



Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Schuitenbeek Fase 2

Monitoring Stroomgebieden

H.C. Jansen
M.E. Sicco Smit
T.P. Leenders
F.J.E. van der Bolt
L.V. Renaud

Alterra-rapport 1387, ISSN 1566-7197
Reeks Monitoring Stroomgebieden 8-II



Systemanalyse voor het stroomgebied van de Schuitenbeek
Fase 2

Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Schuitenbeek Fase 2

Monitoring stroomgebieden

**H.C. Jansen
M.E. Sicco Smit
T.P. Leenders
F.J.E. van der Bolt
L.V. Renaud**

**Alterra-rapport 1387
Reeks Monitoring Stroomgebieden 8-II**

Alterra, Wageningen, 2006

REFERAAT

H.C. Jansen, M.E. Sicco Smit, T.P. Leenders, F.J.E. van der Bolt, L.V. Renaud, 2006. *Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Schuitenbeek. Monitoring stroomgebieden 8-II*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1387. 147 blz. 43 fig.; 23 tab.; 6 ref.

Voor het project “Meerjarig monitoringsprogramma naar de uit- en afspoeling van nutriënten vanuit landbouwgronden in stroomgebieden en polders” is, als vervolg op een eerder afgeronde systeemverkenning, een systeemanalyse uitgevoerd voor het stroomgebied van de Schuitenbeek.

Met een gefaseerde aanpak, waarin een meetprogramma en modelberekeningen zijn geïntegreerd, wordt gestreefd naar een operationeel, geoptimaliseerd, gebiedspecifiek monitoringsysteem, waarmee de bijdrage van de landbouw aan de belasting van het oppervlaktewater door nutriënten kan worden gekwantificeerd en waarmee de effecten van het mestbeleid en veranderingen binnen het stroomgebied kunnen worden gevolgd en voorspeld.

In dit rapport worden de resultaten gepresenteerd van Fase 2. Deze Fase is onderverdeeld in Fase 2A (regionale schematisatie met een tot afwateringseenheden geaggregeerd landsysteem) en Fase 2B (regionale schematisatie met een landsysteem, dat is gekoppeld aan een oppervlaktewatermodel).

Deze *stapsgewijze verfijning* van de modelketen laat een duidelijke kwaliteitsverbetering van de modelresultaten zien. De resultaten zijn echter nog niet voldoende nauwkeurig om relaties te kunnen leggen tussen waargenomen nutriëntenconcentraties en (veranderingen in) de bronnen. In een volgende fase zal vooral aandacht moeten worden besteed aan de parametrisatie ten behoeve van de modellen.

Trefwoorden: systeemanalyse, stroomgebied, Schuitenbeek, monitoring, mestbeleid, modelsysteem, nutriënten.

ISSN 1566-7197

Dit rapport is digitaal beschikbaar via www.alterra.wur.nl. Een gedrukte versie van dit rapport, evenals van alle andere Alterra-rapporten, kunt u verkrijgen bij Uitgeverij Cereales te Wageningen (0317 46 66 66). Voor informatie over voorwaarden, prijzen en snelste bestelwijze zie www.boomblad.nl/rapportenservice

© 2006 Alterra
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

| | |
|---|----|
| Woord vooraf | 7 |
| Samenvatting | 9 |
| 1 Inleiding | 11 |
| 1.1 Project aanpak | 11 |
| 1.2 Opzet modelsysteem | 12 |
| 1.3 Leeswijzer | 14 |
| 2 Stroomgebied van de Schuitenbeek | 17 |
| 2.1 Beschrijving van het gebied | 17 |
| 2.2 Meetpunten voor toetsing Fase 2 modelsysteem | 20 |
| 3 Fase 2 Modelsysteem | 23 |
| 3.1 Inleiding | 23 |
| 3.2 Het modelinstrumentarium | 23 |
| 3.3 Schematisatie Fase 2 modelsysteem | 24 |
| 3.3.1 Schematisatie landsysteem | 24 |
| 3.3.2 Schematisatie oppervlaktewatersysteem | 27 |
| 3.3.3 Koppeling land- en oppervlaktewatersysteem | 29 |
| 4 Resultaten Fase 2 | 31 |
| 4.1 Inleiding | 31 |
| 4.2 Waterkwantiteitsmodule voor het landsysteem | 31 |
| 4.2.1 Toetsing afvoeren | 32 |
| 4.2.2 Waterbalansen | 34 |
| 4.3 Waterkwaliteitsmodule voor het landsysteem | 38 |
| 4.3.1 Toetsing concentraties | 38 |
| 4.3.2 Stofbalansen | 41 |
| 4.4 Waterkwantiteitsmodule voor het oppervlaktewatersysteem | 48 |
| 4.4.1 Toetsing afvoeren | 49 |
| 4.4.2 Waterbalansen | 50 |
| 4.5 Waterkwaliteitsmodule voor het oppervlaktewatersysteem | 51 |
| 4.5.1 Toetsing concentraties | 51 |
| 4.5.2 Stofbalansen | 52 |
| 5 Discussie | 55 |
| 5.1 Schematisatie | 55 |
| 5.2 Waterkwantiteit | 55 |
| 5.3 Waterkwaliteit | 57 |
| 6 Conclusies | 63 |
| 7 Aanbevelingen | 65 |
| Literatuur | 67 |

| | | |
|------------|---|-----|
| Bijlage 1 | Het nutriëntenemissiemodel STONE | 69 |
| Bijlage 2 | De modules van het oppervlaktewatersysteem | 83 |
| Bijlage 3 | Gehanteerde modelversies en modelvariabelen | 87 |
| Bijlage 4 | Schematisatie en modelinvoer | 89 |
| Bijlage 5 | Geselecteerde STONE plots voor Fase 2 modelsysteem | 99 |
| Bijlage 6 | Gesimuleerde en gemeten afvoer water door het landsysteem (Fase 2) | 103 |
| Bijlage 7 | Gesimuleerde en gemeten jaarlijkse neerslag en verdamping (Fase 2) | 109 |
| Bijlage 8 | Gesimuleerde en gemeten waterkwaliteit voor het landsysteem (Fase 2) | 111 |
| Bijlage 9 | Gesimuleerde jaarlijkse stikstofbalansen voor het landsysteem (Fase 2) | 123 |
| Bijlage 10 | Gesimuleerde jaarlijkse fosforbalansen voor het landsysteem (Fase 2) | 127 |
| Bijlage 11 | Gesimuleerde en gemeten afvoer water door het oppervlaktewatersysteem (Fase 2) | 131 |
| Bijlage 12 | Resultaten waterkwaliteit voor het oppervlaktewatersysteem (Fase 2) | 135 |

Woord vooraf

Deze rapportage van de systeemanalyse Fase 2 vormt een onderdeel van het project “Meerjarig monitoringsprogramma naar de uit- en afspoeling van nutriënten vanuit landbouwgronden in stroomgebieden en polders” kortweg ‘Monitoring stroomgebieden’. Het primaire doel van het project is het leveren van een bijdrage aan de evaluatie van het mestbeleid door het kwantificeren van het aandeel van de landbouw in de belasting van het oppervlaktewater en de verandering van dit aandeel van de landbouw als gevolg van (mest)beleid in een aantal representatieve stroomgebieden in karakteristieke landschappelijke regio’s. Het secundaire doel is om een methodiek te ontwikkelen die het mogelijk maakt en perspectieven biedt om deze methodiek ook in andere stroomgebieden in te voeren.

Het project wordt aangestuurd door een stuurgroep. In de stuurgroep hebben de Ministeries LNV, VROM en V&W als opdrachtgevers en de Unie van Waterschappen als vertegenwoordiger van de participerende waterschappen zitting. De STOWA en LTO zijn agendalid. Daarnaast is een klankbordgroep geformeerd met vertegenwoordigers van de instituten RIZA, RIVM en TNO. Deze klankbordgroep denkt kritisch mee bij de opzet van het monitoringprogramma en de methodiekontwikkeling. Het project wordt uitgevoerd door Alterra Research Instituut voor de Groene Ruimte onderdeel van Wageningen Universiteit en Researchcentrum.

Voor dit project zijn vier pilotgebieden geselecteerd: Drentse Aa, Schuitenbeek, Krimpenerwaard en Quarles van Ufford. De waterbeheerders Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard, Waterschap Veluwe, Waterschap Rivierenland, Waterschap Hunze en Aa’s en Waterlaboratorium Noord participeren actief in dit project.

In de reeks rapportages van het project ‘Monitoring Stroomgebieden’ is per gebied een Systeemverkenning verschenen. Op basis van deze uitgevoerde systeemverkenning is het gefaseerd opzetten van een modelinstrumentarium per pilotgebied gestart. Het modelinstrumentarium Fase 1 is per gebied uitgewerkt en als ‘Systeemanalyse Fase 1’ gerapporteerd. Op basis van de resultaten uit Fase 1 heeft er per gebied een verfijning van de modellering, Fase 2, plaatsgevonden. Het modelinstrumentarium Fase 2 is op basis van meetinformatie geanalyseerd en als volgt gerapporteerd:

- 8. I Systeemanalyse Drentse Aa Fase 2
- 8. II Systeemanalyse Schuitenbeek Fase 2
- 8. III Systeemanalyse Krimpenerwaard Fase 2
- 8. IV Systeemanalyse Quarles van Ufford Fase 2

Voor informatie over het project 'Monitoring stroomgebieden' kunt u terecht op www.monitoringstroomgebieden.nl of bij:

Dorothee Leenders
0317 – 48 42 79
dorothee.leenders@wur.nl

Frank van der Bolt
0317 – 48 64 44
frank.vanderbolt@wur.nl

Samenvatting

Het project

Voor het project “Meerjarig monitoringsprogramma naar de uit- en afspoeling van nutriënten vanuit landbouwgronden in stroomgebieden en polders” is, als vervolg op een eerder afgeronde systeemverkenning, een systeemanalyse uitgevoerd voor het stroomgebied van de Schuitenbeek.

Met een gefaseerde aanpak, waarin een meetprogramma en modelberekeningen zijn geïntegreerd, wordt gestreefd naar een operationeel, geoptimaliseerd, gebiedspecifiek monitoringsysteem, waarmee de bijdrage van de landbouw aan de belasting van het oppervlaktewater door nutriënten kan worden gekwantificeerd en waarmee de effecten van het mestbeleid en veranderingen binnen het stroomgebied kunnen worden gevolgd en voorspeld.

Fase 2 modelsysteem

In dit rapport worden de resultaten gepresenteerd van het Fase 2 modelsysteem van de systeemanalyse. In Fase 2 is het in Fase 1 toegepaste modelinstrumentarium verfijnd, waarbij gebruik is gemaakt van een gedetailleerde gebiedsschematisering en een hogere ruimtelijke en temporele resolutie. Verder zijn in Fase 2 de processen in het oppervlaktewater in het modelsysteem geïmplementeerd, waarvoor een waterkwantiteitmodule en een waterkwaliteitsmodule zijn toegepast. Hierbij zijn gegevens van de stuwen en dwarsprofielen uit de legger van het Waterschap Veluwe gebruikt.

De toetsing van het Fase 2 modelsysteem is afzonderlijk voor het land- en oppervlaktewatersysteem uitgevoerd. Daarnaast is onderscheid gemaakt tussen de modelonderdelen voor de waterkwantiteit en modelonderdelen voor de waterkwaliteit. De toetsing van de berekende waterafvoer en nutriëntenuitspoeling is uitgevoerd op, respectievelijk, acht en dertien meetpunten, waarvoor in de periode 1986 t/m 2000 relatief lange meetreeksen beschikbaar zijn. Ten aanzien van nutriënten is onderscheid gemaakt tussen mineraal-, organisch- en totaal- stikstof en -fosfor.

Met het Fase 2 modelsysteem is het mogelijk om waterbalansen en stofbalansen voor deelstroomgebieden te berekenen, zodat ruimtelijke en temporele verschillen en -trends in de balanstermen geanalyseerd kunnen worden.

Afvoer en waterbalansen

Voor alle meetpunten wordt de gesimuleerde afvoer overschat. Deze blijkt vooral gerelateerd te zijn aan de wijze waarop de kwel- en wegzijging door het model worden berekend. In vervolgfases dient daarom aandacht te worden besteed aan de randvoorwaarden aan de onderzijde van het model.

De dynamiek van de afvoer (temporele variatie) wordt goed gevolgd, maar de extreme waarden worden niet juist gesimuleerd. Dit laatste is inherent aan de in het modelsysteem gehanteerde tijdstap van 10 dagen. Omdat het Schuitenbeekgebied een relatief klein stroomgebied is, met kleine verblijftijden (meestal aanzienlijk kleiner dan 10 dagen) en korte reactietijden van de afvoer op (extreme) neerslag, worden de berekende afvoerpieken bij decadegegevens teveel gedempt. In vervolgfases zal daarom met kleinere tijdstappen moeten worden gerekend. Dit is ook nodig om de dynamiek in nutriëntenconcentraties beter te kunnen volgen.

Nutriënten

Uit de modelberekeningen blijkt, dat de processen in het oppervlaktewater een belangrijke rol spelen, en dat voor een juiste simulatie van de waterkwaliteit op stroomgebiedniveau oppervlaktewatermodellen gebruikt dienen te worden. Onderstaand overzicht illustreert, dat een oppervlaktewaterkwaliteitsmodel ("Fase 2B") leidt tot een aanzienlijke verbetering van de resultaten.

| Uitstroompunt (25201) | Stikstof (mg/l) | | | Fosfor (mg/l) | | |
|--------------------------|-----------------|----------|--------|---------------|----------|--------|
| | organisch | mineraal | totaal | organisch | mineraal | totaal |
| Gemeten | 1,51 | 3,84 | 5,35 | 0,23 | 0,12 | 0,35 |
| Fase 1 | - | - | 9,1 | - | - | 1,06 |
| Fase 2A ¹ | 1,77 | 4,26 | 6,04 | 0,19 | 0,57 | 0,76 |
| Fase 2B ² | 1,72 | 3,17 | 4,89 | 0,15 | 0,14 | 0,29 |

Uit de modelberekeningen volgt, dat de retentie (hier gedefinieerd als de hoeveelheid stof die uit de opgeloste fractie verdwijnt) van stikstof en fosfor in het oppervlaktewater in het stroomgebied van de Schuitenbeek erg verschillend zijn. Ter plaatse van het uitstroompunt zijn deze berekend als, respectievelijk 11 % en 54%. Voor stikstof bestaat de retentie vooral uit denitrificatie, voor fosfor is dit sedimentatie. De verschillende aard van de retentie voor stikstof en fosfor heeft ook afwijkende regionale trends tot gevolg.

