende nitraatconcentraties



Figuur B-7. Montferland. Doorbraakkrommen gemeten en berekende nitraatconcentraties

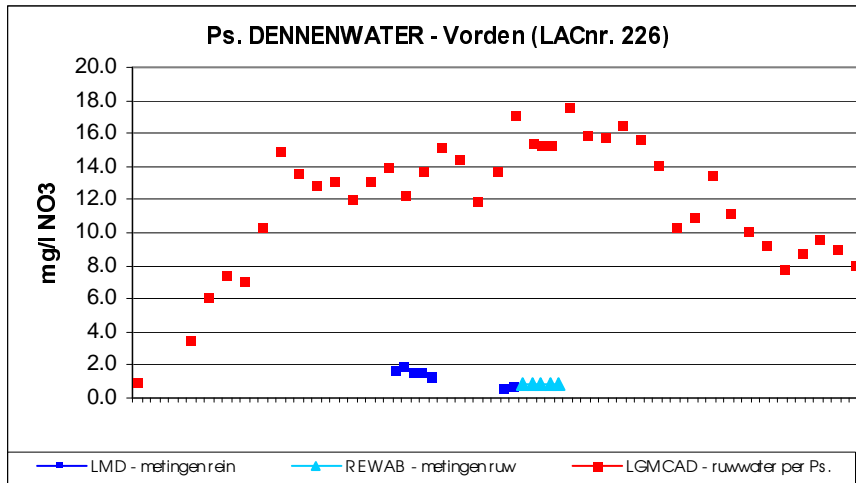


Figuur B-8. Harfsen. Doorbraakkrommen gemeten en berekende nitraatconcentraties

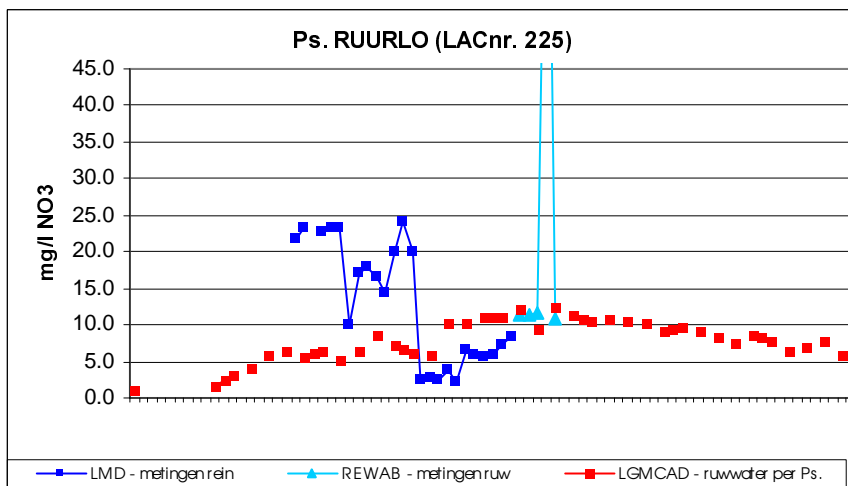


Figuur B-9. Hettenheuvel. Doorbraakkrommen gemeten en berekende nitraatconcentraties

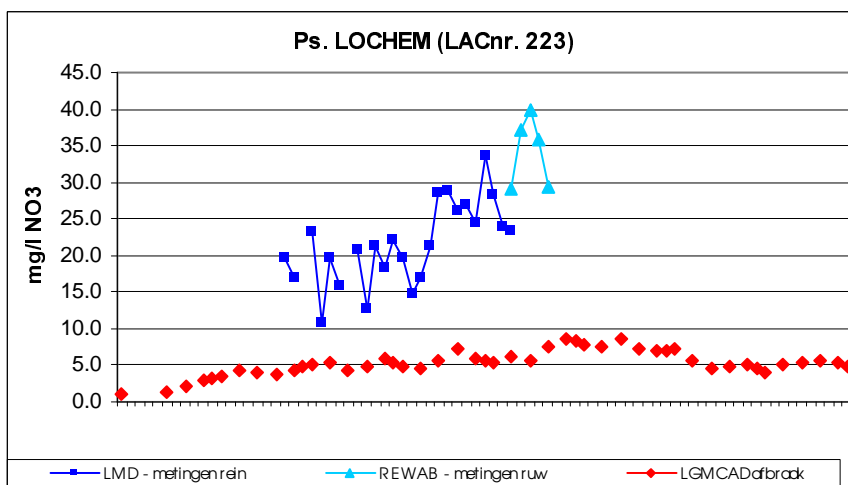




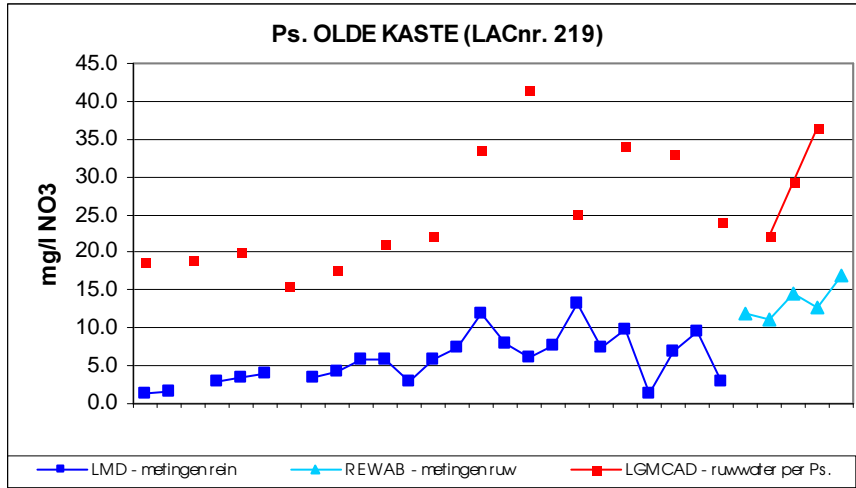
Figuur B-10. Dennenwater. Doorbraakkrommen gemeten en berekende nitraatconcentraties



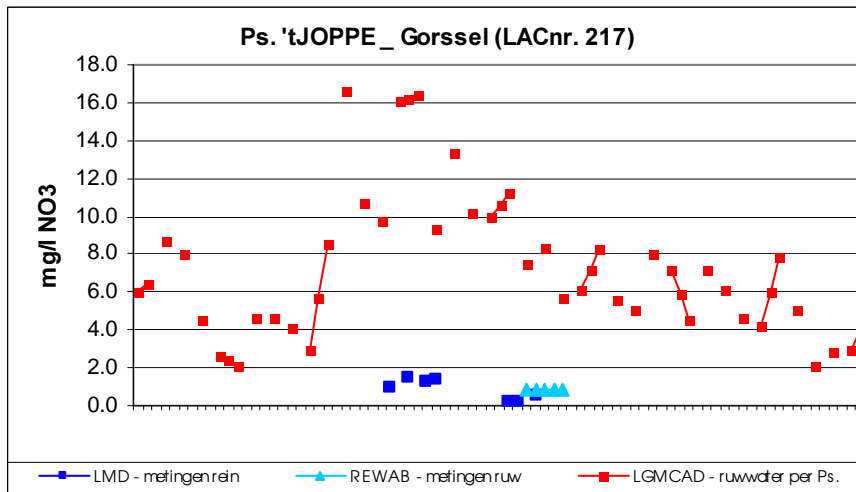
Figuur B-11. Ruurlo. Doorbraakkrommen gemeten en berekende nitraatconcentraties



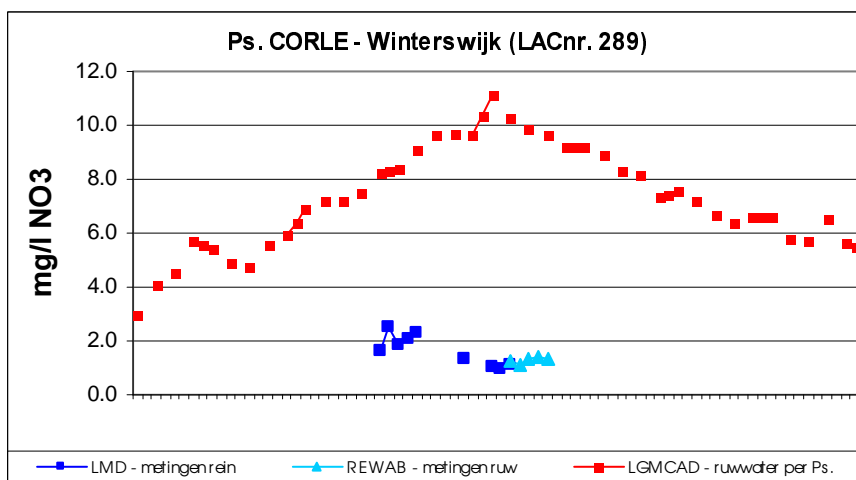
Figuur B-12. Lochem. Doorbraakkrommen gemeten en berekende nitraatconcentraties.



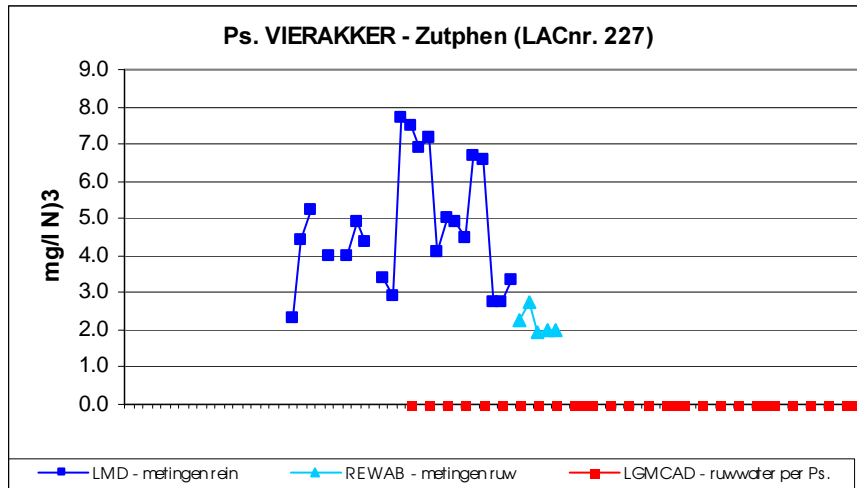
*Figuur B-13. Olde Kaste. Doorbraakkrommen gemeten en berekende nitraatconcentraties.*



*Figuur B-14. 't Joppe. Doorbraakkrommen gemeten en berekende nitraatconcentraties.*



*Figuur B-15. Corle. Doorbraakkrommen gemeten en berekende nitraatconcentraties.*



Figuur B-16. Vierakker. Doorbraakkrommen gemeten en berekende nitraatconcentraties.