Vervolg

De *stapsgewijze verfijning* van de modelketen laat een duidelijke kwaliteitsverbetering van de modelresultaten zien. De resultaten zijn echter nog niet afdoende om relaties te kunnen leggen tussen waargenomen nutriëntenconcentraties en (veranderingen in) de bronnen. Om deze doelstelling te kunnen realiseren worden in dit rapport een aantal aanbevelingen voorgesteld.

¹ Fase 2A: Modelketen van alleen het landsysteem (zonder oppervlaktewatermodule); De concentraties betreffen dus de uitspoeling vanuit het landsysteem (evenals in Fase 1).

² Fase 2B: Modelketen inclusief oppervlaktewatermodule

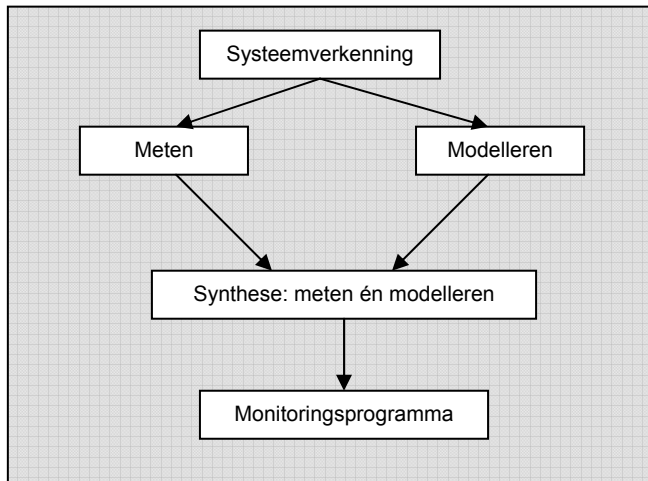
1 Inleiding

1.1 Project aanpak

In het kader van het project “Meerjarig monitoringsprogramma naar de uit- en afspoeling van nutriënten vanuit landbouwgronden in stroomgebieden en polders” worden de effecten van het mestbeleid op stroomgebiedniveau onderzocht. Het doel van het project is het leveren van een bijdrage aan de evaluatie van het mestbeleid door het kwantificeren van het aandeel van de landbouw als gevolg van (mest)beleid in een aantal representatieve stroomgebieden in karakteristieke landschappelijke regio’s. Hiertoe zal een combinatie van een meetprogramma en (model)berekeningen worden toegepast, die elkaar aanvullen en versterken. Het project wordt uitgevoerd in vier qua eigenschappen verschillende (pilot)gebieden, een met nutriënten hoogbelast zandgebied (Schuitenbeek), een laagbelast zandgebied (Drentse Aa), een veengebied (Krimpenerwaard) en een kleigebied (Quarles van Ufford).

Middels een verkennende systeembeschrijving is voor ieder gebied een overzicht opgesteld van de beschikbare informatie in relatie tot de benodigde informatie voor het effectief kunnen uitvoeren het monitoringsprogramma (meten en modelleren), en zijn de meest kritische systeemcomponenten en -parameters geïdentificeerd. Uit deze systeemverkenningen van de vier gebieden is gebleken dat er onvoldoende inzicht in de systemen tijdens de uitvoering van de systeemverkenning beschikbaar was om uitspraken te kunnen doen over effecten van het mestbeleid. Om het mestbeleid te kunnen evalueren is geconcludeerd dat het noodzakelijk is om een andere manier van monitoren (meten én modelleren) te introduceren.

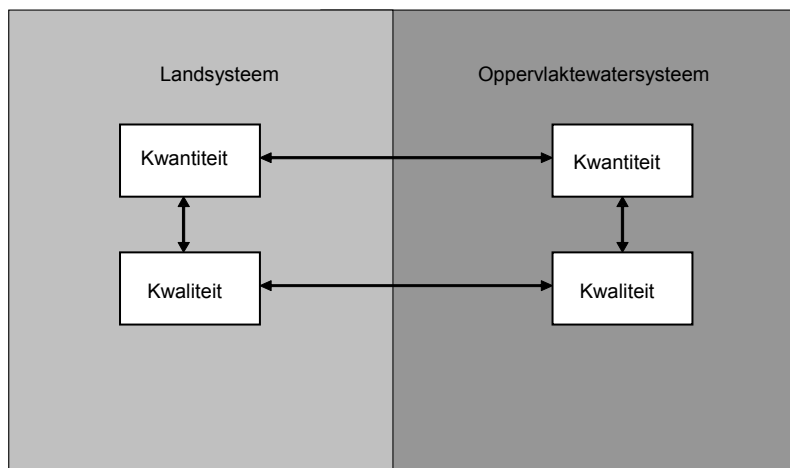
De constatering uit de systeemverkenningen heeft er toegebracht dat er voor ieder van de vier pilotgebieden, in overleg met de waterbeheerders, een intensief meetprogramma is opgezet. Dit meetprogramma is voor ieder gebied jaarlijks in een meetplan vastgelegd. Daarnaast is er gestart met het opzetten van een gefaseerd modelsysteem. Het modelsysteem is gefaseerd opgebouwd zodat van grof naar fijn wordt gewerkt (paragraaf 1.2). Per gebied worden na elke fase van de modellering de modelresultaten van de betreffende fase vergeleken met de meetwaarden over de gesimuleerde periode om het systeem te analyseren, een zogenaamde systeemanalyse. Uit de systeemanalyse moet blijken of de modelresultaten voldoende betrouwbaar zijn om de effecten van het mestbeleid te voorspellen. Met behulp van het modelsysteem in combinatie met metingen zal een monitoringsprogramma voor de evaluatie van het mestbeleid worden opgezet. In Figuur 1 is de projectaanpak schematisch weergegeven.



Figuur 1. Schematische weergave project opzet

1.2 Opzet modelsysteem

In dit project ‘Monitoring Stroomgebieden’ is gekozen voor een modulaire benadering van het modelsysteem (Figuur 2). Het modelsysteem wordt onderverdeeld in het landsysteem en het oppervlaktewatersysteem. Daarnaast wordt in beide systemen onderscheid gemaakt tussen kwantiteit (water) en kwaliteit (nutriënten).



Figuur 2. Modulaire opzet modelsysteem

Eisen modellen

In dit project ‘Monitoring stroomgebieden’ wordt het modelinstrumentarium toegesneden op de verschillende proefgebieden. De modellen die voor het modelinstrumentarium in aanmerking komen moeten voldoen aan de volgende eisen:

- Relaties leggen tussen bronnen (beleid en maatregelen) en nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater i.e. paden en lotgevallen beschrijven
- Het model moet metingen één op één kunnen beschrijven, oftewel overeenkomstig in tijd en ruimteschaal
- Resultaten op verschillende schalen: van afwateringseenheden tot stroomgebied en van dag tot langjarig gemiddelde

Om de verschillende modules van het modelsysteem regionaal toe te kunnen passen dient het studiegebied opgedeeld te worden in kleinere ruimtelijke eenheden. Deze ruimtelijke eenheden dienen elk uniek te zijn ten aanzien van onder andere fysische en chemische bodemsamenstelling, landgebruik en hydrologie, en zijn afgestemd op de toepassingschaal (ruimtelijke afmeting) van de modellen. Dit proces van onderlinge afstemming van gebiedsgegevens op de toepassingschaal van de modellen wordt schematisering genoemd.

Fasering

In dit project 'Monitoring Stroomgebieden' is het modelsysteem gefaseerd opgezet. Dit betekent dat bij de modellering van grof naar fijn wordt gewerkt. Naast de fasering in het modelsysteem wordt de opzet van het modelsysteem ook tussen de gebieden gefaseerd.

De eerste fase van het modelsysteem is afgerond en gerapporteerd (Jansen et al, 2006). Er is gekozen om de eerste fase aan te laten sluiten bij de huidige aanpak voor de evaluatie van het mestbeleid. Dit is het modelinstrumentarium STONE dat in Nederland voor landelijke berekeningen van de nutriëntenemissies wordt gebruikt. Naast het gebruik voor de evaluatie van het mestbeleid wordt dit instrumentarium ook ingezet voor de milieuverkenningen en de nota waterhuishouding. Door de eerste fase van het modelsysteem aan te laten sluiten bij de huidige aanpak voor het evaluatie mestbeleid is de modelinvoer van het modelsysteem fase 1 op landelijk niveau en de uitvoer op jaarbasis. Het modelsysteem Fase 1 bevat de modules kwantiteit en kwaliteit voor het landsysteem. Het oppervlaktewatersysteem is in deze eerste fase niet meegenomen.

De conclusies welke in fase 1 zijn getrokken geven richting aan de onderdelen die aangepast dienen te worden in de volgende fases van het modelsysteem. Een volgende fase van de modellering en dus een verfijning van het modelsysteem zorgen voor een modelinstrumentarium dat wordt toegesneden op de verschillende pilotgebieden. Op basis van de conclusies uit de systeemanalyse fase 1 zijn de volgende algemene aanbevelingen voor het modelsysteem fase 2 gedaan:

- Om de processen in het oppervlaktewater (retentie) te kunnen modelleren is het noodzakelijk om een kwaliteitsmodule voor het oppervlaktewater in het modelsysteem op te nemen. Hierdoor kunnen de door het modelsysteem berekende nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater worden vergeleken met - en getoetst aan de waarnemingen.

- De tijdstapgrootte dient te worden verkleind (verhogen van temporele resolutie) om de dynamiek van wateraanvoer, waterafvoer, stikstof- en fosforbelastingen binnen kalenderjaren te kunnen voorspellen.
- Om een vergelijking met de metingen binnen het gebied mogelijk te maken dient de ruimtelijke resolutie te worden verhoogd. Dit dient te gebeuren om het modelsysteem aan te laten sluiten op het schaalniveau in ruimte en tijd van de waarnemingen. Hierbij is het van belang dat de invoer van het modelsysteem aansluit op dit schaalniveau (regionale parametrisatie).

De aanvullingen uit de systeemanalyse Fase 1 zijn voor het gefaseerde modelsysteem overgenomen. In Tabel 1 zijn de veranderingen van het Fase 2 modelsysteem ten opzichte van het modelsysteem Fase 1 samengevat.

Tabel 1. Opzet gefaseerd modelsysteem

| Fase modelsysteem | Modules modelsysteem | Modelinvoer | Tijdstap modeluitvoer |
|-------------------|----------------------------------|----------------------------------|-----------------------|
| Fase 1 | Landsysteem | Landelijk | Jaar |
| Fase 2 | Land- en Oppervlaktewatersysteem | Landelijk en op regionale schaal | Decade |

In deze rapportage ‘Systeemanalyse Fase 2’ worden aanpak en resultaten van het modelsysteem Fase 2 beschreven.

1.3 Leeswijzer

De indeling van de Systeemanalyse Fase 2 is voor de vier gebieden, welke in het project “Monitoring Stroomgebieden” centraal staan, zo veel mogelijk uniform gehouden. Deze rapportage van de Systeemanalyse Fase 2 begint met een korte karakterisering van het stroomgebied (Hoofdstuk 2). Allereerst wordt in dit hoofdstuk een beschrijving van het betreffende stroomgebied gegeven (Paragraaf 2.1). Daarnaast wordt in dit hoofdstuk aandacht besteed aan de meetpunten binnen het gebied waaraan de modelsystemen worden getoetst (Paragraaf 2.2).

In Hoofdstuk 3 wordt het modelsysteem Fase 2 beschreven. Dit hoofdstuk begint met een toelichting (Paragraaf 3.1), vervolgens wordt het modelinstrumentarium beschreven (paragraaf 3.2). Omdat de vier gebieden qua kenmerken verschillend zijn wordt in paragraaf 3.3 de ruimtelijke schematisatie voor zowel het land- als het oppervlaktewatersysteem beschreven.

De modelresultaten voor de waterkwantiteitsmodule van het Fase 2 modelsysteem worden in hoofdstuk 4 beschreven. De resultaten zijn per module getoetst en als balansen weergegeven. De modules van het landsysteem (kwantiteit en kwaliteit) worden in respectievelijk paragraaf 4.1 en paragraaf 4.2 beschreven. De resultaten van de modules van het oppervlaktewatersysteem worden in paragraaf 4.3 (kwantiteit) en paragraaf 4.4 (kwaliteit) gepresenteerd.

De verkregen resultaten van het modelsysteem Fase 2 worden in hoofdstuk 5 bediscussieerd waarna in hoofdstuk 6 vervolgens de conclusies worden beschreven. Tenslotte worden in hoofdstuk 7 de aanbevelingen, op basis van de verkregen inzichten van het modelsysteem Fase 2, voor een verdere verfijning van het gefaseerde modelinstrumentarium gegeven.