## **Appendix C. Doorbraakkrommen Pompstations Twente. Metingen en rekenresultaten**

Hier worden voor de grondwaterwinningen in de Twente de berekende doorbraakkrommen (met denitrificatie) vergeleken met meetgegevens (REWAB/LMD)

*Figuur C-1 Hasselo*

*Figuur C-2 Manderveen*

*Figuur C-3 Nijverdal*

*Figuur C-4 Enschede Losser*

*Figuur C-5 Denekamp*

*Figuur C-6 Herikerberg*

*Figuur C-7 Almelo/Wierden*

*Figuur C-8 Goor*

*Figuur C-9 Archemerberg*

*Figuur C-10 Vasserheide*

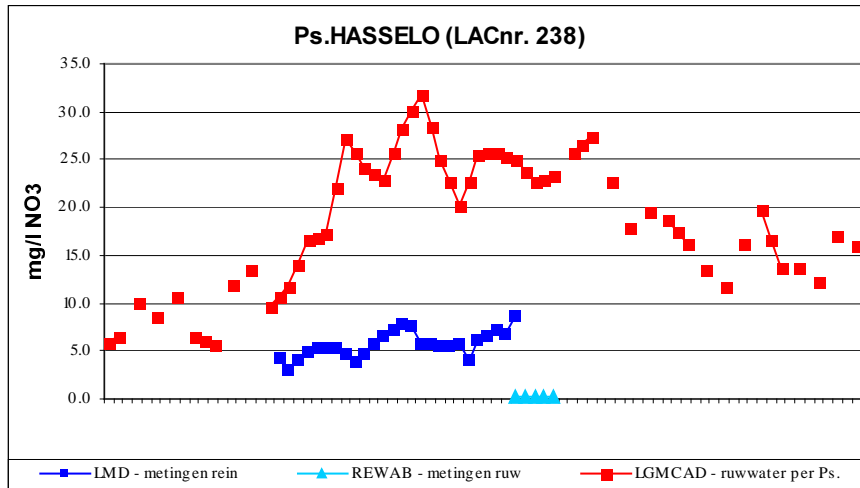
*Figuur C-11 Hoge Hexel*

*Figuur C-12 Manderheide*

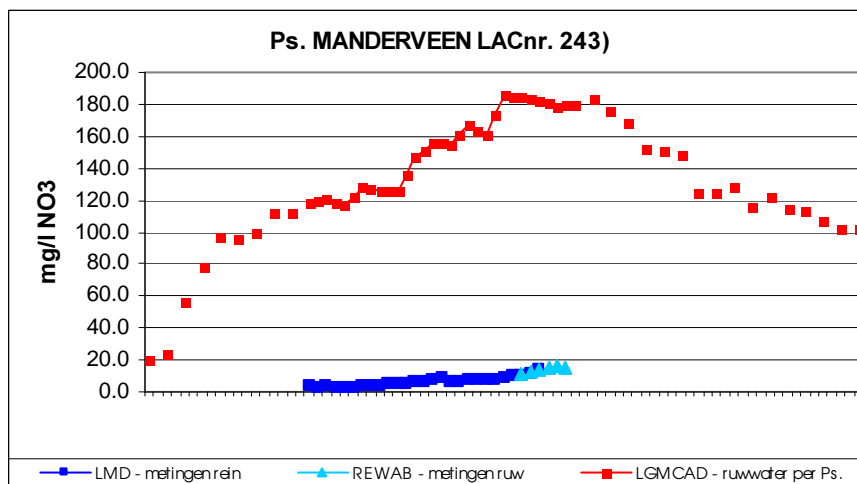
*Figuur C-13 Weerselo*

*Figuur C-14 Holten*

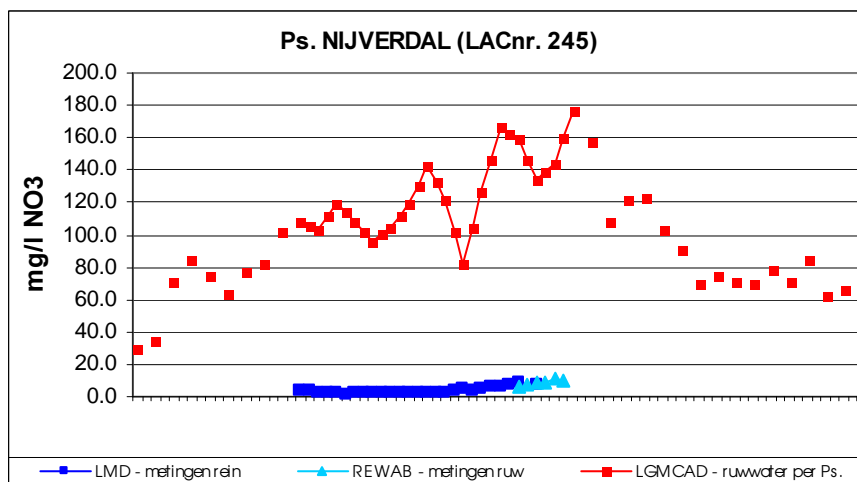
*Figuur C-15 Enschede Kotmanlaan*



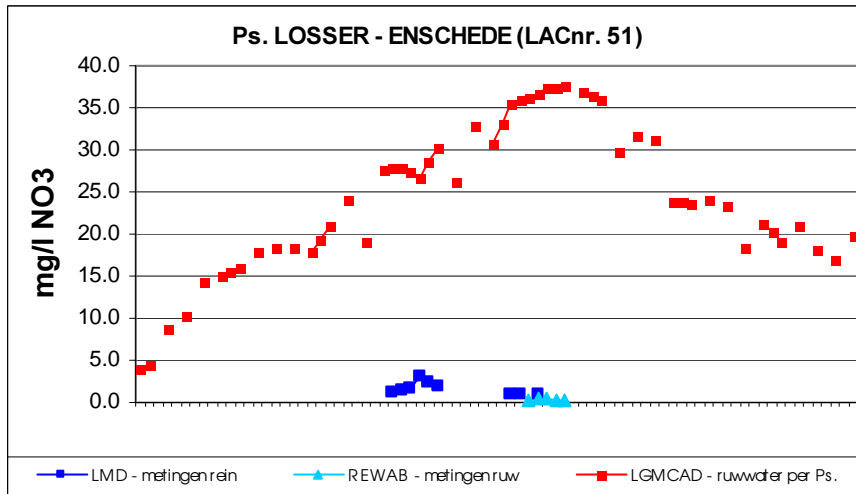
*Figuur C-1. Hasselo Doorbraakkrommen gemeten en berekende nitraatconcentraties*



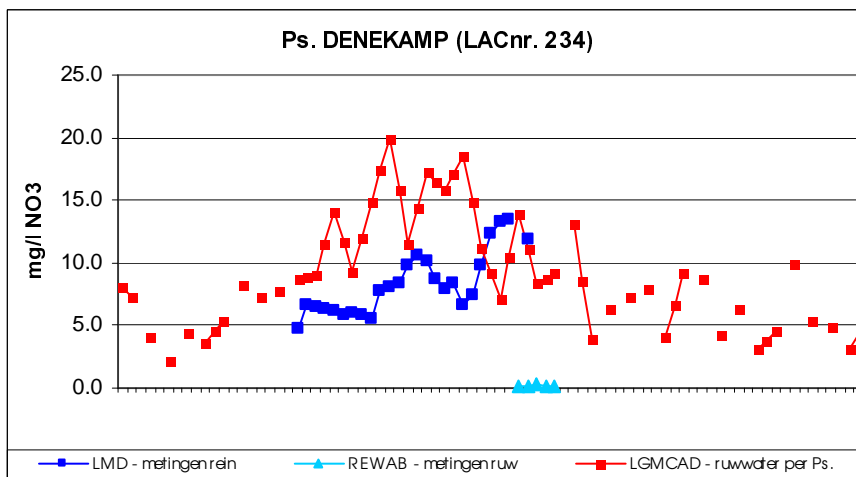
*Figuur C-2. Manderveen. Doorbraakkrommen gemeten en berekende nitraatconcentraties*



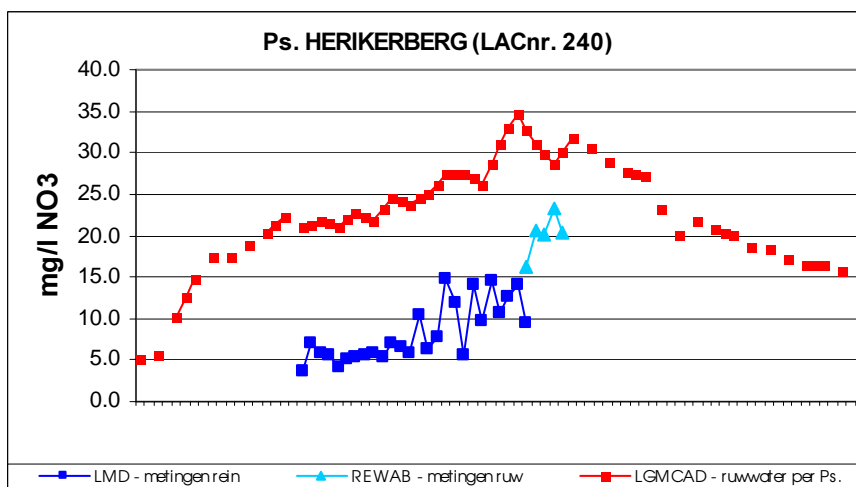
*Figuur C-3. Nijverdal. Doorbraakkrommen gemeten en berekende nitraatconcentraties*



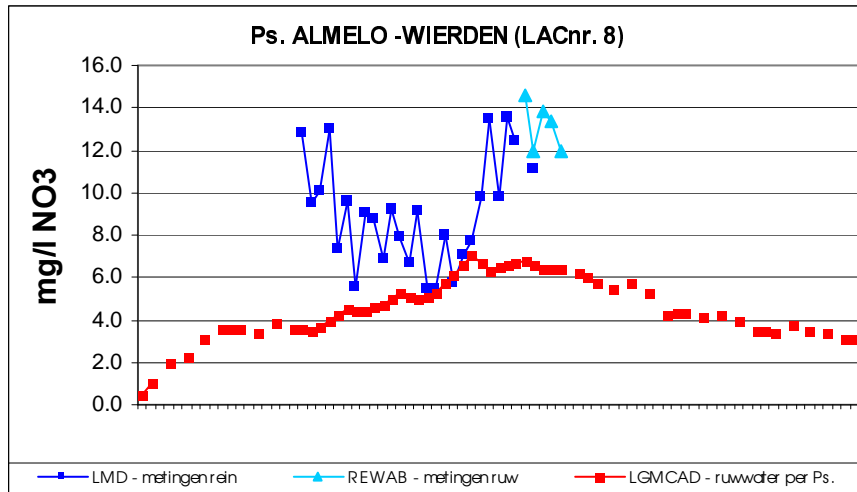
Figuur C-4. Losser. Doorbraakkrommen gemeten en berekende nitraatconcentraties



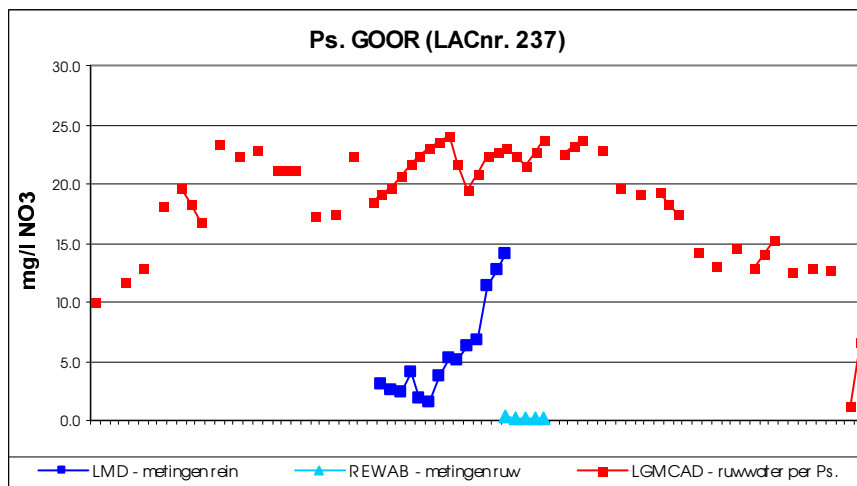
Figuur C-5. Denekamp. Doorbraakkrommen gemeten en berekende nitraatconcentraties



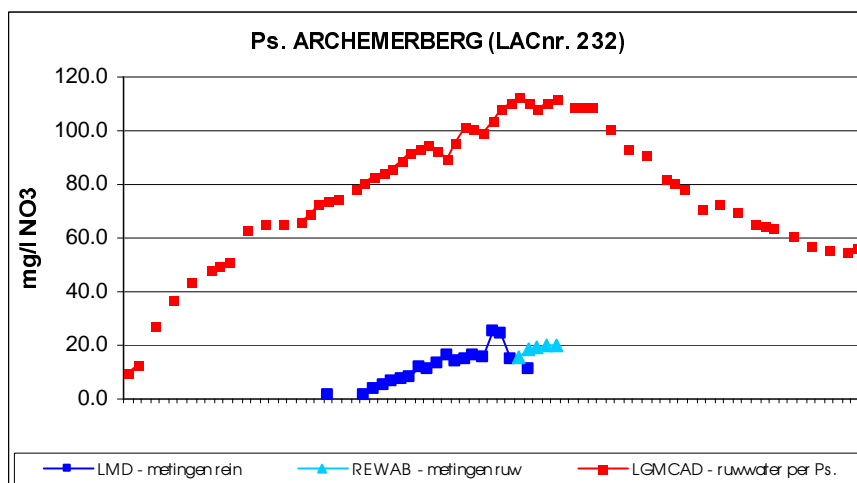
Figuur C-6. Herikerberg. Doorbraakkrommen gemeten en berekende nitraatconcentraties



Figuur C-7. Almelo. Doorbraakkrommen gemeten en berekende nitraatconcentraties

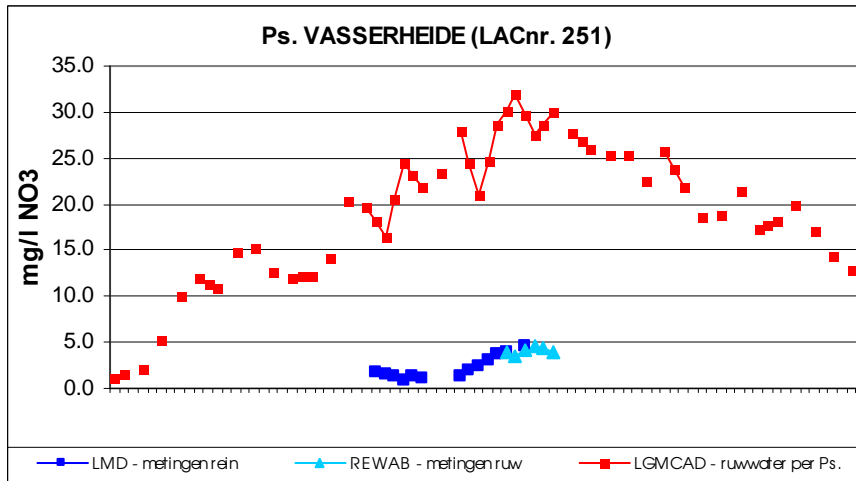


Figuur C-8. Goor. Doorbraakkrommen gemeten en berekende nitraatconcentraties

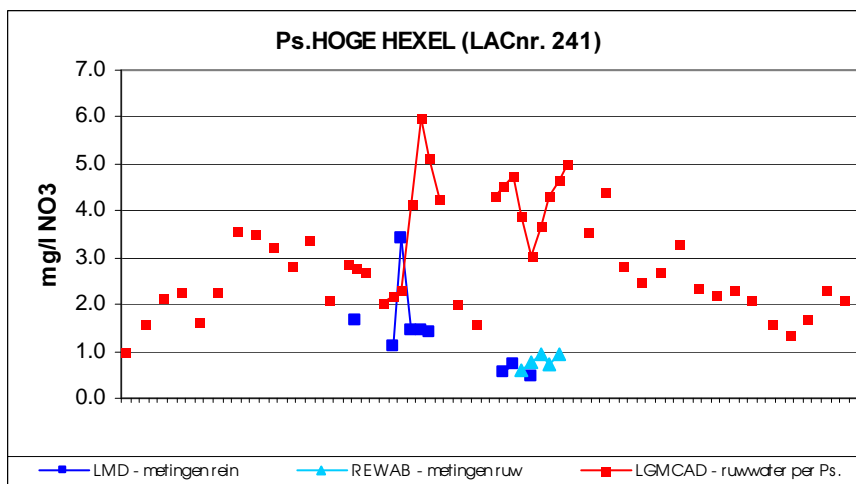


Figuur C-9. Archemerberg. Doorbraakkrommen gemeten en berekende nitraatconcentraties

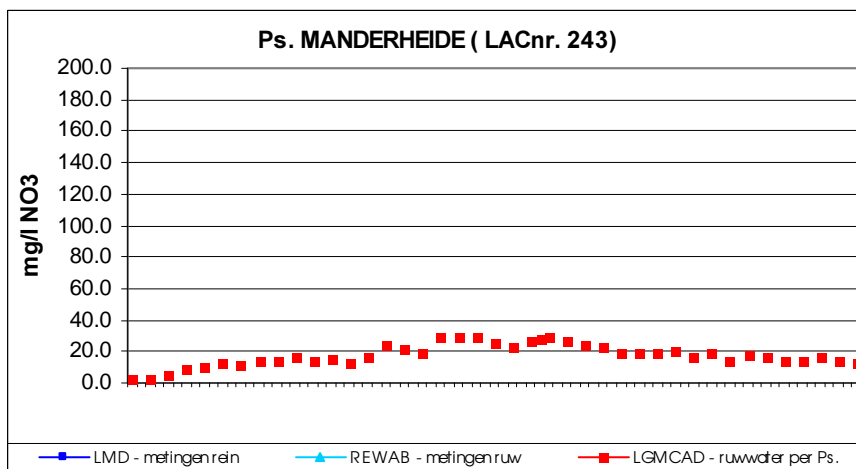




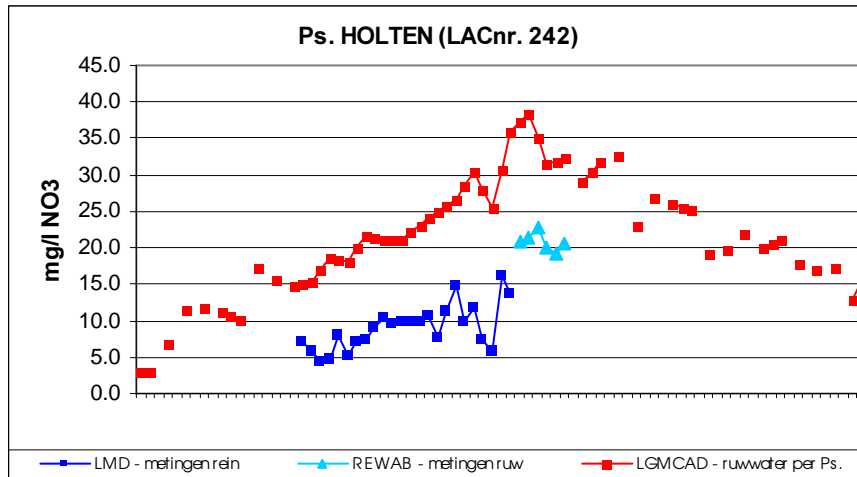
Figuur C-10. Vasserheide. Doorbraakkrommen gemeten en berekende nitraatconcentraties



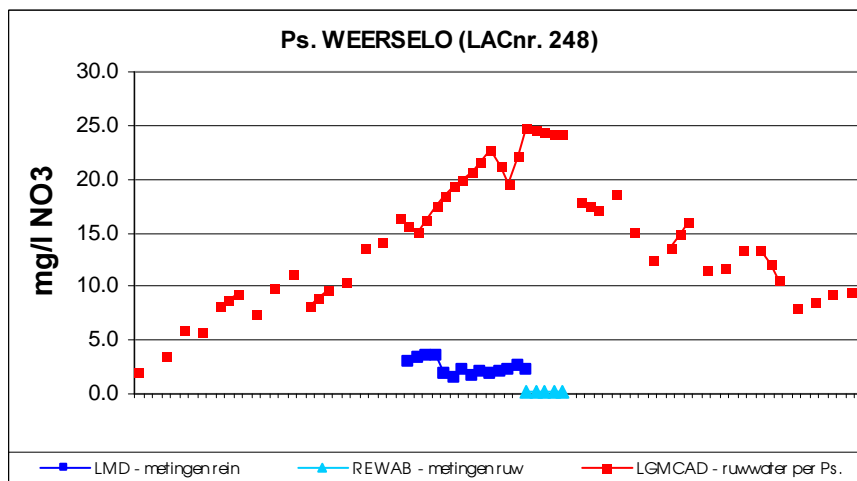
Figuur C-11. Hoge Hexel. Doorbraakkrommen gemeten en berekende nitraatconcentraties



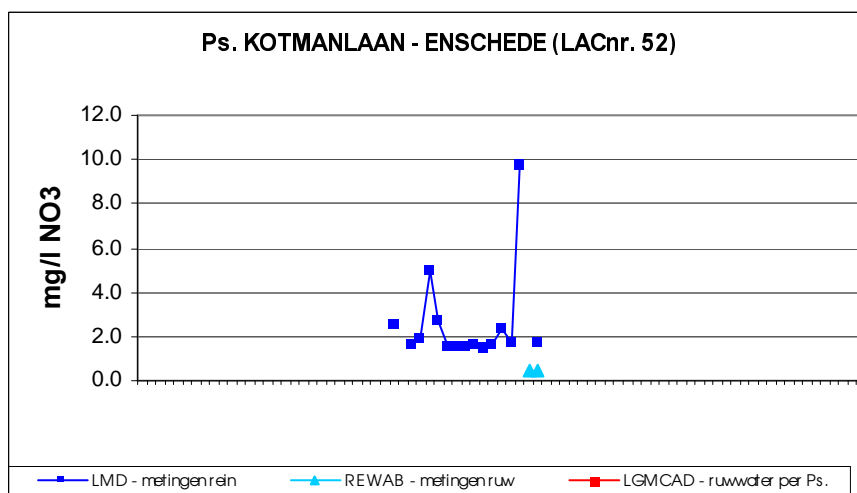
Figuur C-12. Manderheide. Doorbraakkrommen gemeten en berekende nitraatconcentraties



Figuur C-13. Holten. Doorbraakkrommen gemeten en berekende nitraatconcentraties



Figuur C-14. Weerselo. Doorbraakkrommen gemeten en berekende nitraatconcentraties



Figuur C-15. Enschede Kotmanlaan. Doorbraakkrommen gemeten nitraatconcentraties. Berekende concentraties zijn nul.