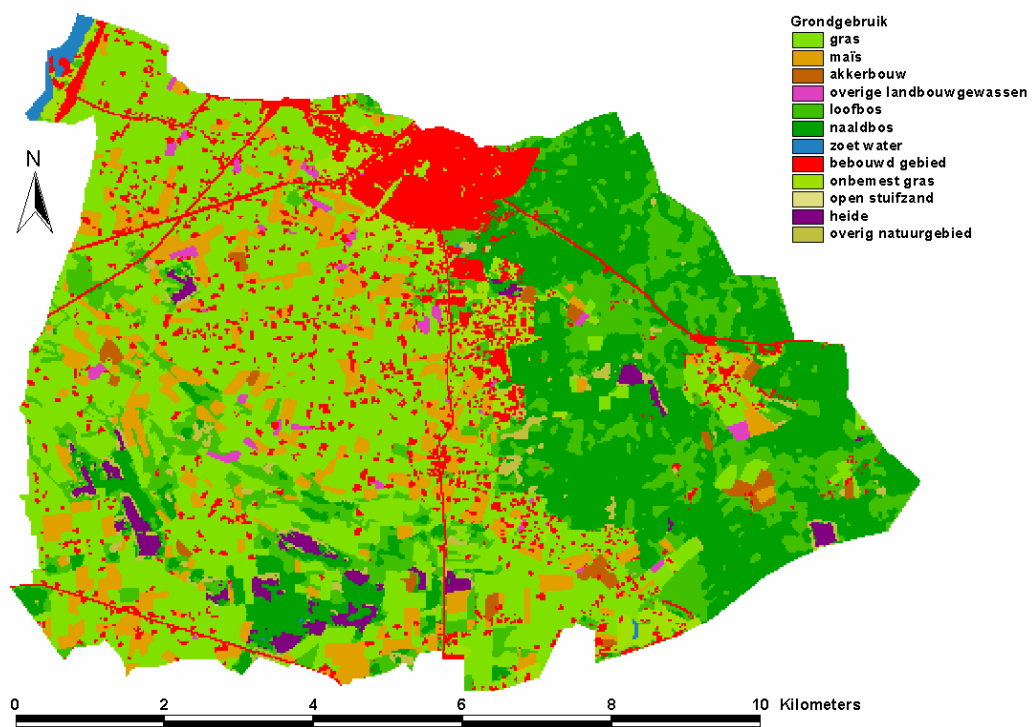
2 Stroomgebied van de Schuitenbeek

2.1 Beschrijving van het gebied

Het stroomgebied van de Schuitenbeek bevindt zich in het westelijk deel van de Provincie Gelderland en ligt ten zuiden van Putten en ten oosten van Nijkerk. Het Nuldernauw (onderdeel van de Randmeren van de Flevopolders) vormt de noordwestelijke begrenzing. De zuidgrens bevindt zich ongeveer ter hoogte van Voorthuizen.

Het gebied heeft een oppervlakte van ongeveer 7500 ha. Het westelijk deel van het stroomgebied bevindt zich in de Gelderse Vallei. Het oostelijk deel maakt deel uit van het Veluwemassief. Het stroomgebied van de Schuitenbeek helt overwegend van het oosten naar het westen en is een onder natuurlijk verval afwaterend gebied. Alleen het relatief laaggelegen westelijk deel heeft een zichtbare (oppervlaktewater) afwatering.

In het gebied komen vrijwel uitsluitend zandgronden voor. De meest voorkomende bodemeenheden zijn podzolen (ca. 66%, vooral in het hooggelegen deel) en enkeerdgronden (ca 11%, vooral langs de rand van het Veluwemassief). In een klein deel (8 % van het stroomgebied) bevinden zich beekdal- en beekkeerdgronden.



Figuur 3. Landgebruik stroomgebied Schuitenbeek (LGN4)

Het landgebruik is sterk gerelateerd aan de topografie en de, hiermee sterk samenhangende, grondwaterstanden. In het oostelijke, hooggelegen deel komt vooral naaldbos, loofbos en heide voor (in totaal ongeveer 42 % van het stroomgebied; zie Figuur 3). De landbouwgronden (47 % van het stroomgebied) bevinden zich overwegend in het lager gelegen westelijke deel, waar hogere grondwaterstanden voorkomen. Van het areaal cultuurgrond is het overgrote deel in gebruik als grasland. Ten opzichte van 1992 is het landgebruik vrijwel niet veranderd. Ruim 10 % van het stroomgebied bestaat uit verhard oppervlak (o.a. Putten).

Het beekstelsel volgt in grote lijnen de topografie. Tussen de min of meer parallel lopende beekdalen bevinden zich iets hoger gelegen ruggen. De Schuitenbeek zelf stroomt in noordelijke richting, min of meer loodrecht op de natuurlijke beekdalen (Figuur 4). De Schuitenbeek is echter een *gegraven* waterloop en had destijds als doel om de wateroverlast tegen te gaan, die het gevolg was van het afgraven van laaggelegen veengronden in de Gelderse Vallei. De Schuitenbeek watert af op het Nulder nauw, één van de Randmeren van de Flevopolders.

De breedte van de Schuitenbeek is maximaal 5,5 m. De maximale waterdiepte is 1,50 meter, maar in het grootste deel is de beek minder dan 80 cm. diep. Voordat in 1996 een stuw werd geplaatst voor de uitmonding van de Veldbeek, viel de bovenloop van de Schuitenbeek (de Appelsche Maalschap) 's zomers droog.

De belangrijkste zijbeek is de Veldbeek, die ongeveer 43 % van het zichtbare afwaterende oppervlak van het stroomgebied afwatert. De Veldbeek en de hierop uitkomende Goot Hell zijn halfnatuurlijke beken met relatief schoon water. De bodem van de Veldbeek is 0.5 tot 1.5 m. breed, de waterdiepte is doorgaans minder dan 40 cm. De bovenloop van de Veldbeek valt meer dan 6 maanden per jaar droog. De belangrijkste zijbeken van de Veldbeek zijn de Goorsteeg en Knapzaksteeg, die eveneens een groot deel van het jaar droog vallen. Alleen het benedenstroomse deel van de Schuitenbeek, de Veldbeek en Groot Hell zijn (in principe) permanent watervoerend³.

In het algemeen is de reactietijd van het oppervlaktewatersysteem op de neerslag kort. Dit leidt tot grote variaties in de afvoer. Op het benedenstrooms gelegen continue meetpunt 25210 (zie Figuur 4) zijn in extreme situaties afvoeren van meer dan 5 m³/s. gemeten. De gemiddelde jaarafvoer is hier ongeveer 9 miljoen m³. Op het continue meetpunt wordt naar schatting 75 % van de afvoer ter plaatse van het uitstroompunt afgevoerd.

In de systeemverkenning van de Schuitenbeek is geprobeerd om op basis van bestaande gegevens een water-, stikstof- en fosforbalans voor het stroomgebied op te stellen (Jansen et al, 2004). Met de beschikbare gegevens konden echter geen sluitende water- en nutriëntenbalansen worden opgesteld. De voorlopige balansen zijn weergegeven in Tabel 2, Tabel 3 en Tabel 4 (gemiddelde jaarsituatie⁴).

³ In 2003 stonden alle beken in het stroomgebied droog, inclusief de Schuitenbeek.

⁴ De geschatte bemestinggegevens betreffen medio jaren tachtig.

Tabel 2. Voorlopige waterbalans stroomgebied Schuitembeek (niet gerioleerde gebied)

| IN (10 ⁶ m ³) | | UIT (10 ⁶ m ³) | |
|---|------|---------------------------------------|------|
| Neerslag | ≈61 | Verdamping | ≈42 |
| Waterinlaat | 0 | Grondwateronttrekkingen | 4 |
| Kwel | *) | Riolering | 0 |
| Riooloverstorten en lokale lozingen (geen RWZI's) | 0.03 | Wegzijging | *) |
| | | Waterafvoer | ≈12 |
| Totaal | >61 | Totaal | > 58 |

*) Wegzijging is circa 3 miljoen m³/jaar meer dan de kwel.

Tabel 3. Voorlopige stikstofbalans

| IN (10 ³ kg N) | | UIT (10 ³ kg N) | |
|---------------------------|--------------------|----------------------------|--------------|
| Atm. depositie | 375 | Ammoniakvervluchtiging | 500-1000 (1) |
| Bemesting | 2000 a 3000 (1) | Denitrificatie | (2) |
| Oxidatie veen | 0 | Gewasafvoer | (2) |
| Puntbronnen | (1) | Drinkwateronttrekkingen | (1) |
| Kwel | (2) | Vastlegging bodem | (2) |
| Oppervlakkige afspoeling | -- (2) | Waterafvoer | 89 |
| Uitspoeling vanuit: | -- (2) | | |
| - grasland | | | |
| - maïsland | | | |
| - overig bouwland | | | |
| - natuur | | | |
| Totaal | | Totaal | |

Tabel 4. Voorlopige fosforbalans

| IN (kg P) | | UIT (kg P) | |
|--------------------------|--------|-------------------------|--------|
| Bemesting | -- (1) | Gewasafvoer | -- (2) |
| Oxidatie veen | 0 | Drinkwateronttrekkingen | -- (1) |
| Puntbronnen | (1) | Vastlegging bodem | -- (2) |
| Kwel | ≈ 400 | Waterafvoer | 5500 |
| Oppervlakkige afspoeling | -- (2) | | |
| Uitspoeling vanuit: | -- (2) | | |
| - grasland | | | |
| - maïsland | | | |
| - overig bouwland | | | |
| - natuur | | | |
| Totaal | | Totaal | |

(1) Gegevens wel aanwezig, maar nog niet beschikbaar (2) Niet bekend

2.2 Meetpunten voor toetsing Fase 2 modelsysteem

Doordat de ruimtelijke schematisatie van het Fase 2 modelsysteem is verfijnd ten opzichte van het Fase 1 modelsysteem kan dit modelsysteem, behalve voor het gehele stroomgebied, ook resultaten genereren voor deelstroomgebieden. Daarom kunnen ook meer bovenstrooms gelegen meetpunten gebruikt worden voor de toetsing van het Fase 2 modelsysteem.

Figuur 4 geeft de locaties van de meetpunten, die voor de toetsing zijn gebruikt. Voor de toetsing van het Fase 2 modelsysteem zijn alle meetpunten gekozen, die in de periode 1986 – 2000 (de toetsingsperiode: periode waarvoor de modelberekeningen zijn uitgevoerd) een redelijke hoeveelheid gegevens hebben. Dit betreft afvoergegevens en/of nutriëntenconcentraties. De toetsingslocaties betreffen ook een aantal meetpunten, dat niet is opgenomen in het huidige meetprogramma⁵ (zie Jansen H.C. en Sicco Smit, M.E, 2003 en 2004a). Door deze toch bij de toetsing te betrekken worden de beschikbare gegevens optimaal gebruikt.

Voor het lopende meetprogramma is ook een aantal nieuwe meetpunten ingericht (Figuur 4), maar deze nieuwe meetpunten kunnen in dit stadium nog niet worden gebruikt voor toetsing, omdat de meetreeksen geen historische gegevens bevatten in de toetsingsperiode 1986-2000, waarvoor de modelberekeningen zijn uitgevoerd⁶.

Tabel 5. *Overzicht meetpunten voor toetsing modelsystemen*

| Meetpunt | Beschrijving ⁷ | Afvoer | Nutriënten |
|-------------|---|--------|------------|
| 25200 | Benedenstrooms, bij continu meetpunt | X | X |
| 25201 | Uitstroompunt (naar Randmeren) | X | X |
| 25202 25210 | Eind zuidelijke tak Schuitenbeek | | X |
| 25220 | Continu meetpunt, benedenstrooms | X | X |
| 25221 | Noordelijk deel stroomgebied (landbouw, stedelijke bebouwing) | X | X |
| 25301 25302 | Noordelijk deel stroomgebied (landbouw, stedelijke bebouwing) | X | X |
| 25305 25311 | Eind noordelijke tak Veldbeek | X | X |
| 25312 25316 | Bovenloop/middelloop Veldbeek | | X |
| 25317 | Groot Hell | | X |
| | Uitstroompunt Veldbeek | X | X |
| | Bovenstrooms punt (landbouw) | | X |
| | Veldbeek (middelloop) | X | X |
| | Veldbeek (middelloop / bovenloop) | | X |

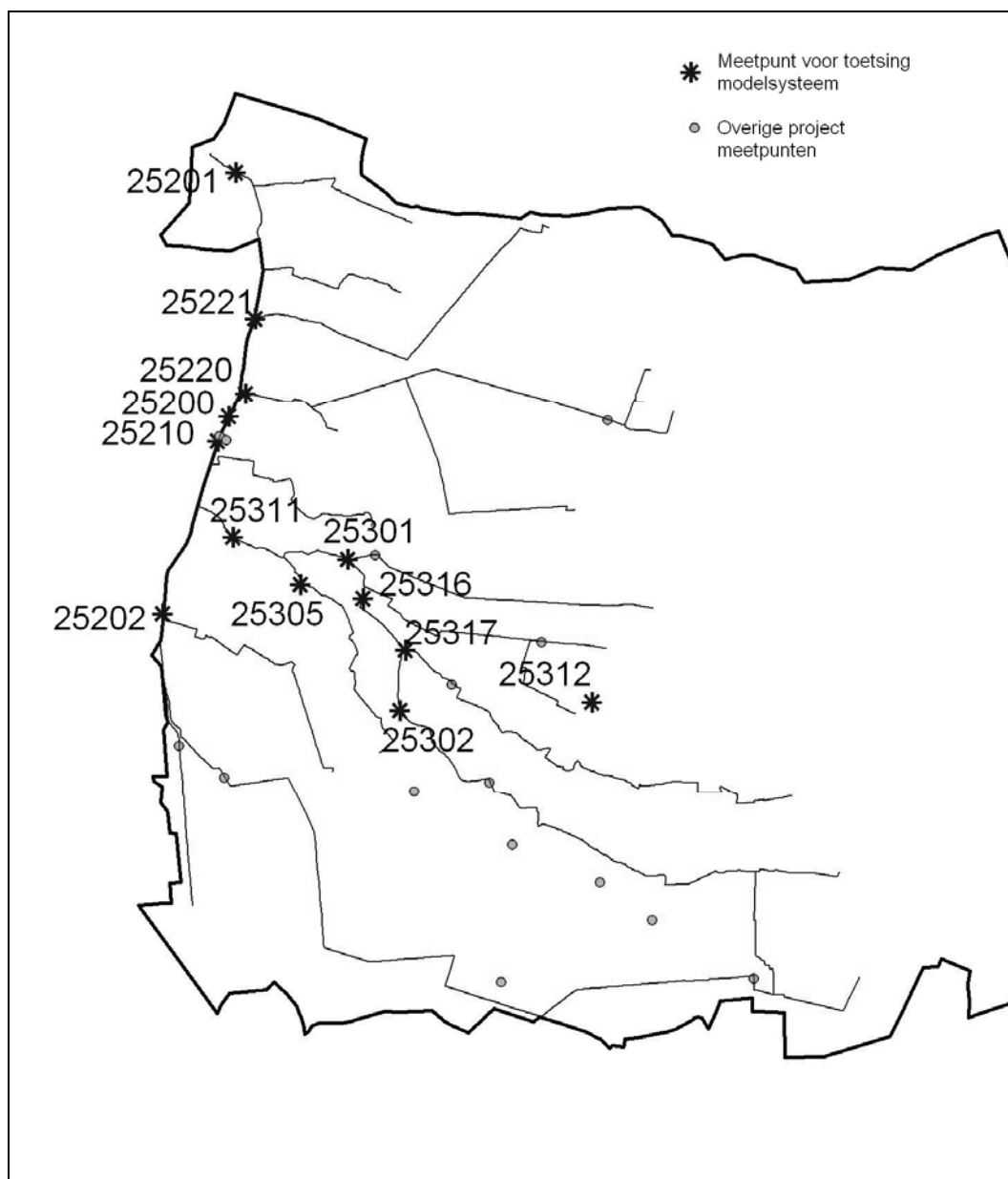
Tabel 5 geeft een beschrijving van alle meetpunten, die voor de toetsing zijn gebruikt. Het betreft 12 meetpunten waar discrete metingen hebben plaatsgevonden (steekmonsters en/of afvoermetingen met een Ott-molen), en één continu meetpunt

⁵ Dit programma wordt sinds 2004 uitgevoerd.