## **Appendix D. Doorbraakkrommen Pompstations Achterhoek. Zonder denitrificatie**

Hier worden voor de grondwaterwinningen in de Achterhoek doorbraakkrommen gegeven die zijn berekend zonder rekening te houden met denitrificatie.

*Figuur D-1: Olden Eibergen Haarlo*

*Figuur D-2: Lichtenvoorde*

*Figuur D-3: De Pol*

*Figuur D-4: Noordijkerveld*

*Figuur D-5: Dinxperlo*

*Figuur D-6: 't Klooster*

*Figuur D-7: Montferland Van Heek*

*Figuur D-8: Harfsen*

*Figuur D-9: Hettenheuvel*

*Figuur D-10 Vorden Dennenwater*

*Figuur D-11 Ruurlo*

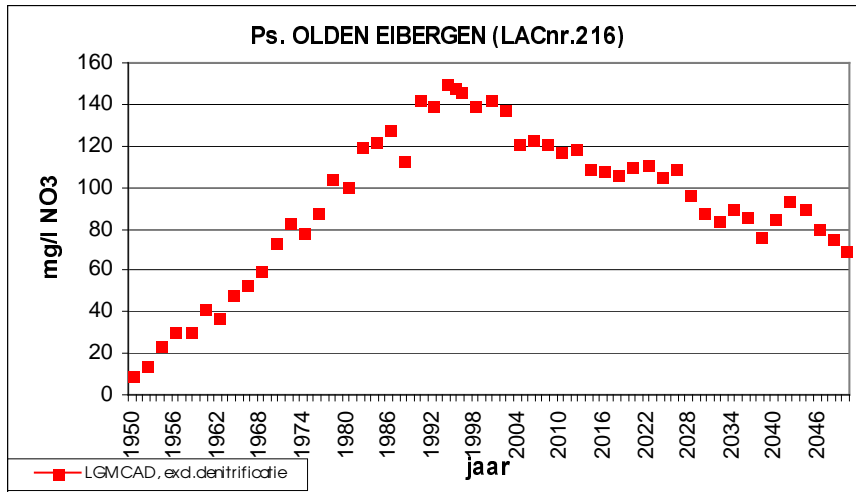
*Figuur D-12 Lochem*

*Figuur D-13 Olde Kaste*

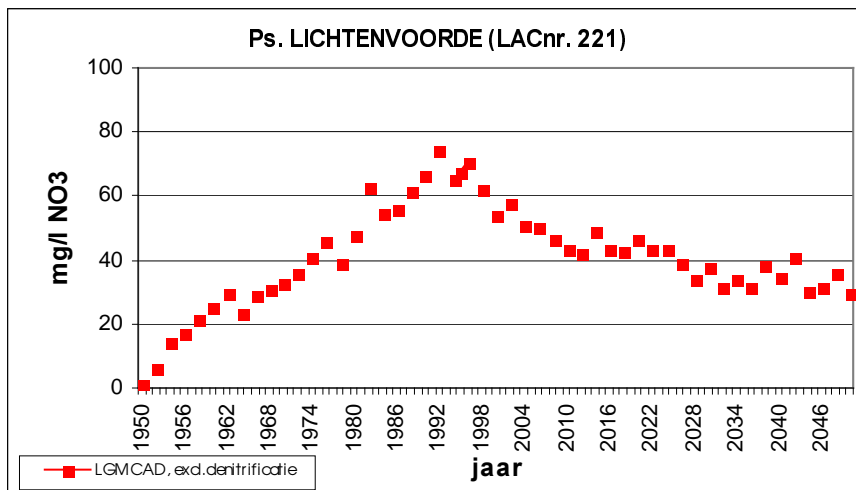
*Figuur D-14 Corle Winterswijk*

*Figuur D-15 Gorssel 't Joppe*

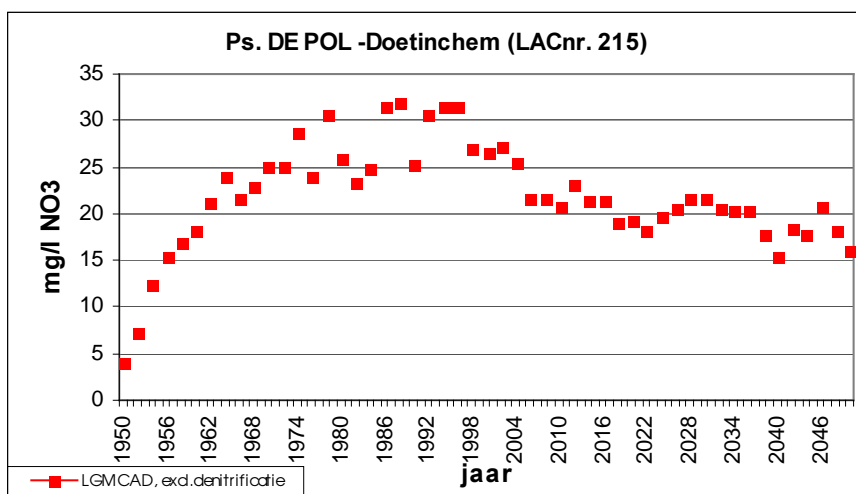
*Figuur D-16 Vierakker Zutphen*



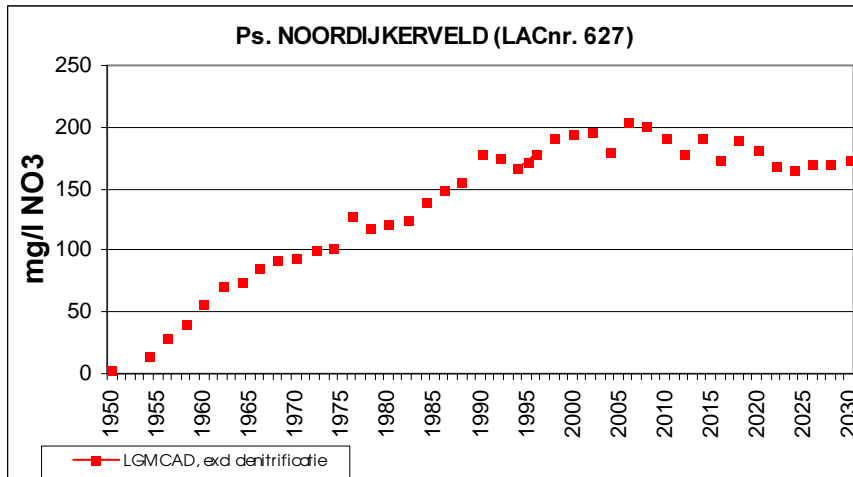
Figuur D-1. Olden Eibergen. Berekende doorbraak zonder denitrificatie.



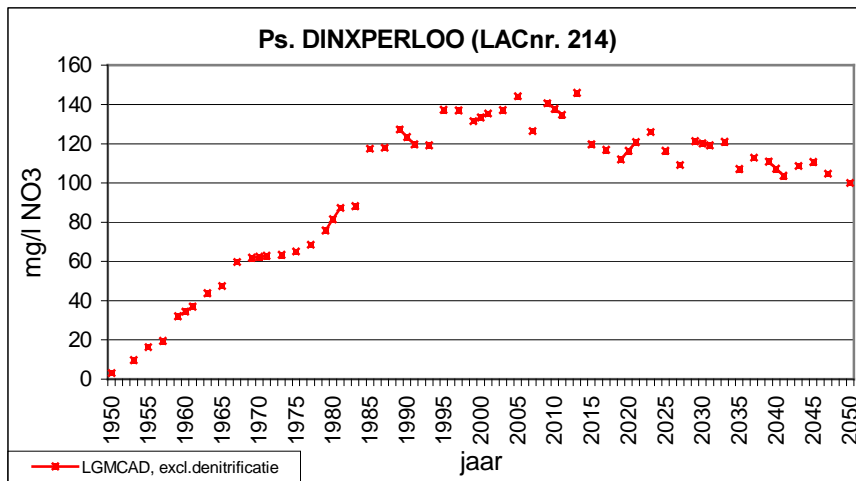
Figuur D-2. Lichtenvoorde. Berekende doorbraak zonder denitrificatie.



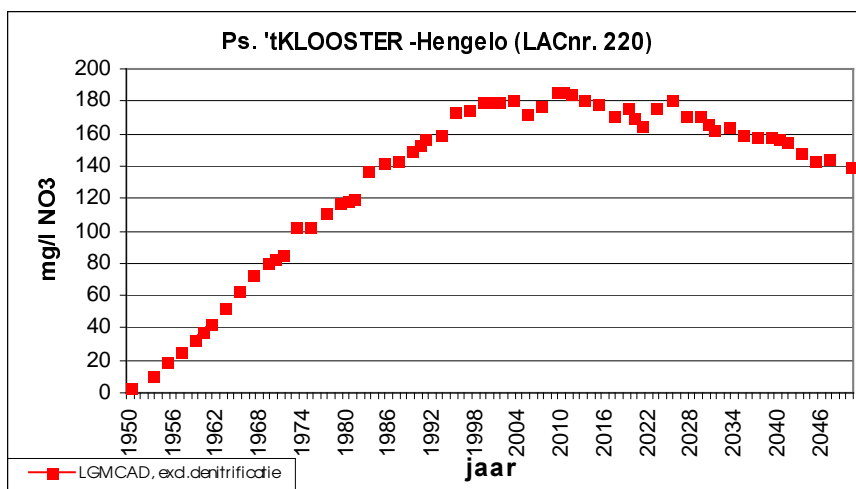
Figuur D-3. De Pol. Berekende doorbraak zonder denitrificatie.



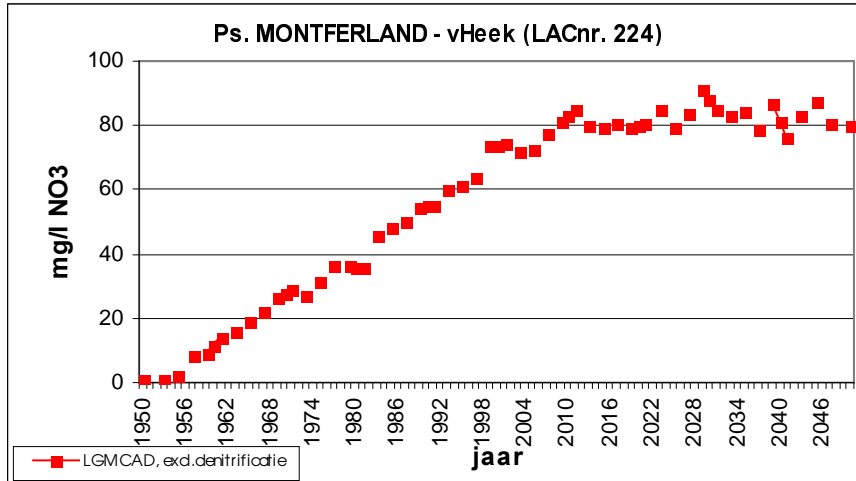
Figuur D-4. Noordijkerveld. Berekende doorbraak zonder denitrificatie.



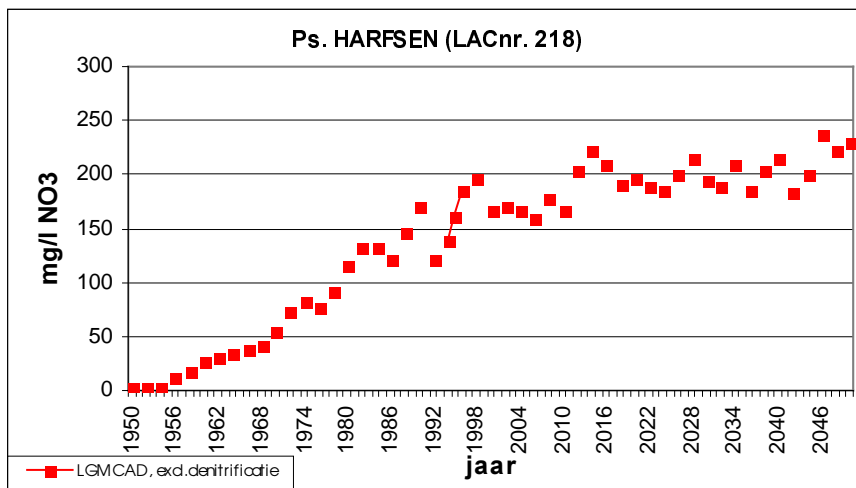
Figuur D-5. Dinxperloo. Berekende doorbraak zonder denitrificatie.



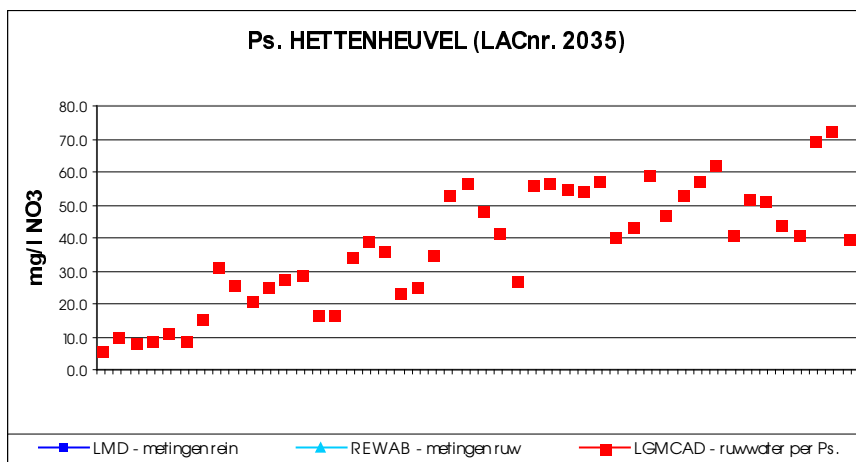
Figuur D-6. 't Klooster. Berekende doorbraak zonder denitrificatie.



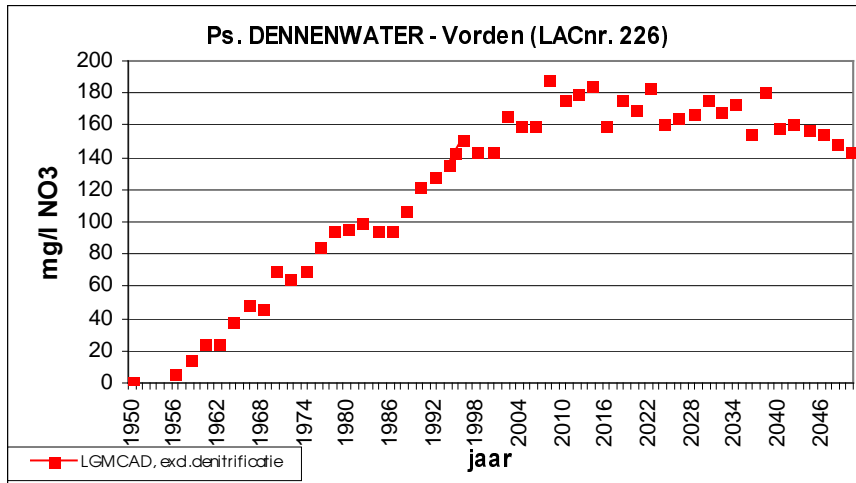
Figuur D-7. Montferland. Berekende doorbraak zonder denitrificatie.



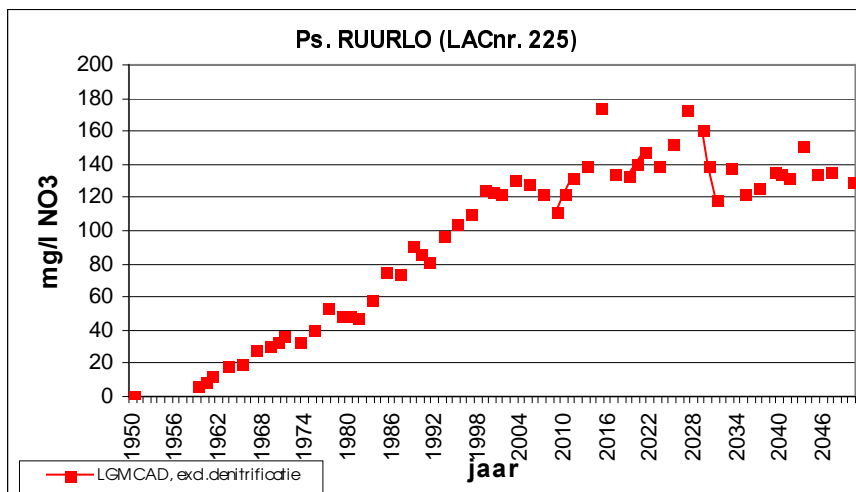
Figuur D-8. Harfsen. Berekende doorbraak zonder denitrificatie.



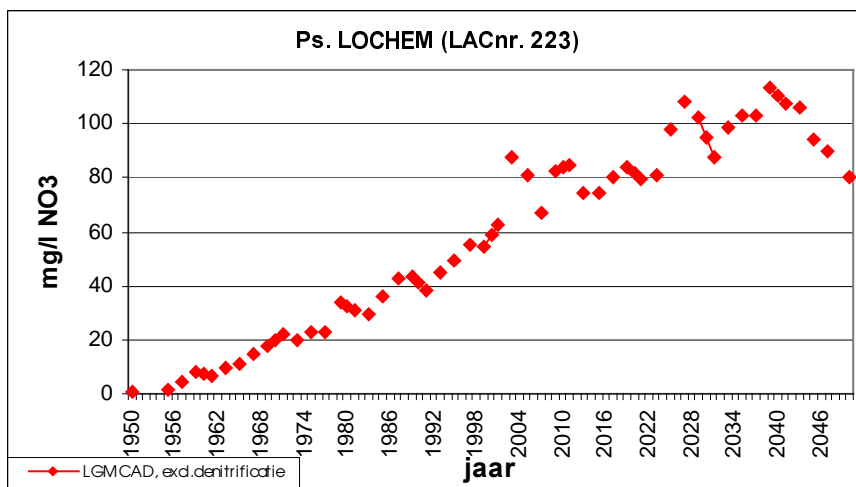
Figuur D-9. Hettenheuvel. Berekende doorbraak zonder denitrificatie.



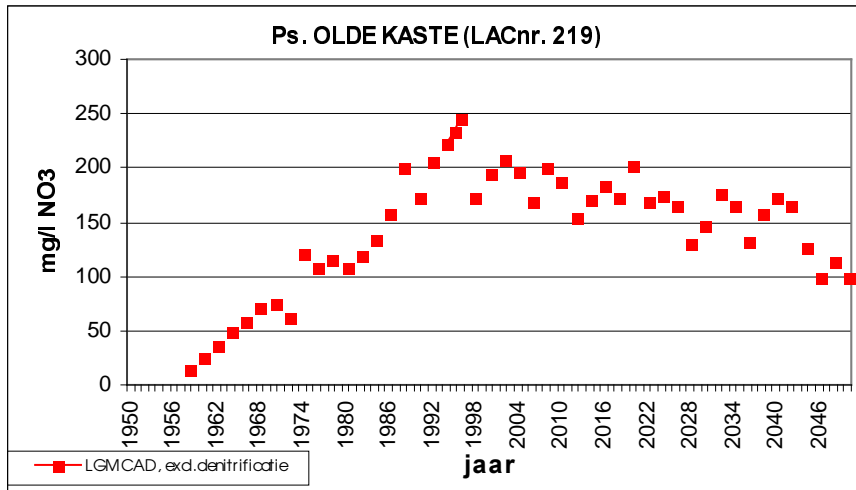
Figuur D-10. Dennenwater. Berekende doorbraak zonder denitrificatie.



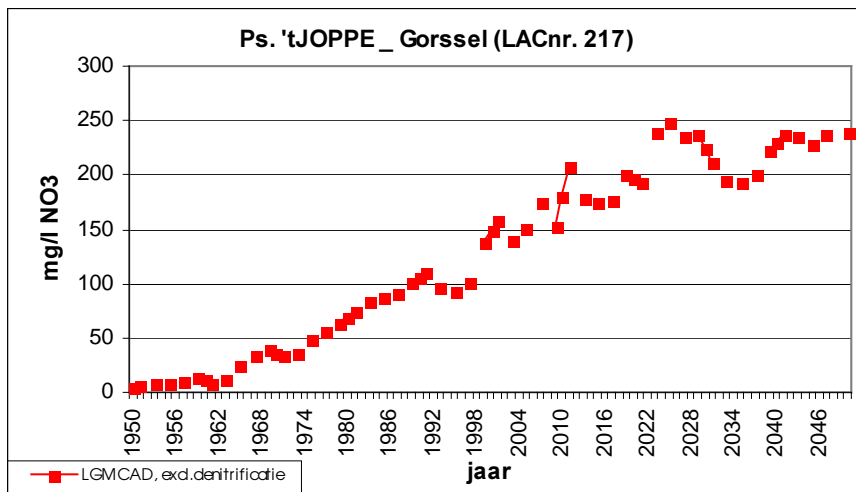
Figuur D-11. Ruurlo. Berekende doorbraak zonder denitrificatie.



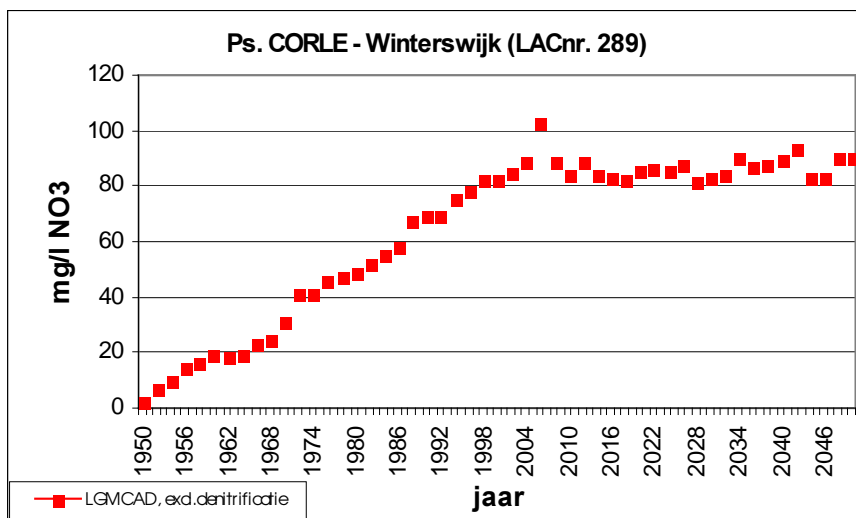
Figuur D-12. Lochem. Berekende doorbraak zonder denitrificatie.