⁶ Een aantal van deze ‘nieuwe meetpunten’ had wel meetgegevens in de toetsingsperiode. Deze zijn gebruikt indien er in de toetsingsperiode 1986-2000 een redelijk aantal gegevens beschikbaar was.

⁷ Indien dit niet is aangegeven, is het meetpunt niet (duidelijk) karakteristiek voor een bepaald landgebruik, maar zijn er bovenstrooms diverse vormen van landgebruik aanwezig. In het nieuwe meetprogramma is een duidelijkere koppeling van de meetpunten met het landgebruik gelegd.

(25210), waar debietproportionele bemonstering heeft plaatsgevonden (op weekbasis). De afvoer op dit punt is continu gemeten (en verwerkt tot dagwaarden).



Figuur 4. Locaties meetpunten voor toetsing modelsystemen

3 Fase 2 Modelsysteem

3.1 Inleiding

Een modelsysteem kan een bijdrage leveren aan de evaluatie van het mestbeleid, omdat hiermee het aandeel van de landbouw in de belasting van het oppervlaktewater kan worden gekwantificeerd (zie Hoofdstuk 1). Het modelsysteem is gefaseerd opgebouwd, waarbij het Fase 2 modelsysteem is opgezet op basis van de aanbevelingen in de rapportage van het Fase 1 modelinstrumentarium (Jansen et al, 2006).

In het fase 2 modelsysteem wordt gebruik gemaakt van de berekende waterafvoer en stikstof- en fosforvruchten met behulp van het bestaande landelijke modelinstrumentarium STONE. Dit instrumentarium is in Bijlage 1 nader beschreven. Voor Fase 2 is hieraan een ruimtelijk gedetailleerde (regionale) schematisatie gekoppeld. In Paragraaf 3.2 wordt het modelinstrumentarium van Fase 2 kort toegelicht.

Een beschrijving van de gedetailleerde ruimtelijke schematisatie van het stroomgebied van de Schuitenbeek is weergegeven in Paragraaf in 3.3. De schematisering van het landsysteem wordt beschreven in Paragraaf 3.3.1, het oppervlaktewatersysteem in Paragraaf 3.3.2. De wijze waarop het land- en oppervlaktewatersysteem aan elkaar zijn gekoppeld is beschreven in Paragraaf 3.3.3.

De resultaten van de Fase 2 modellering staan in Hoofdstuk 4.

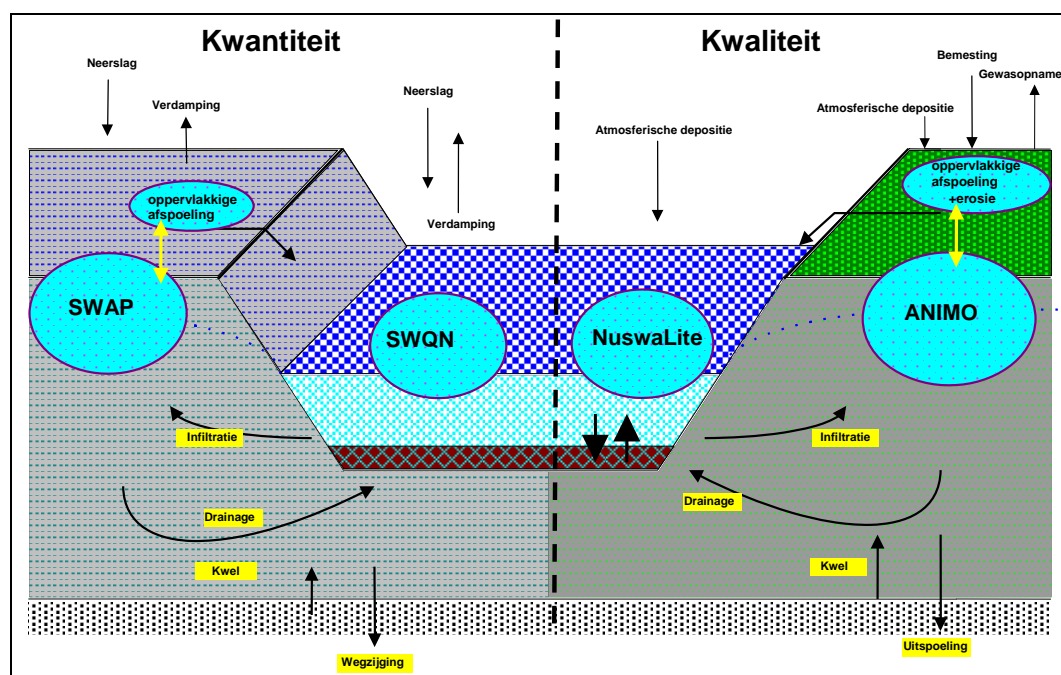
3.2 Het modelinstrumentarium

In het fase 2 modelsysteem wordt het fase 1 modelsysteem verder verfijnd door de beschikbare STONE plots ruimtelijk te herschikken op basis van een gedetailleerde gebiedsschematisatie. Tevens worden in fase 2 de processen in het oppervlaktewater in het modelsysteem geïmplementeerd om de resultaten van het modelsysteem te kunnen toetsen aan de metingen in het oppervlaktewater. De koppeling tussen de modules voor het bodemsysteem en het (on)verzadigde grondwatersysteem (tezamen het landsysteem genoemd) met de modules voor het oppervlaktewatersysteem wordt gelegd via zogenaamde afwateringseenheden (zie ook Paragraaf 3.3.3).

Het modelsysteem van Fase 2 bestaat uit 4 modules (Figuur 5). Hierbij worden modules voor het landsysteem en modules voor het oppervlaktewatersysteem onderscheiden. Anderzijds zijn er modules voor de waterafvoer en waterkwaliteit. Dit resulteert in twee modules voor de beschrijving van de afvoer (water) en twee modules voor de beschrijving van de waterkwaliteit (nutriënten).

De gebruikte modules voor het landsysteem (niet de gebiedsschematisatie!) zijn identiek aan de in Fase 1 gebruikte modules (zie ook Jansen et al, 2006 en Bijlage 1).

De modules voor het oppervlaktewatersysteem zijn specifiek voor Fase 2 en worden beschreven in Bijlage 2. In deze rapportage zullen de vier verschillende modules zullen zoveel mogelijk los van elkaar worden getoetst. Bijlage 3 specificeert de voor deze fase gehanteerde modelversies, alsmede enkele kritische modelparameters.



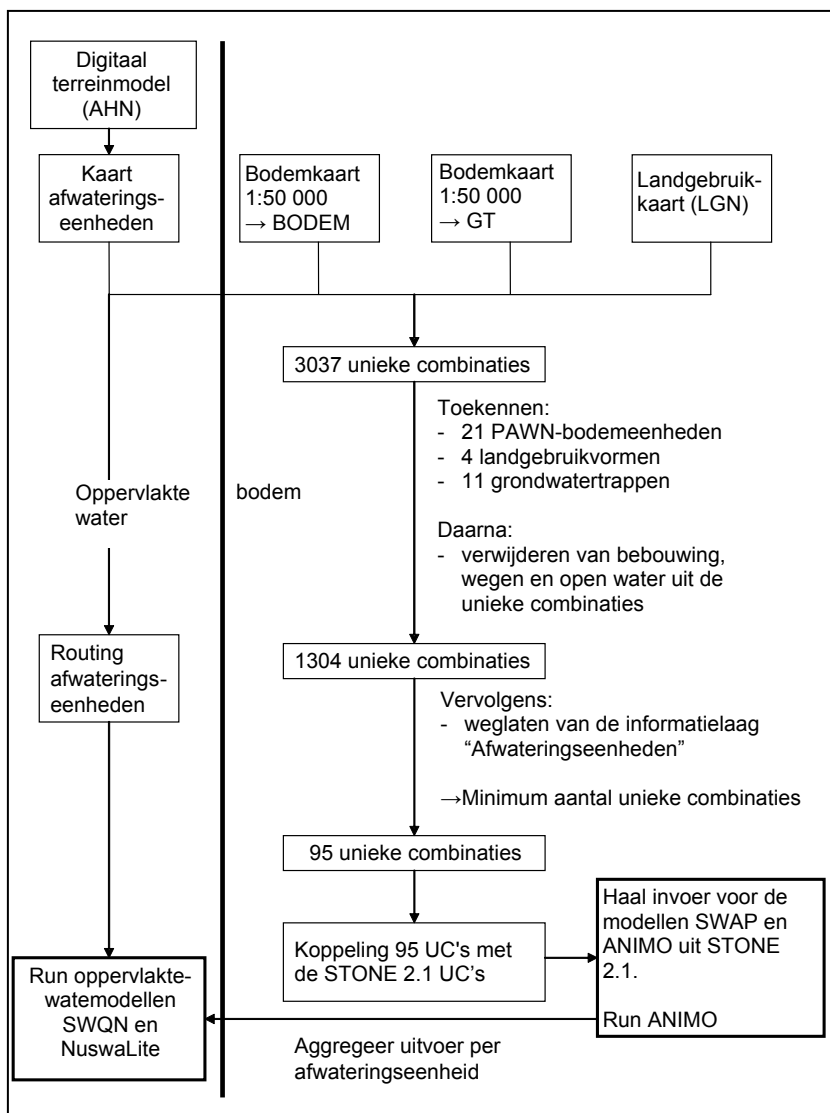
Figuur 5. Blokdiagram van de verschillende modules van het Fase 2 modelsysteem

3.3 Schematisatie Fase 2 modelsysteem

3.3.1 Schematisatie landsysteem

In Figuur 6 is een blokdiagram weergegeven van de verschillende onderdelen van de schematisering van Fase 2 van het modelsysteem.

Als basisinformatie voor de schematisering is gebruik gemaakt van afwateringseenheden voor de afwatering van grondwater naar oppervlaktewater (gebaseerd op het digitale Algemeen Hoogtebestand Nederland; AHN), het bestand Landelijk Grondgebruik Nederland (LGN4), en de 1:50000 bodemkaart voor de bodem en de grondwatertrappen. Een overzicht van deze basisinformatie wordt in Bijlage 4 gegeven.



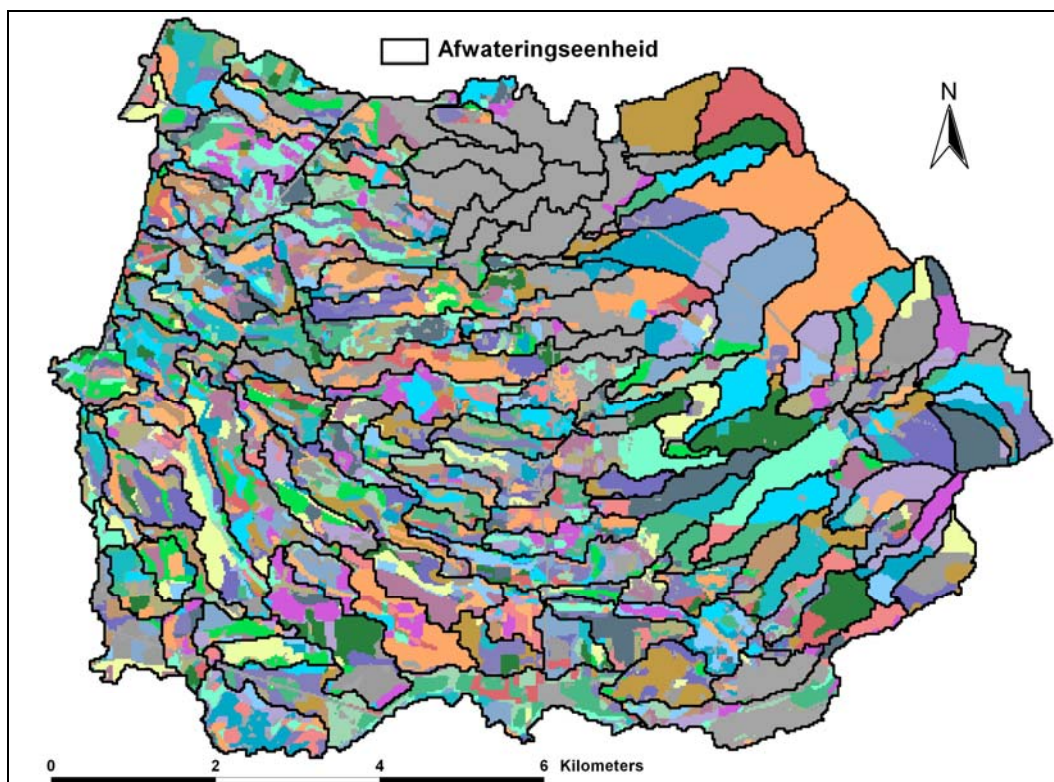
Figuur 6. Blokdiagram van het Fase 2 modelsysteem

Het verschil met de berekeningen van Fase 1 is, dat in Fase 1 alleen de STONE plots zijn geselecteerd, die binnen het stroomgebied liggen. Voor deze STONE plots zijn vervolgens de jaarlijkse (areaal gewogen) waterafvoer, stikstof- en fosforvrachten bepaald, op basis van een ruimtelijke resolutie van 250x250 meter (zie Jansen et al, 2006). Door deze groffe ruimtelijke resolutie, die gebaseerd is op landelijke unieke combinaties (waarbij bovendien nog een verdere stapsgewijze reductie van kenmerken heeft plaatsgevonden), worden veel detailgegevens niet meegenomen.