Figuur D-13. Olde Kaste. Berekende doorbraak zonder denitrificatie.

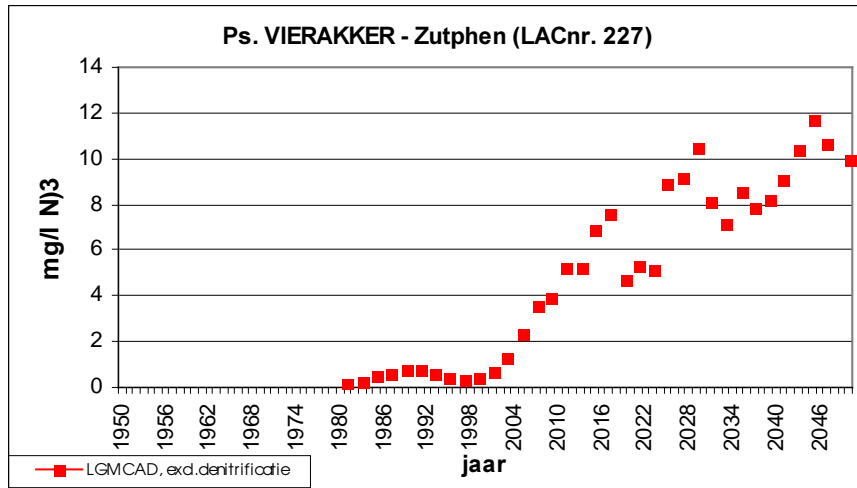


Figuur D-14. 't Joppe Berekende doorbraak zonder denitrificatie.



Figuur D-15. Corle- Winterswijk. Berekende doorbraak zonder denitrificatie.





Figuur D-16. Vierakker – Zutphen. Berekende doorbraak zonder denitrificatie.



## **Appendix E. Doorbraakkrommen Pompstations Twente. Zonder denitrificatie**

Hier worden voor de grondwaterwinningen in de Twente doorbraakkrommen gegeven die zijn berekend zonder rekening te houden met denitrificatie.

*Figuur E-1 Hasselo*

*Figuur E-2 Manderveen*

*Figuur E-3 Nijverdal*

*Figuur E-4 Enschede Losser*

*Figuur E-5 Denekamp*

*Figuur E-6 Herikerberg*

*Figuur E-7 Almelo/Wierden*

*Figuur E-8 Goor*

*Figuur E-9 Archemerberg*

*Figuur E-10 Vasserheide*

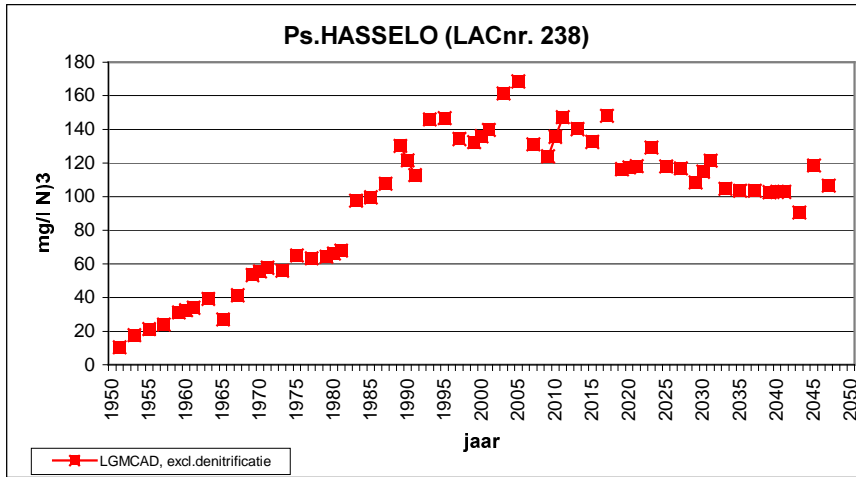
*Figuur E-11 Hoge Hexel*

*Figuur E-12 Manderheide*

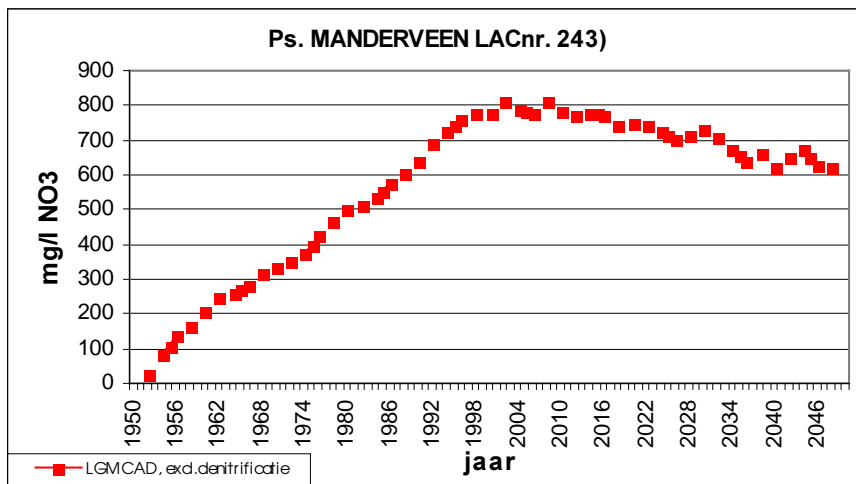
*Figuur E-13 Weerselo*

*Figuur E-14 Holten*

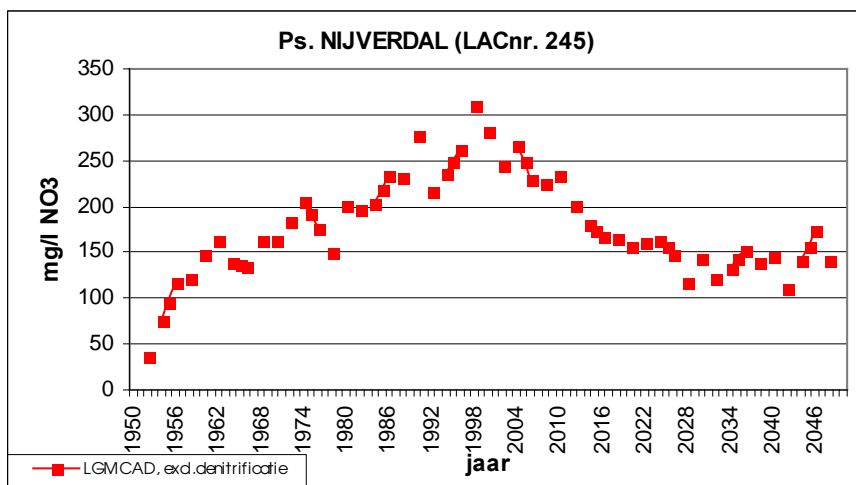
*Figuur E-15 Enschede Kotmanlaan*



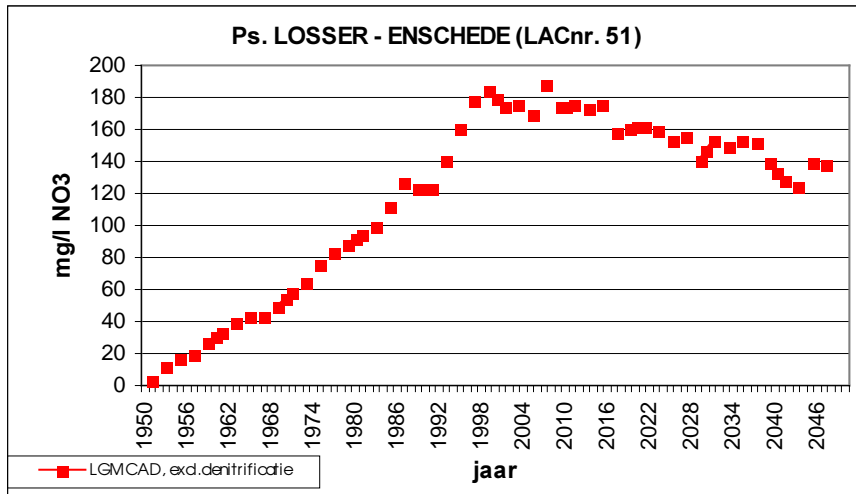
Figuur E-1 Hasselo. Berekende doorbraak zonder denitrificatie



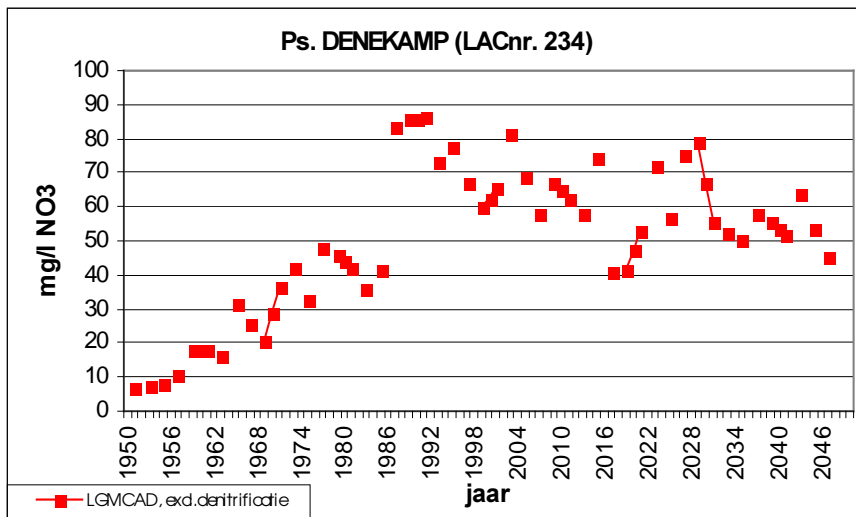
Figuur E-2 Manderveen. Berekende doorbraak zonder denitrificatie



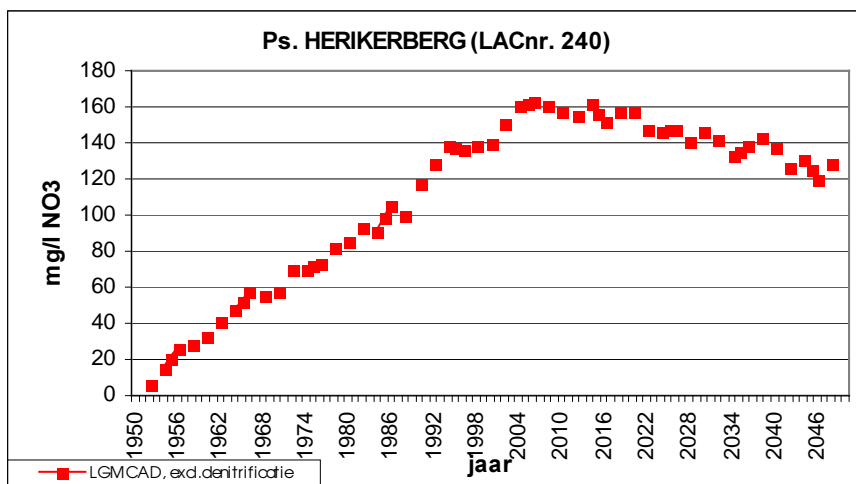
Figuur E-3 Nijverdal Berekende doorbraak zonder denitrificatie