In Fase 2 is gerekend met een ruimtelijke resolutie van 25x25 meter en in tijdstappen van 10 dagen. Op basis van een gedetailleerde gebiedsschematisatie zijn de STONE plots opnieuw geselecteerd. Deze STONE plots hoeven dus niet altijd in het stroomgebied zelf te liggen. Uit een nadere analyse blijkt, dat van de 95 geselecteerde STONE plots er slechts 21 in het gebied zelf liggen (zie ook Bijlage 5). Wel

vertegenwoordigen de plots die in de PAWN districten⁸ 28 en 29 liggen het grootste deel van de oppervlakte (4700 ha van de 6500 ha waarvoor gerekend is).

Dit betekent niettemin, dat van een aanzienlijk deel van de unieke combinaties de bijbehorende parameters betrekking hebben op een ander gebied. In Bijlage 2 wordt beschreven hoe de modelinvoer (parameters en randvoorwaarden) in deze plots tot stand is gekomen.



Figuur 7 Ligging van de geselecteerde STONE plots in het stroomgebied van de Schuitemeek (in grijs de gebieden waarvoor geen simulaties zijn uitgevoerd)

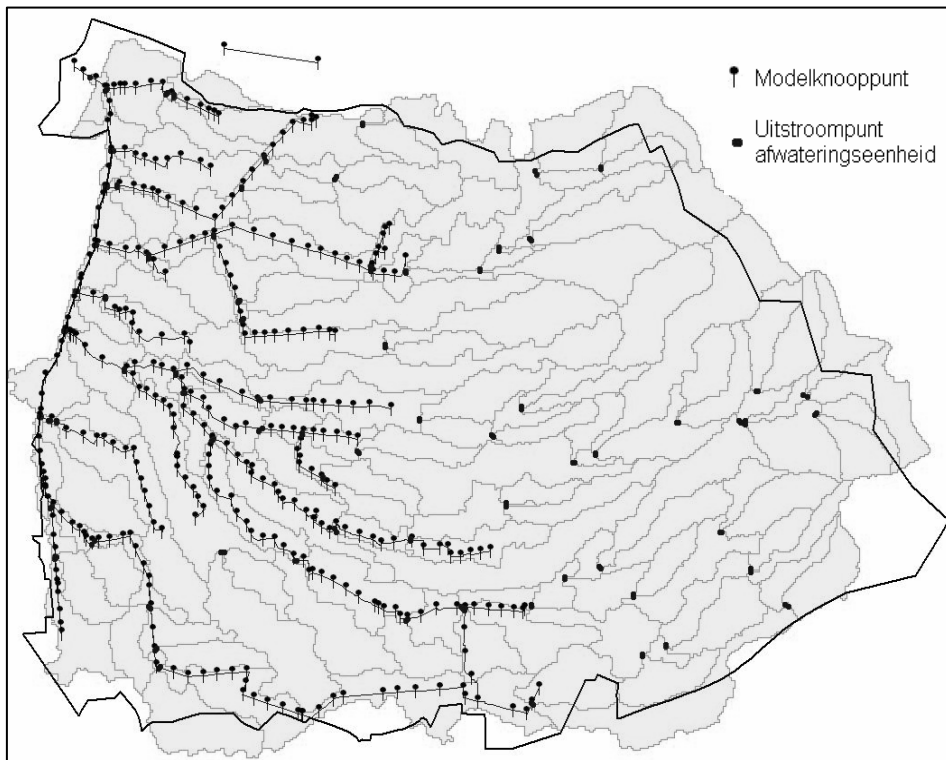
De gebiedsschematisatie voor het Fase 2 modelinstrumentarium heeft voor het stroomgebied van de Schuitemeek geresulteerd in 95 unieke combinaties (rekeneenheden) van landgebruik, bodem en grondwatertrappen. Voor deze unieke combinaties zijn de invoerbestanden voor het nutriëntenuitspoelingsmodel ANIMO evenals de rekenresultaten van het hydrologisch model SWAP (die als invoer dienen voor het model ANIMO) direct beschikbaar (in de STONE database).

⁸ Nederland is ingedeeld in 80 PAWN-districten (zie ook Figuur 42 en Bijlage 1). Deze PAWN-districten zijn voornamelijk ingedeeld op basis van kenmerken ten aanzien van waterbeheer en hydrologie. PAWN staat voor “Policy Analysis for the Water Management in The Netherlands”.

3.3.2 Schematisatie oppervlaktewatersysteem

In tegenstelling tot het Fase 1 modelinstrumentarium wordt in het Fase 2 modelsysteem het oppervlaktewatersysteem expliciet meegenomen. De gegevens met betrekking tot het oppervlaktewatersysteem zijn overgenomen van de leggergegevens van het Waterschap Veluwe. In Fase 2 zijn alleen de hoofdwaterringen in het oppervlaktewatermodel ingevoerd. Van de hoofdwaterringen zijn door het Waterschap gedetailleerde geometrische gegevens beschikbaar gesteld, inclusief een groot aantal dwarsprofielen. Van de kleinere waterringen waren geen geometrische gegevens beschikbaar, het merendeel hiervan staat bovendien een groot deel van het jaar droog.

Het oppervlaktewatersysteem in het stroomgebied van de Schuitenbeek is geschematiseerd tot 352 modelpunten. Deze punten zijn gekozen ter plaatse van stuwen en midden tussen de punten waarvan dwarsprofielen bekend zijn. Figuur 8 geeft de locaties van deze modelknooppunten weer. Voor de modelpunten zijn het bodemniveau en -breedte, taludhelling en oeverhoogte uit de dwarsprofielen overgenomen⁹. Voor een klein aantal waterringen, waarvoor geen dwarsprofielen beschikbaar waren, zijn deze geometrische gegevens geschat (door inter- en extrapolatie, en met behulp van de digitale hoogtekarte).

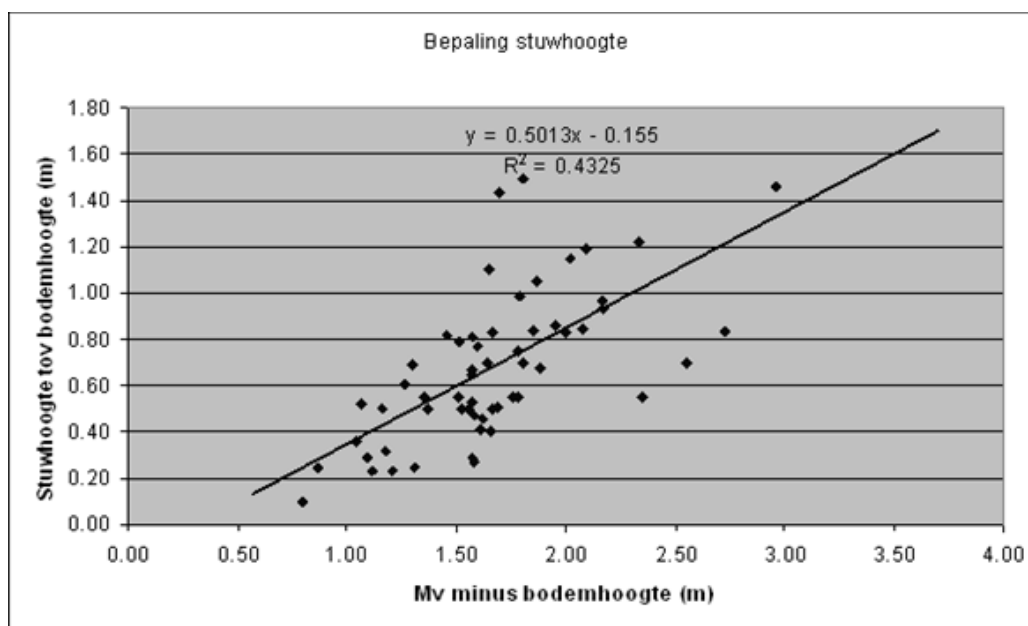


Figuur 8. Geschematiseerde waterlopen en de modelknooppunten in het stroomgebied van de Schuitenbeek.

⁹ Tussen opeenvolgende modelknooppunten (de oppervlaktewater secties) worden deze geometrische gegevens constant verondersteld, gelijk aan de waarden van het midden in de sectie gelegen dwarsprofiel.

De beschikbare gegevens van duikers zijn gebruikt als extra controle (op de bodemhoogte)¹⁰. Daarnaast is nog een aantal additionele kwaliteitscontroles uitgevoerd. Gecontroleerd is of de begin- en eindpunten van secties van waterlopen precies op elkaar aansluiten en kleine secties van waterlopen zijn samengevoegd tot secties van minimaal 10 meter lengte.

Van een groot deel van de stuwen zijn geen (nauwkeurige) stuwpeilen bekend. De stuwhoogten in de winter zijn geschat op basis van een (algemene) empirische relatie tussen de stuwhoogte ten opzichte van de bodem van de waterloop en het maaiveld ten opzichte van de bodem van de waterloop, ter plaatse van de stuw (Figuur 9).



Figuur 9. Relatie tussen stuwhoogte en maaiveldhoogte voor stuwen.

Voor stuwen met onbekende stuwhoogten is verder aangenomen, dat:

- het zomerpeil 0,25 m hoger is dan het winterpeil;
- de bovenkant van de kruin zich minimaal 0,20 m boven het bodemniveau van de waterloop bevindt;
- de constructiehoogte 0,20 m beneden maaiveld bedraagt.

Voor de 352 modelpunten zijn de afvoeren en oppervlaktewaterkwaliteit gesimuleerd met de modellen SWQN en NuswaLite (zie Bijlage 2). Hierbij wordt een tijdstap van 10 dagen gehanteerd voor de modelresultaten¹¹.

¹⁰ De duikers zijn echter niet afzonderlijk in de Fase 2 modelberekeningen ingevoerd, omdat de onderkant kan afwijken van de bodemhoogte, aangezien ze soms verzonken zijn. Ze dienen dus vooral als extra controle op onregelmatigheden in de leggerdata.

¹¹ Dit is de tijdstap voor de modeluitvoer. De rekestijdstap is veel kleiner.

3.3.3 Koppeling land- en oppervlaktewatersysteem

De koppeling tussen de modules van het landsysteem en de beide oppervlaktewatermodellen geschiedt via de afwateringseenheden. Iedere afwateringseenheid heeft een uitstroompunt, dat in principe wordt gekoppeld aan het dichtstbijzijnde knooppunt van het geschematiseerde oppervlaktewaterstelsel (zie Figuur 8). Voor de uitstroompunten die op meer dan 50 meter van een waterloop (knooppunt) liggen, heeft koppeling plaatsgevonden op basis van topografie en waterhuishouding.

Een groot gebied in het oostelijke deel van stroomgebied heeft geen zichtbare afwatering. Aangenomen is, dat de uitstroompunten die op meer dan een kilometer afstand van de waterlopen liggen, niet (significant) bijdragen aan de oppervlaktewater afvoer, en dat dit water via infiltratiekuilen en –greppels zal infiltreren naar het diepere grondwater. Om deze aanname te verifiëren zijn al deze oostelijke uitstroompunten gekoppeld aan één fictieve waterloop, die geen onderdeel van het oppervlaktewatersysteem in het gebied uitmaakt (zie Figuur 8; NNW in de figuur).

Door de beschreven koppeling tussen het land- en oppervlaktewatersysteem worden de stikstof- en fosforvrachten, die uit het landsysteem uitspoelen, doorgegeven aan het oppervlaktewater. Vervolgens worden de processen van nutriënten, die in het oppervlaktewatersysteem plaatsvinden, gesimuleerd (Bijlage 2).

4 Resultaten Fase 2

4.1 Inleiding

Voor de 95 geselecteerde STONE 2.1 plots zijn voor de periode van 1941 t/m 2000 berekeningen van de uitspoeling van nutriënten uitgevoerd. De rekenperiode van 1941 t/m 1985 wordt de initialisatieperiode genoemd (Boers et al, 1997). Deze berekeningen zijn nodig om de juiste begincondities te creëren (vooral ten aanzien van de fosfaatverzadigingsgraad van de bodem).

De periode van 1986 t/m 2000 is de periode waarin de modelresultaten worden vergeleken met de metingen. De berekeningen worden uitgevoerd tot het jaar 2000, omdat dit in het modelsysteem STONE 2.1 het laatste jaar is met werkelijke meteorologische gegevens.

De toetsing van het modelsysteem is afzonderlijk voor het land- en oppervlaktewatersysteem uitgevoerd. Daarnaast is onderscheid gemaakt tussen de modelonderdelen voor de waterkwantiteit en modelonderdelen voor de waterkwaliteit (zie ook Paragraaf 3.2). De diverse modelonderdelen zijn nader beschreven in Bijlage 1 (modules landsysteem) en Bijlage 2 (modules oppervlaktewatersysteem).

In dit hoofdstuk vindt achtereenvolgens toetsing plaats van:

- waterkwantiteitsmodule voor het landsysteem : Paragraaf 4.2.
- waterkwaliteitsmodule voor het landsysteem: Paragraaf 4.3
- waterkwantiteitsmodule voor het oppervlaktewatersysteem: Paragraaf 4.4.
- waterkwaliteitsmodule voor het oppervlaktewatersysteem: Paragraaf 4.5.

De toetsing van de berekende waterafvoer en nutriëntenuitspoeling is uitgevoerd op alle meetpunten, waarvoor in de periode 1986 t/m 2000 meetreeksen beschikbaar zijn (zie Paragraaf 2.2).

4.2 Waterkwantiteitsmodule voor het landsysteem

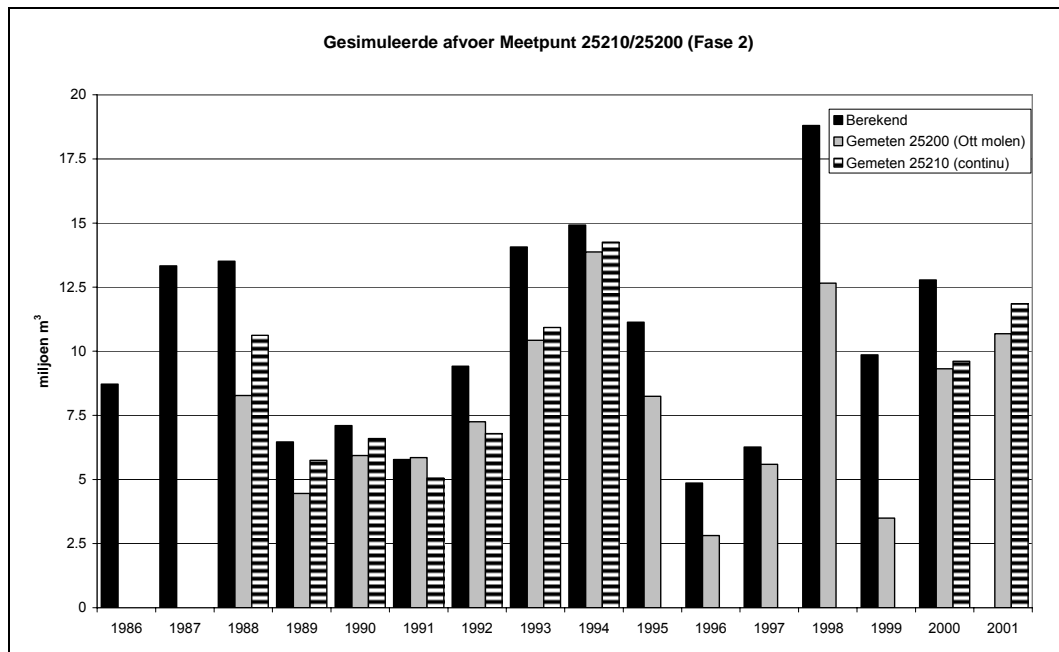
Voor de periode 1986 t/m 2000 zijn voor 8 meetpunten meetreeksen met een relatief grote hoeveelheid gegevens beschikbaar. Dit zijn de meetpunten 25200, 25201, 25210, 25220, 25221, 25301, 25311 en 25316 (zie ook Tabel 1). De locaties van deze meetpunten zijn weergegeven in Figuur 4. Alleen op meetpunt 25210 is de afvoer continu geregistreerd, op de andere meetpunten is de afvoer bepaald middels discrete afvoermetingen (molenmetingen).

4.2.1 Toetsing afvoeren

De toetsing van de afvoeren heeft plaatsgevonden, door

- voor alle 8 meetpunten de gesimuleerde en gemeten afvoeren te vergelijken (Bijlage 6);
- voor de meetpunten 25200, 25201, 25210, 25301, 25311 en 25316 ook het verloop van de gesimuleerde en gemeten cumulatieve afvoeren¹² op jaarbasis te vergelijken (Bijlage 6)¹³. Met uitzondering van het continue meetpunt zijn deze gemeten cumulatieve afvoeren bepaald door interpolatie van (een beperkt aantal) discrete afvoermetingen¹⁴, zodat voor deze meetpunten de “gemeten cumulatieve afvoeren” als indicatief moeten worden beschouwd;
- voor de meetpunten 25200, 25201, 25210, 25301, 25311 en 25316 ook de gesimuleerde en gemeten jaarafvoeren te vergelijken (Bijlage 6).

Uit Bijlage 6 volgt, dat voor alle meetpunten structureel een hogere afvoer wordt berekend dan gemeten. Dit wordt bevestigd door het overzicht in Tabel 6, waarin de verschillen tussen de gemiddelde jaarafvoeren is weergegeven. Ter illustratie worden in Figuur 10 de berekende en gemeten jaarafvoeren weergegeven ter plaatse van de benedenstroomse meetpunten 25200/25210. Deze punten bevinden zich op vrijwel dezelfde locatie waarbij op 25210 continue afvoerregistratie plaatsvindt, en op Meetpunt 25200 afvoermetingen met een Ott-molen. In vrijwel alle jaren is de berekende afvoer hoger dan de gemeten afvoer.



Figuur 10. Gesimuleerde en gemeten jaarafvoeren ter plaatse van continu meetpunt.

¹² Dit is de berekende cumulatieve jaarafvoer op basis van de metingen.

¹³ Voor de meetpunten 25220 en 25221 was dit niet zinvol vanwege discontinuïteiten in de meetserie

¹⁴ Hierbij is de “trapezium regel” toegepast op reeksen zonder (grote) hiaten of duidelijke clustering van gegevens.

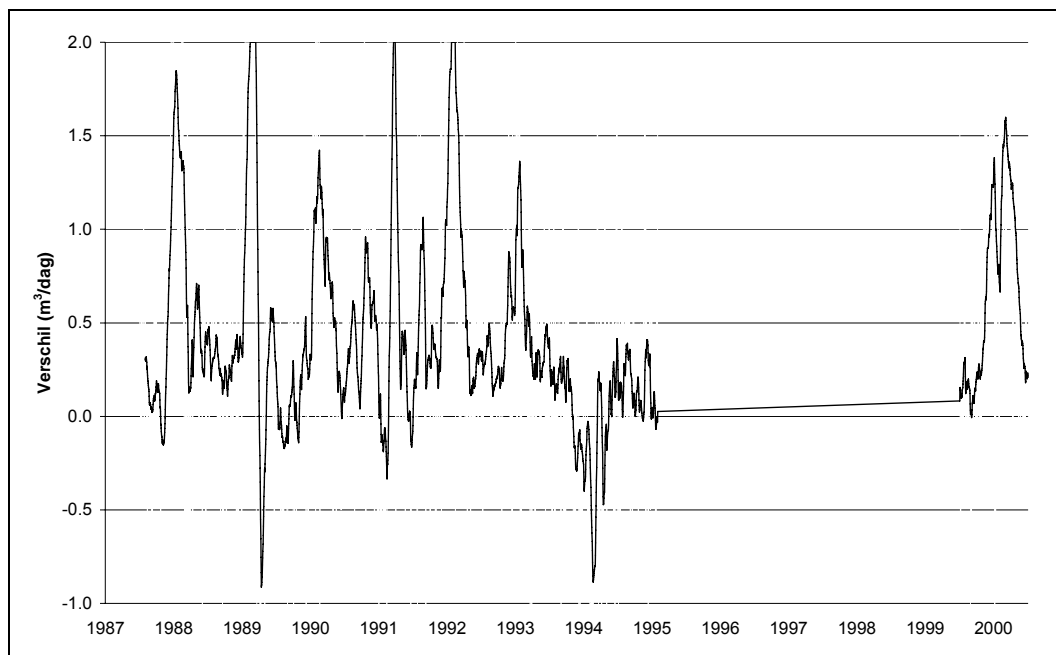
Tabel 6. *Verskil gesimuleerde en gemeten gemiddelde jaarafvoeren.*

| Meetpunt | Gemiddelde jaarafvoer (miljoen m ³) | | Periode(s) ¹⁵ |
|-----------------|---|-------------------------------|--------------------------|
| | Gesimuleerd | Bepaald op basis van metingen | |
| 25201 | 13,8 * | 11,0 | 1986-1993 |
| 25200 | 10,4 | 7,6 | 1988-2000 |
| 25210 (continu) | 10,5 | 8,7 | 1988-1994, 2000 |
| 25311 | 6,9 | 4,3 | 1992-2000 |
| 25301 | 4,9 | 3,3 | 1996-1998 |
| 25316 | 2,8 | 1,5 | 1996-1998 |

* In Fase 1 was over dezelfde periode 9,0 miljoen m³ berekend

Er is geen relatie zichtbaar tussen de grootte van de afwijking van de jaarafvoeren en de hydrologische karakterisering van het desbetreffende jaar (normaal, droog of nat jaar).

Figuur 11 laat zien, dat de overschatting doorgaans gedurende het gehele jaar optreedt, en dat geen duidelijke periode binnen het jaar is aan te duiden.



Figuur 11. *Relatieve verschillen¹⁶ tussen gemeten en berekende afvoer (residuen)*

De dynamiek van de afvoer (temporele variatie) wordt door het Fase 2 modelsysteem goed gevolgd, maar de extreme waarden worden niet altijd juist gesimuleerd (zie ook Bijlage 6). Dit is inherent aan de in het modelsysteem gehanteerde tijdstap van 10 dagen. Het Schuitenbeekgebied is een relatief klein stroomgebied en de reactietijd van de afvoer op (extreme) neerslag is kort, waarbij dus relatief hoge afvoerpieken

¹⁵ De gemiddelde gesimuleerde jaarafvoer betreft alleen de periode(s) met meetgegevens.

¹⁶ Berekend als $2 \cdot (\text{Berekende dagafvoer} - \text{Gemeten dagafvoer}) / (\text{Berekende dagafvoer} + \text{Gemeten dagafvoer})$.

gedurende relatief korte tijd kunnen optreden. Door met een tijdstap van 10 dagen te rekenen worden deze afvoerpieken in de modelberekeningen gedempt.

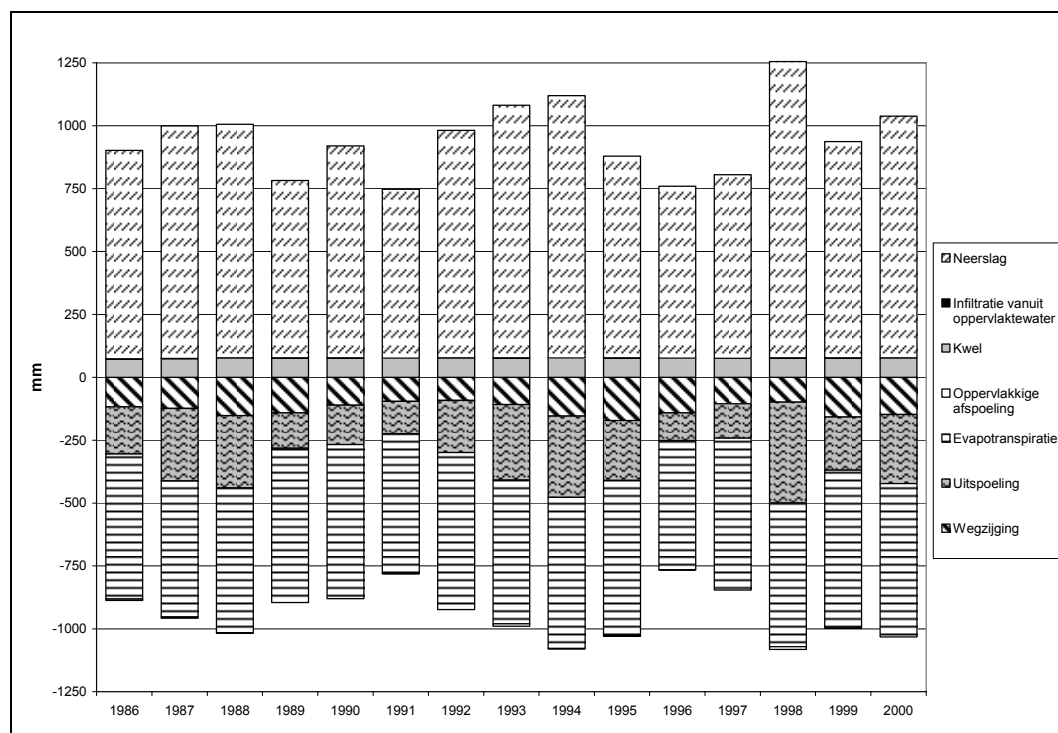
De resultaten van het Fase 2 modelsysteem ten aanzien van de water afvoer zijn sterk verschillend van de resultaten van het Fase 1 modelsysteem (zie Jansen et al, 2006). De gesimuleerde gemiddelde jaarafvoer op het uitstroompunt (25201) is toegenomen van 9,0 miljoen m³ (Fase 1) naar 13,8 miljoen m³. In Paragraaf 5.1 wordt een nadere analyse van deze verschillen gegeven.

4.2.2 Waterbalansen

Stroomgebied

Figuur 12 geeft de gesimuleerde waterbalanstermen op jaarbasis weer voor het gehele stroomgebied. Hieruit blijkt, dat sommige waterbalanstermen sterk variëren, terwijl andere termen vrijwel constant blijven.

De jaarlijkse afvoer van het stroomgebied varieert sterk en is sterk gerelateerd aan het neerslagoverschot. De kwel en wegzijging zijn tamelijk constant. De oppervlakkige afstroming en de infiltratie vanuit het oppervlaktewater zijn te verwaarlozen ten opzichte van de andere balanstermen.



Figuur 12. Gesimuleerde jaarlijkse waterbalansen 1986-2000 (Fase 2)

Om deze waterbalansen te kunnen vergelijken met de resultaten in de systeemverkenning zijn ook de gemeten en berekende jaarlijkse neerslag- en

verdampingshoeveelheden vergeleken (Bijlage 7) en zijn langjarige gemiddelde gesimuleerde balanstermen berekend (Tabel 7).

Tabel 7. Gesimuleerde waterbalans van het landsysteem over de periode 1986-2000 (Fase 2)

| Hele stroomgebied | | Oppervlakte balansgebied: 6514ha | | | |
|-------------------------------------|--|----------------------------------|-------|--------------------------|------|
| IN | | 10 ⁶ m ³ | mm | UIT | |
| Neerslag | | 56,7 | 870,7 | Oppervlakkige afspoeling | 0,2 |
| Infiltratie vanuit oppervlaktewater | | 0,02 | 0,4 | Verdamping | 38,3 |
| Kwel | | 5,0 | 76,4 | Ontwatering | 14,7 |
| | | | | Wegzijging | 8,3 |
| Totaal | | 61,7 | 947,5 | Totaal | 61,5 |
| Berging | | | | | 3,2 |

Uit Bijlage 7 volgt, dat de gesimuleerde jaarlijkse neerslag gemiddeld minder dan 1 % afwijkt van de gemeten jaarlijkse neerslag en hiermee dus nog iets is verbeterd ten opzichte van het Fase 1 modelsysteem. De gesimuleerde verdamping is vrijwel gelijk aan de in Fase 1 berekende verdamping (Jansen et al, 2006)¹⁷.