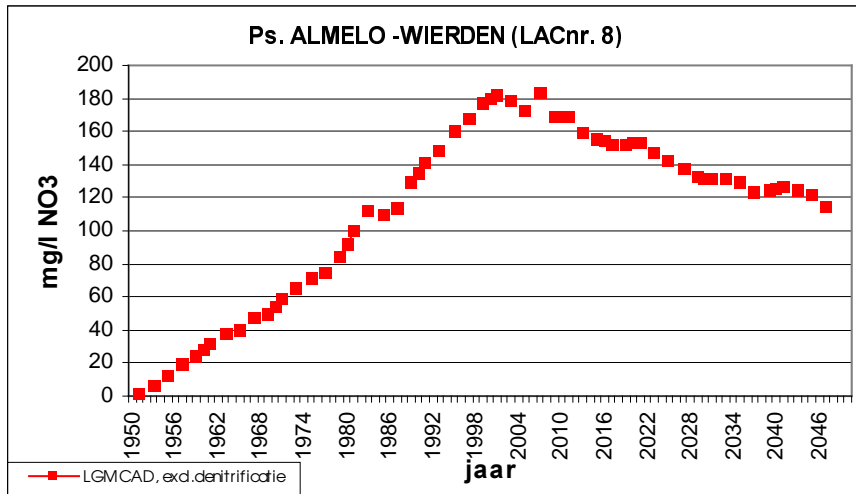
Figuur E-4 Enschede Losser. Berekende doorbraak zonder denitrificatie



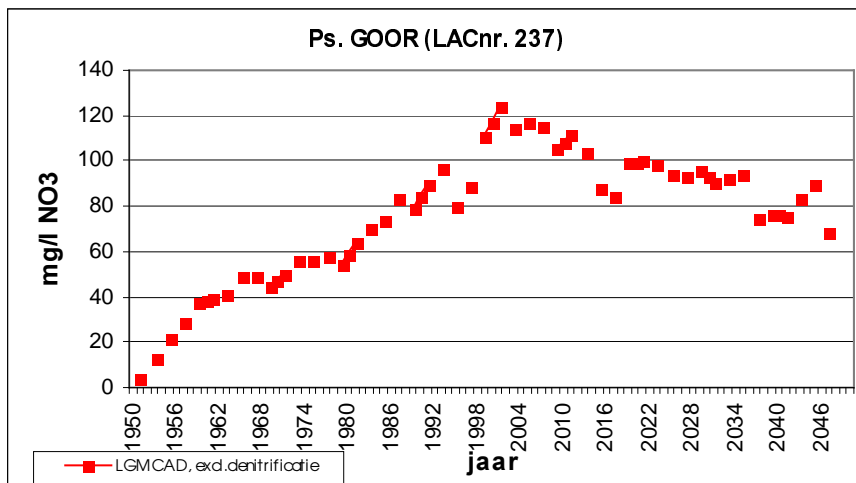
Figuur E-5 Denekamp. Berekende doorbraak zonder denitrificatie



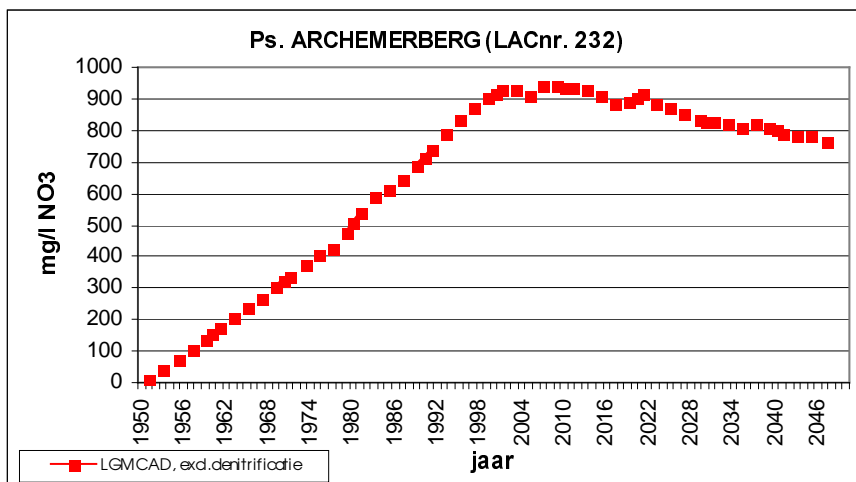
Figuur E-6 Herikerberg. Berekende doorbraak zonder denitrificatie



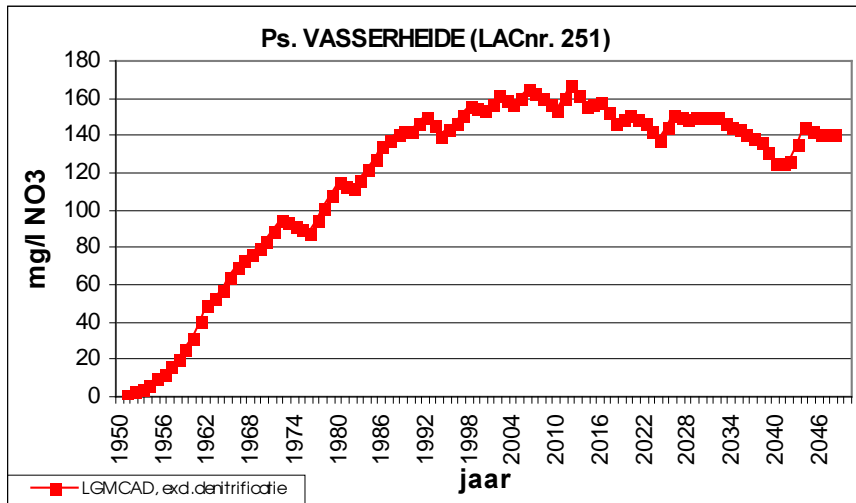
Figuur E-7 Almelo. Berekende doorbraak zonder denitrificatie



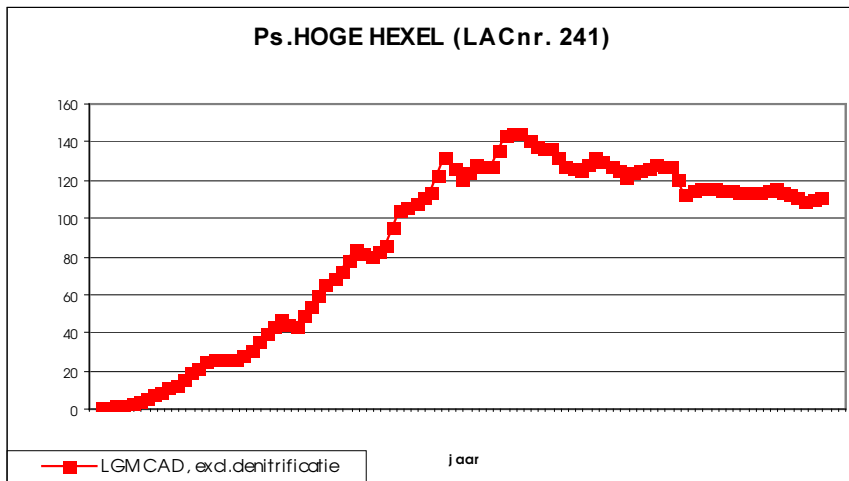
Figuur E-8 Goor. Berekende doorbraak zonder denitrificatie



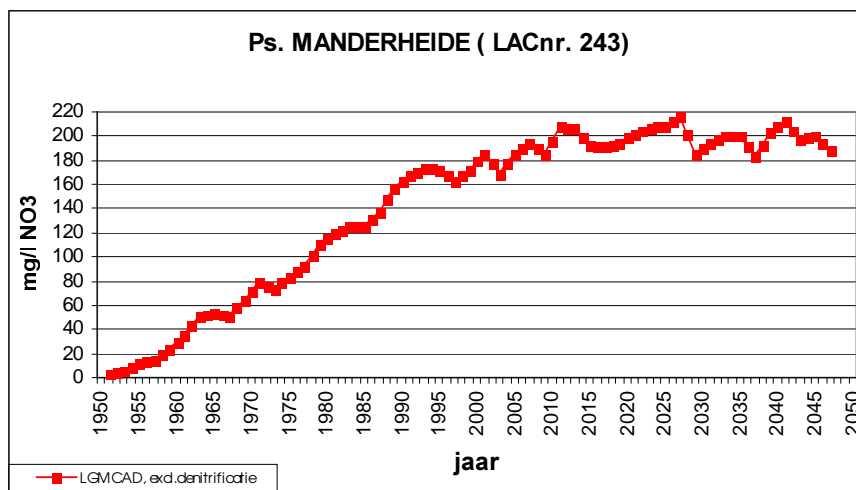
Figuur E-9 Archemerberg. Berekende doorbraak zonder denitrificatie



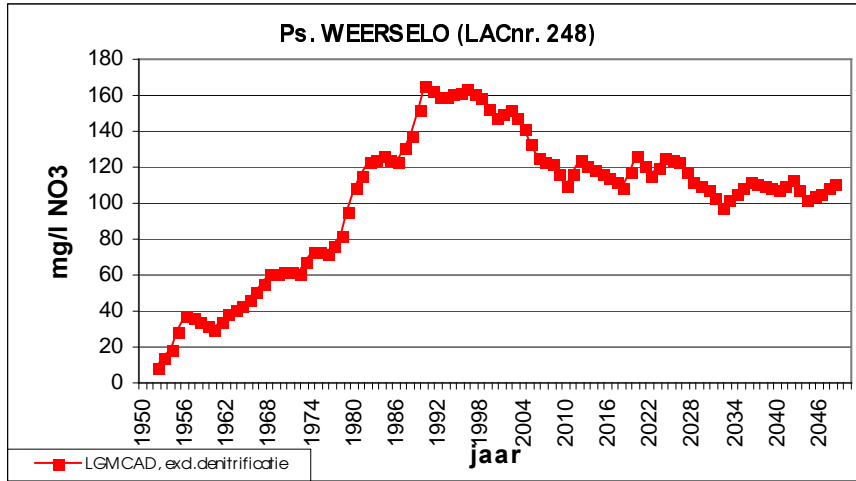
Figuur E-10 Vasserheide. Berekende doorbraak zonder denitrificatie