De gemiddelde gesimuleerde jaarlijkse afvoer van 14,7 miljoen m³ is echter hoger dan de gemeten afvoer van 11 à 12 miljoen m³ (in Fase 1 was de gesimuleerde jaarlijkse afvoer te laag: 9 miljoen m³).

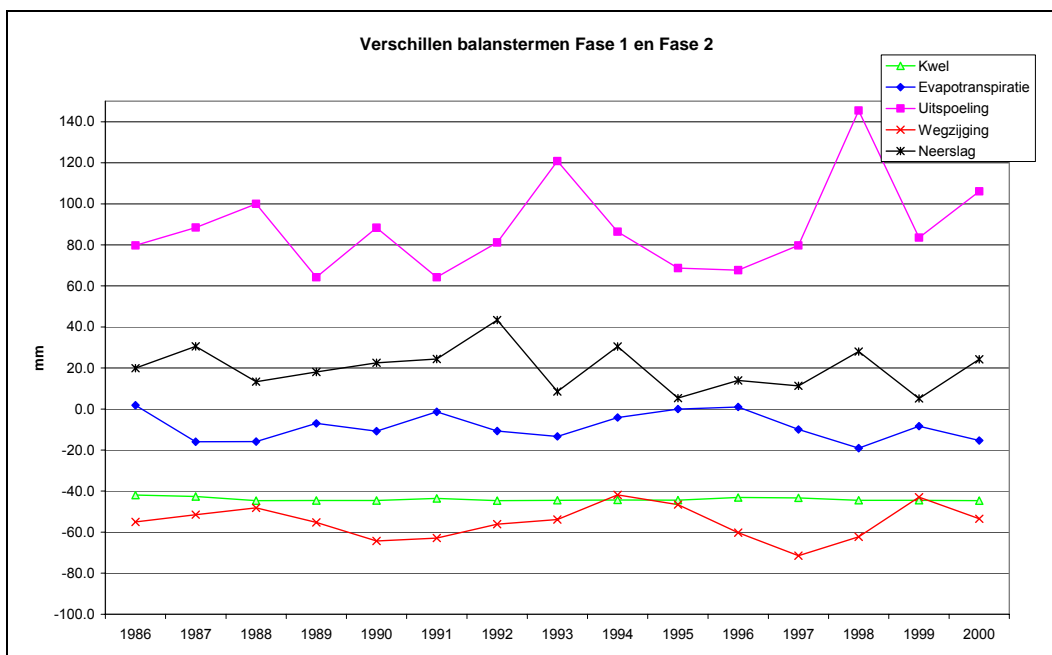
Het Fase 2 modelsysteem berekent, dat de wegzijging op jaarbasis ongeveer 3 miljoen m³ meer is dan de kwel, hetgeen in overeenstemming is met de systeemverkenning (Jansen et al, 2004). In de systeemverkenning was echter ook een component grondwateronttrekkingen opgenomen van 4 miljoen m³, die in het Fase 2 modelsysteem in de kwel- en wegzijging wordt verdisconteerd.

Wanneer de verschillen tussen de Fase 1 en Fase 2 modelberekeningen nader worden geanalyseerd, blijkt dat vooral de kwel- en wegzijging sterk verschillen (Figuur 13). In de Fase 2 modelberekeningen is de kwel hoger en de wegzijging lager¹⁸ in vergelijking met Fase 1. Dit is de belangrijkste oorzaak, dat de gesimuleerde afvoeren in Fase 2 te hoog zijn. De verschillen in de berekeningen van kwel- en wegzijging zijn vooral toe te schrijven aan de verschillen in ruimtelijke schematisatie¹⁹ (zie Paragraaf 5.1).

¹⁷ In de rapportage van Fase 1 was geconcludeerd, dat de met het Fase 1 modelsysteem berekende verdamping waarschijnlijk betrouwbaarder is dan de gegevens in de systeemverkenning, omdat in de berekeningen de interceptieverdamping beter wordt verdisconteerd (Jansen et al, 2006).

¹⁸ De wegzijging is een negatieve waterbalansterm. Omdat de wegzijging in Fase 2 minder is dan in Fase 1 wordt in Figuur 13 een negatief verschil weergegeven.

¹⁹ De ruimtelijke resolutie verschilt een factor 100 (zie ook Paragraaf 5.1).



Figuur 13. Verschillen in berekende waterbalanstermen tussen de Fase 1 en Fase 2 modelsystemen

Deelstroomgebieden

Met het Fase 2 modelstelsel is het mogelijk om waterbalansen voor deelstroomgebieden te berekenen, teneinde ruimtelijke verschillen in de waterbalanstermen te kunnen analyseren.

De waterbalans van het gehele vanggebied bovenstrooms van het continue meetpunt (3348 ha) is weergegeven in Tabel 8. Tabel 9. geeft de waterbalans voor het stroomgebied van de Veldbeek (2048 ha; meetpunt 25311).

Tenslotte zijn nog waterbalansen opgesteld voor enkele karakteristieke bovenstroomse deelstroomgebieden:

- Tabel 10: Meetpunt 25316: Middelloop Veldbeek; gebied met een relatief groot aandeel natuurgebied (1048 ha)
- Tabel 11: Meetpunt 25318: Knapzaksteeg (noordelijke zijtak Veldbeek, vooral door landbouw beïnvloed gebied; 161 ha).

Wanneer deze balansen worden vergeleken, valt op dat de component wegzijging duidelijk groter wordt, naarmate een meer bovenstrooms deelstroomgebied wordt beschouwd. Dit is op basis van de systeemverkenning ook te verwachten. Ten aanzien van de berekende kwelintensiteit en de afvoer (uitspoeling) is deze ruimtelijke trend een stuk minder duidelijk.

Tabel 8. Gesimuleerde waterbalans (landsysteem) voor het vanggebied van Meetpunt 25200/25210 (continu meetpunt) over de periode 1986-2000 (Fase 2)

| Meetpunt 25200/25210 Oppervlakte balansgebied: 3348 ha ²⁰ | | | | | |
|--|--------------------------------|-------|--------------------------|--------------------------------|-------|
| IN | 10 ⁶ m ³ | mm | UIT | 10 ⁶ m ³ | mm |
| Neerslag | 28,7 | 857,2 | Oppervlakkige afspoeling | 0,1 | 3,5 |
| Infiltratie vanuit oppervlaktewater | 0,01 | 0,4 | Verdamping | 18,5 | 554,4 |
| Kwel | 3,3 | 99,2 | Ontwatering | 10,5 | 312,6 |
| Totaal | 32,0 | 956,8 | Wegzijging | 2,8 | 84,8 |
| Berging | | | Totaal | 32,0 | 955,3 |
| | | | | 0,1 | 1,5 |

Tabel 9. Gesimuleerde waterbalans (landsysteem) voor het vanggebied van de Veldbeek (Meetpunt 25311) over de periode 1986-2000 (Fase 2)

| Meetpunt 25311 Oppervlakte balansgebied: 2048 ha | | | | | |
|--|--------------------------------|-------|--------------------------|--------------------------------|-------|
| IN | 10 ⁶ m ³ | mm | UIT | 10 ⁶ m ³ | mm |
| Neerslag | 17,6 | 859,3 | Oppervlakkige afspoeling | 0,1 | 3,2 |
| Infiltratie vanuit oppervlaktewater | 0,01 | 0,4 | Verdamping | 11,5 | 559,4 |
| Kwel | 2,1 | 104,5 | Ontwatering | 6,2 | 303,0 |
| Totaal | 19,7 | 964,3 | Wegzijging | 2,0 | 96,3 |
| Berging | | | Totaal | 19,7 | 961,8 |
| | | | | 0,1 | 2,4 |

²⁰De genoemde oppervlaktes in Tabel 8 t/m Tabel 11 betreft alleen het gebied met zichtbare afwatering. Aangenomen is, dat het oostelijk deel van het stroomgebied (gebied waarvan de uitstroompunten op meer dan een kilometer afstand van de waterlopen liggen) niet (significant) bijdraagt aan de oppervlaktewater afvoer, en dat dit water via infiltratiekuilen en –greppels zal infiltreren naar het diepere grondwater (zie Paragraaf 3.3.3). Om deze aanname te verifiëren is ook de waterbalans van dit gebied zonder zichtbare afwatering opgesteld:

| Gebied zonder zichtbare afwatering (2040 ha) | | | | | |
|--|--------------------------------|-------|--------------------------|--------------------------------|-------|
| IN | 10 ⁶ m ³ | mm | UIT | 10 ⁶ m ³ | mm |
| Neerslag | 18,1 | 889,0 | Oppervlakkige afspoeling | <0,01 | 0,2 |
| Infiltratie vanuit oppervlaktewater | <0,01 | 0,03 | Verdamping | 13,6 | 666,3 |
| Kwel | 0,02 | 1,0 | Ontwatering | 0,1 | 6,6 |
| Totaal | 18,2 | 890,0 | Wegzijging | 4,3 | 210,5 |
| Berging | | | Totaal | 18,0 | 883,7 |
| | | | | 0,1 | 6,4 |

Uit deze waterbalans blijkt inderdaad, dat de afvoer (ontwatering) uit dit gebied zeer gering is, en dat vrijwel het gehele neerslagoverschot infiltreert.

Tabel 10. Gesimuleerde waterbalans (landsysteem) voor het vanggebied van Meetpunt 25316 over de periode 1986-2000 (Fase 2)

| Meetpunt 25316 (overwegend natuur) | | Oppervlakte balansgebied: 1048 ha | | | |
|-------------------------------------|--------------------------------|-----------------------------------|--------------------------|--------------------------------|-------|
| IN | 10 ⁶ m ³ | mm | UIT | 10 ⁶ m ³ | mm |
| Neerslag | 8,9 | 852,4 | Oppervlakkige afspoeling | 0,03 | 2,8 |
| Infiltratie vanuit oppervlaktewater | <0,01 | 0,4 | Verdamping | 5,9 | 566,6 |
| Kwel | 1,0 | 94,0 | Ontwatering | 3,0 | 283,2 |
| | | | Wegzijging | 1,0 | 92,6 |
| Totaal | 9,9 | 946,7 | Totaal | 9,9 | 945,2 |
| Berging | | | | 0,02 | 1,5 |

Tabel 11. Gesimuleerde waterbalans (landsysteem) voor het vanggebied van de Knapzaksteeg (Meetpunt 25318) over de periode 1986-2000 (Fase 2)

| Meetpunt 25318 (overwegend landbouw) | | Oppervlakte balansgebied: 161 ha | | | |
|--------------------------------------|--------------------------------|----------------------------------|--------------------------|--------------------------------|-------|
| IN | 10 ⁶ m ³ | mm | UIT | 10 ⁶ m ³ | mm |
| Neerslag | 1,4 | 876,2 | Oppervlakkige afspoeling | <0,01 | 3,5 |
| Infiltratie vanuit oppervlaktewater | <0,01 | 0,6 | Verdamping | 0,9 | 542,0 |
| Kwel | 0,2 | 115,5 | Ontwatering | 0,5 | 306,9 |
| | | | Wegzijging | 0,2 | 131,9 |
| Totaal | 1,6 | 992,3 | Totaal | 1,6 | 984,3 |
| Berging | | | | 0,01 | 8,0 |

4.3 Waterkwaliteitsmodule voor het landsysteem

Voor de periode 1986 t/m 2000 zijn voor 13 meetpunten meetreeksen met een relatief grote hoeveelheid gegevens beschikbaar. Dit zijn de meetpunten 25200, 25201, 25202, 25210, 25220, 25221, 25301, 25302, 25305, 25311, 25312, 25316 en 25317. De locaties van deze meetpunten zijn weergegeven in Figuur 4. Voor de toetsing van de waterkwaliteitsmodule voor het landsysteem is meetpunt 25302 ongeschikt²¹.

Alleen op meetpunt 25210 zijn de concentraties stikstof en fosfor debietproportioneel geregistreerd, op de andere meetpunten zijn steekmonsters genomen.

4.3.1 Toetsing concentraties

De toetsing van de concentraties heeft plaatsgevonden, door voor alle 12 meetpunten de gesimuleerde en gemeten concentratie stikstof en fosfor te vergelijken (Bijlage 8). Hierbij is onderscheid gemaakt tussen mineraal-, organisch- en totaalstikstof en -fosfor.

Uit Bijlage 8 volgt, dat voor vrijwel alle meetpunten hogere concentraties stikstof en fosfor worden berekend dan gemeten, vooral mineraal- (en dus ook totaal) stikstof en fosfor. Dit geldt ook duidelijk voor het benedenstrooms gelegen continue meetpunt (Figuur 14).

²¹ Vanwege de slechte ligging ten opzichte van de afwateringseenheden.

Voor fosfor wordt deze overschatting op alle meetpunten berekend. Voor stikstof lijkt deze overschatting op de meer stroomopwaarts gelegen meetpunten (25202, 25301, 25305, 25316 en 25317) wat minder te zijn, echter met uitzondering van het geheel stroomopwaarts gelegen meetpunt 25312 (dat omringd is door landbouwgrond)²².

De berekende stikstof- en fosforconcentraties gelden voor het water dat vanuit het landsysteem afwatert op het oppervlaktewatersysteem. De processen in het oppervlaktewater (retentie) zijn hierin dus niet meegenomen (zie hiervoor Paragraaf 4.5). Dat voor de nutriënten hogere concentraties worden gesimuleerd dan is gemeten, komt daarom overeen met de verwachting.