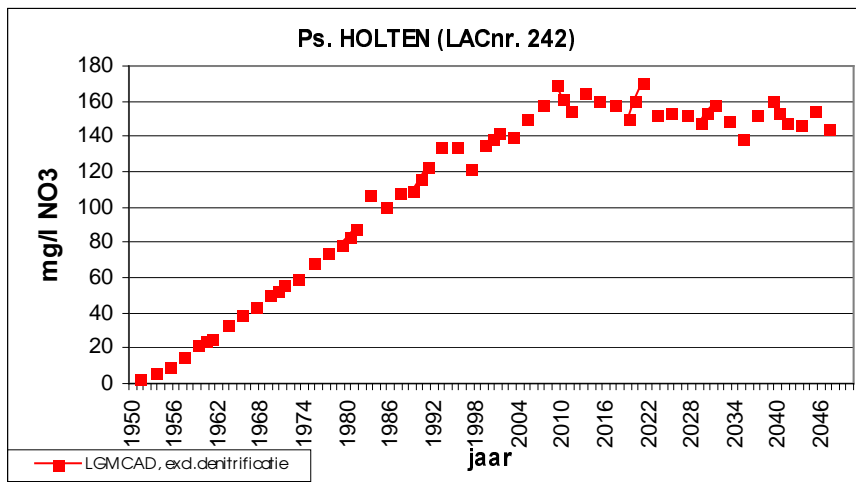
Figuur E-11 Hoge Hexel. Berekende doorbraak zonder denitrificatie



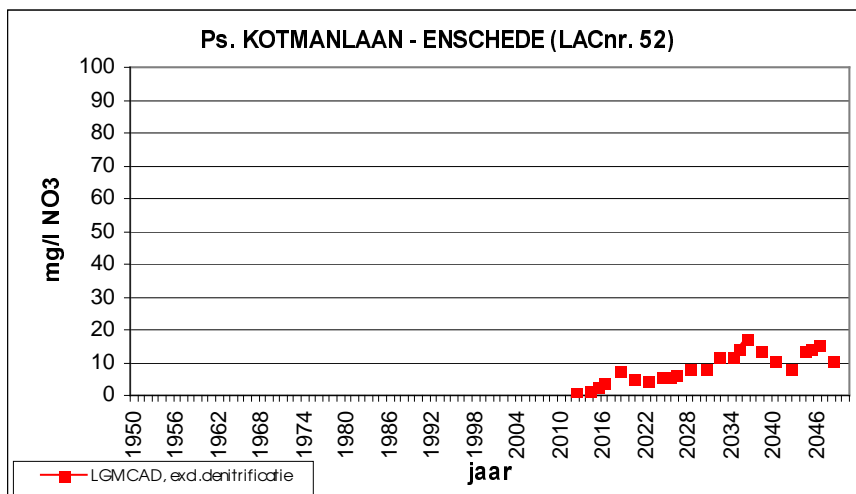
Figuur E-12 Manderheide. Berekende doorbraak zonder denitrificatie



Figuur E-13 Weerselo. Berekende doorbraak zonder denitrificatie



Figuur E-14. Holten. Berekende doorbraak zonder denitrificatie



Figuur E-15 Enschede Kotmanlaan. Berekende doorbraak zonder denitrificatie



## **Appendix F. Factsheet indicator MV5**

1	<b>Gegevens</b>	Indibase-nummer: <b>0302IMK1, 0302IMK2</b> Doelgroep: Actoren in de Waterketen Thema: Vermesting Stof: Nitraat
2	<b>Invuller / datum</b>	G.J.M.Uffink, J.H.C.Mülschlegel; 10 juli 2000
3	<b>Herkomst</b>	Indicator berekend: G.J.M.Uffink (RIVM/LBG)/ J.H.C.Mülschlegel (RIVM/LWD) Naam contactpersoon: J.H.C.Mülschlegel (RIVM/LWD) Controle door: J.H.C.Mülschlegel (RIVM/LWD)
4	<b>Beschrijving</b>	<b>Nitraat in het opgepompte grondwater bij de pompstations in regio Twente en Achterhoek</b> Tijd: Per decadejaar in periode 1950-2030. <b>Gebruik info:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>- geeft regionaal beeld van de ontwikkeling van de kwaliteit van opgepompt grondwater door waterleidingbedrijven.</li> <li>- geeft indicatie duurzaamheid winning grondwater waterleidingbedrijven in regio onder invloed van vermisting.</li> <li>- onderdeel basisinfo voor berekening milieukosten waterleidingbedrijven (als deel van de doelgroep Actoren in de Waterketen).</li> </ul>
5	<b>Rekenschema</b>	<b>LGMCAD is gebruikt voor simulatie van het transport van opgeloste stoffen in het grondwater. Het vormt een onderdeel van het LGM, (Landelijk Grondwater Model). LGMCAD berekent binnen deze modelomgeving de verplaatsing en verspreiding van stoffen in de tijd, waarbij rekening wordt gehouden met de volgende processen:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Advectief transport</li> <li>- Dispersief transport</li> <li>- Adsorptie-desorptie</li> <li>- Afbraak.</li> </ul> Het stoftransport wordt gemodelleerd middels particle tracking. De deeltjes worden gegenereerd aan de grondwaterspiegel, en kennen elk een (nitraat)vracht. Voor het advectief transport wordt het stromingspatroon gebruikt dat reeds in een eerdere stadium werd berekend met de module LGMFLOW, eveneens onderdeel van het LGM-pakket. Dispersie wordt gemodelleerd met behulp van random walk, en afbraak middels een e-macht (halfwaardetijd).
6	<b>Onzekerheid</b>	Niet gekwantificeerd; afhankelijk van onzekerheden van totale berekeningsketen.  Resultaten van berekeningen van de nitraatconcentratie in ruwwater per pompstation werden vergeleken met meetwaarden (van Landelijk Meetnet Drinkwater en van REWAB) en met resultaten van berekeningen met het model LGMCAM, uitgevoerd in kader van MV4. Ondanks de beschouwde afbraakfactor liggen de berekende waarden in het algemeen nog hoger dan de meetwaarden.
7	<b>Invoer</b>	<u>Basisgegevens:</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Voor het advectief transport wordt het stromingspatroon gebruikt dat reeds in een eerder stadium werd berekend met de module LGMFLOW, eveneens onderdeel van het LGM. Invoergegevens specifiek voor LGMFLOW zijn in dit overzicht niet opgenomen. Deze basisgegevens en het stromingspatroon zijn afkomstig van RIVM/LBG. De ruimtelijke schaal is "WSV-plot", landsdekkend.</li> <li>- STONE uitvoer voor landbouw-, natuur- en bosgebied. De berekeningsresultaten zijn</li> </ul>

		<p>afkomstig van RIVM/LBG en geven per 10 dagen waarden voor de nitraatconcentraties per zgn. STONE-bodemlaag.</p> <p>Controle gegevens: Door RIVM/LBG zijn voor een globale vergelijking de uitvoergegevens van STONE mbt. nitraatconcentraties vergeleken met meetwaarden van het RIVM-mestmeetnet.</p> <p><u>Invoergegevens:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- 15 jarige gemiddelde nitraatflux, representatief voor de decadejaren in de periode 1950-2030 en voor het jaar 1995. Het betreft de flux die uitspoelt naar het grondwater onder landbouw-, natuur- en bosgebied in de periode (geen uitspoeling is beschouwd onder stedelijk gebied). Deeltjes worden gegenereerd aan de grondwaterspiegel, en kennen elk een (nitraat)vracht.</li> <li>- Voor het dispersief transport zijn nodig de longitudinale en transversale dispersiviteit. Deze variëren ruimtelijk.</li> <li>- Afbraak wordt gemodelleerd als een exponentieel verval. De afbraaksnelheid (halfwaardetijd) is opgegeven. Deze wordt gevarieerd.</li> <li>- debieten grondwaterwinning; vergunningshoeveelheid situatie 1988 per pompstation.</li> </ul> <p>Controle gegevens: De nitraat-concentratiegegevens in uitspoelend water naar het grondwater voor de betreffende regio's, gebaseerd op de ontvangen resultaten STONE-run, werden op 3 februari 2000 vergeleken met de waarden zoals die indertijd werden gebruikt bij de berekeningen in kader MV4. In de beschouwde regio's Twente en Achterhoek werden aanzienlijke verschillen geconstateerd die worden toegeschreven aan de verschillen in rekenmethodiek en uitgangspunten.</p> <p><u>Scenario's:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- scenario EC (nietGC; geeft minder uitspoeling, dus niet maatgevend voor probleem)</li> </ul>
8	<b>Overige opmerkingen</b>	<p><b>In het verleden werd de uitspoeling van nitraat naar het grondwater onder landbouwgronden berekend met NLOAD en die onder natuur-/bosgebied mbv. het zogenoemde "statistisch bosmodel". Uitspoeling onder stedelijk gebied werden toen wel beschouwd en geschat op basis van langjarige reeksen meetwaarden in dergelijk gebied.</b></p>
9	<b>Referenties</b>	<p><u>RIVM-rapporten:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• UFFINK, G.J.M. 1996. Landelijk Grondwater Model (LGM) Testberekeningen met een module voor stoftransport. RIVM Report 715501008, Bilthoven.</li> <li>• <b>UFFINK, G.J.M. 1999. LGMCAD, a Solute Transport Module of the Groundwater Model for the Netherlands. User's Manual. RIVM Report 711401006, Bilthoven.</b></li> <li>• <b>UFFINK, G.J.M. and P.F.A.M. Römken. 2001. Nitrate Transport Modelling in Deep Aquifers Comparison of Model Results and Data from the Groundwater Monitoring Network. RIVM Report 711401010</b></li> <li>• UFFINK, G.J.M., 2001. Toepassing LGMCAD voor berekening nitraatconcentraties in ruwwater op pompstations in Twente en Achterhoek. Tevens achtergronddocument voor Nationale Milieuverkenning 2000-2030. RIVM-rapport 703717010</li> <li>• Model for The Netherlands. Mathematical Model Development and User's Guide. Rapport nr. 9 in kader van Onderzoek effecten grondwaterwinning tbv. MER Beleidsplan Drink- en Industrierwatervoorziening. RIVM-rapport nr. 714305002</li> <li>• Lieste, R.,Verlouw, J.G.W. 1992. Het gebruik van een Geografisch Informatie Systeem t.b.v. het Landelijk Grondwater Model. Rapport nr. 11 in kader van Onderzoek effecten grondwaterwinning tbv. MER Beleidsplan Drink- en Industrierwatervoorziening. RIVM-rapport nr. 714305003</li> </ul>

- Pastoors, M.J.M. 1992. Landelijk Grondwater Model; conceptuele modelbeschrijving. Rapport nr. 10 in kader van Onderzoek effecten grondwaterwinning tbv. MER Beleidsplan Drink- en Industrierwatervoorziening. RIVM-rapport nr. 714305004
- Kovar, K., Uffink, G.J.M., Pastoors, M.J.H. 1996. Evaluation of the Netherlands Groundwater Model, LGM, for calculating pathlines, travel times and concentration at abstraction wells in sandy soil areas of the Netherlands. RIVM-rapport nr. 703717001
- Kovar, K., Pastoors, M.J.H., Tiktak, A., Gaalen, F.W.van. 1998. Application of the Netherlands Groundwater Model, LGM, for calculating concentration of nitrate and pesticides at abstraction wells in sandy soil areas of the Netherlands. RIVM-rapport nr. 703717002
- Kovar, K., Pastoors, M.J.H. Toepassing Landelijk Grondwatermodel –LGM- voor berekening nitraat concentraties bij oevergrondwaterwinningen. RIVM-rapport nr. 703717008, 2000. (in voorbereiding).

## Overig

- Analyses of Dispersion by the Random Walk Method.  
Uffink, G.J.M. 1990.  
PhD Thesis, University of Technology