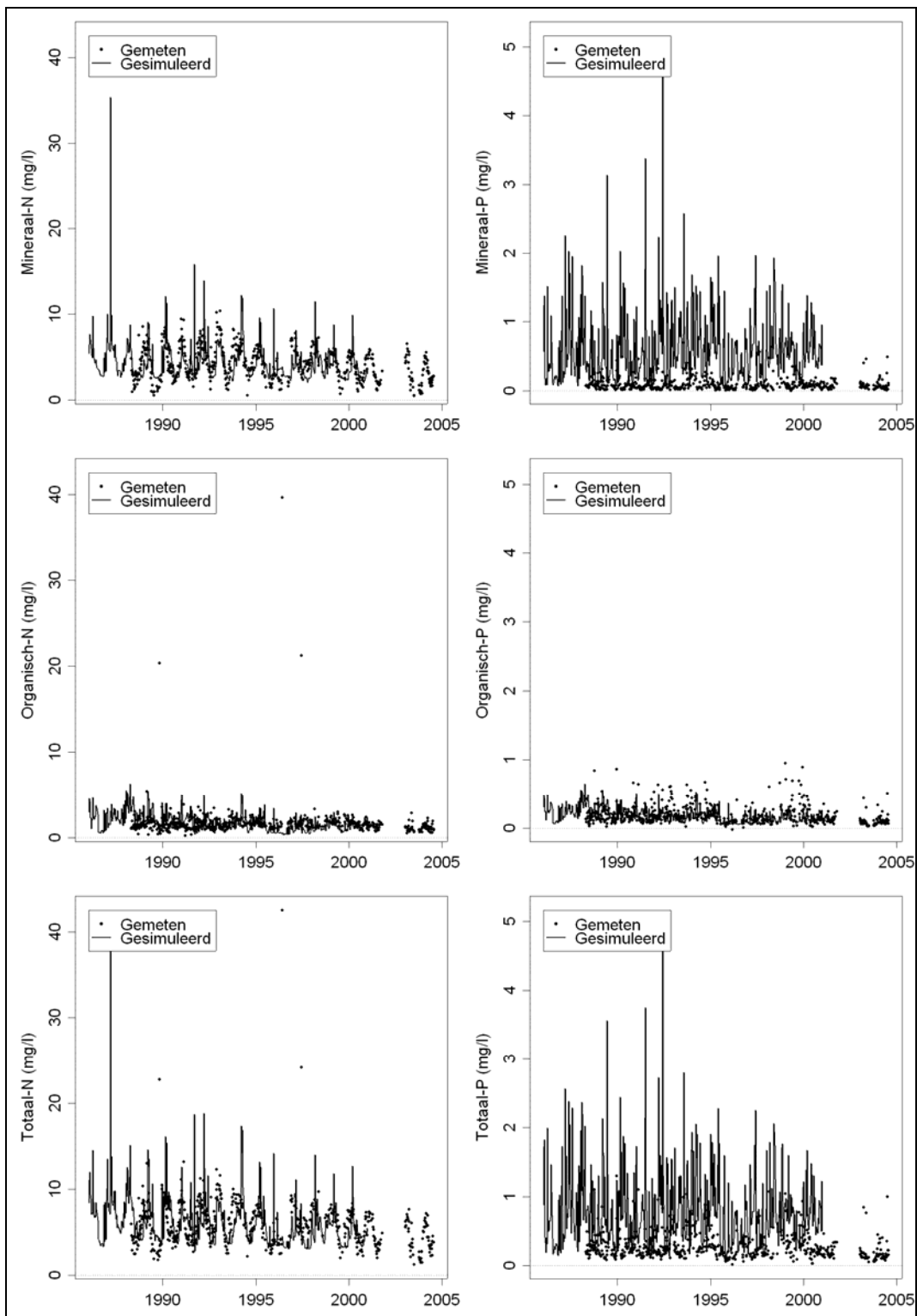
Voor de periode 1986 t/m 2000 wordt door het Fase 2 modelsysteem op het uitstroompunt (25201) een gemiddelde concentratie van totaal-stikstof van 6,0 mg/l berekend. De gemiddelde gemeten concentratie totaal-stikstof bedroeg 5,4 mg/l (ongeveer 700 metingen). Voor dezelfde periode wordt een gemiddelde concentratie van totaal-fosfor van 0,76 mg/l berekend. De gemiddelde gemeten concentratie totaal-fosfor bedroeg 0,35 mg/l.

Wanneer deze verschillen uitsluitend zouden worden toegeschreven aan de processen in het oppervlaktewater (retentie), zou dit betekenen, dat in het oppervlaktewater 11 % van het totaal-stikstof dat uit het landsysteem uitspoelt wordt omgezet, en 54 % van het totaal-fosfor. Omdat 50 % vaak als een richtwaarde (landelijke gemiddelde) voor de retentie wordt aangenomen, vertegenwoordigen de voor het Schuitenbeekgebied berekende concentraties totaal-P, qua ordegrrootte, alleszins redelijke waarden²³. Voor totaal-N is deze retentie relatief laag. Dit kan worden verklaard doordat voor totaal-N andere retentieprocessen een rol spelen, en de verblijftijden in het systeem kort zijn (zie ook de paragrafen 4.5, 5.1 en 5.3).

Op basis van bovenstaande toetsing kan worden geconcludeerd, dat de processen in het oppervlaktewater sterk bepalend zijn voor de oppervlaktewaterkwaliteit, vooral voor fosfor.

²² Ook uit de analyse van de meetseries (in het kader van het opstellen van het meetplan voor 2006) bleek, dat op dit punt de oppervlaktewaterkwaliteit afwijkt van het algemene beeld. Mogelijk spelen lokale effecten hier een rol (zie ook Jansen en Sicco Smit, 2006).

²³ Ook wanneer rekening wordt gehouden met de overschatting van de gesimuleerde afvoer. Hierbij moet de kanttekening worden geplaatst, dat het stroomgebied van de Schuitenbeek relatief klein is en wellicht niet representatief voor het landelijke gemiddelde.



Figuur 14. Gesimuleerde en gemeten concentraties stikstof en fosfor op Meetpunt 25210, continu meetpunt (Fase 2 landsysteem)

4.3.2 Stofbalansen

4.3.2.1 Stikstof

Stroomgebied

Tabel 12 geeft de gemiddelde gesimuleerde stofbalansen voor totaal-stikstof in het stroomgebied weer.

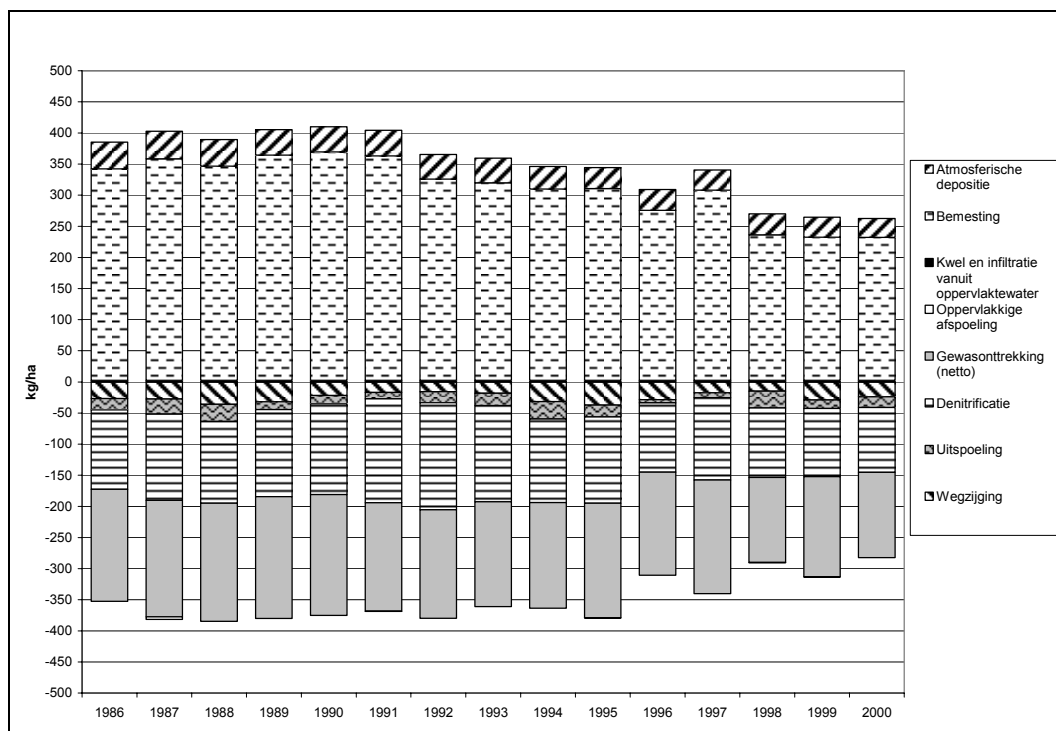
Tabel 12. Gesimuleerde stikstofbalans van het landsysteem over de periode 1986-2000 (Fase 2)

| Oppervlakte balansgebied: 6514 ha | | | | | |
|-----------------------------------|--------------------|---------------------|--------------------------|--------------------|---------------------|
| IN | 10 ³ kg | kg.ha ⁻¹ | UIT | 10 ³ kg | kg.ha ⁻¹ |
| Atmosferische depositie | 244,9 | 37,6 | Oppervlakkige afspoeling | 2,3 | 0,3 |
| | | | Ammoniakvervluchtiging | 0 | 0 |
| Bemesting | 2022,8 | 310,5 | Denitrificatie | 876,6 | 134,6 |
| Infiltratie | 0,1 | 0,01 | Netto gewasonttrekking | 1129,9 | 173,4 |
| Kwel | 16,4 | 2,5 | Uitspoeling | 113,7 | 17,4 |
| | | | Wegzijging | 163,8 | 25,1 |
| Totaal | 2284,2 | 350,6 | Totaal | 2286,3 | 350,8 |
| Berging | | | | 2,1 | 0,4 |

Volgens deze berekeningen is de bemesting, evenals bij de Fase 1 modelberekeningen, verreweg de grootste bron van stikstof. Stikstof wordt vooral afgevoerd door het gewas en door denitrificatie. De hoeveelheid stikstof die door uitspoeling in het oppervlaktewater terecht komt is klein ten opzichte van de overige stofbalansen. Vergelijken met de Fase 1 modelberekeningen is deze term nu aanzienlijk groter ten opzichte van de afvoer van stikstof door wegzijging. Wel is de berekende belasting van het diepe grondwater nog steeds groter dan de belasting van het oppervlaktewater (op stroomgebiedsniveau)²⁴.

Figuur 15 geeft voor totaal-N de gesimuleerde stofbalansen op jaarbasis weer. Het bemestingsniveau vertoont sinds de jaren 90 een dalende trend. Deze dalende trend heeft vooral effect op de gewasopname en denitrificatie. De afname van de berekende uitspoeling is ongeveer 25% (zie verderop in deze paragraaf).

²⁴ In de berekeningen met het Fase 1 modelsysteem was de stikstofbelasting van het diepe grondwater (op stroomgebiedsniveau) twee tot drie keer zo groot als de belasting van het oppervlaktewater (Jansen et al, 2006).



Figuur 15. Gesimuleerde jaarlijkse stofbalansen Totaal-N 1986-2000 (Fase 2)

Deelstroomgebieden

Met het Fase 2 modelsysteem is het ook mogelijk om (jaarlijkse) stikstofbalansen voor deelstroomgebieden te berekenen, teneinde de ruimtelijke en temporele verschillen in de balanstermen te kunnen analyseren.

Voor een aantal geselecteerde meetpunten zijn de jaarlijkse stofbalansen voor totaalstikstof weergegeven in Bijlage 9.

Het betreft de volgende meetpunten:

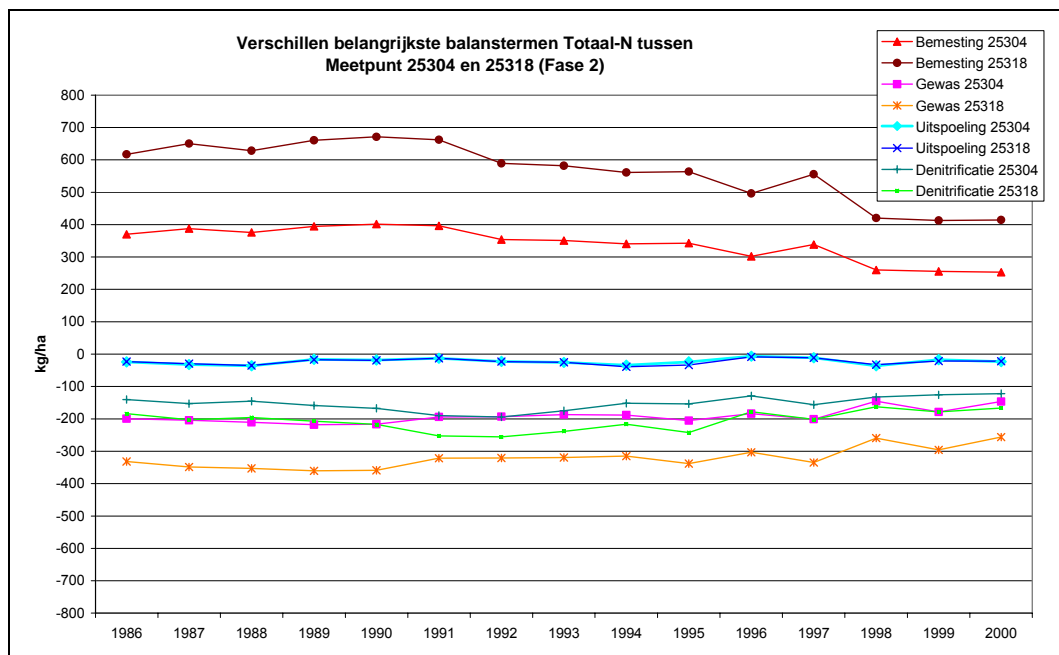
- 25210: Gehele vanggebied bovenstrooms van het continue meetpunt (3348 ha)
- 25311: Stroomgebied van de Veldbeek (2048 ha)
- 25217: Bovenstroomse zijtak van de Schuitenbeek; vooral door landbouw beïnvloed gebied (115 ha);
- 25304: Bovenloop Veldbeek; vooral door natuur beïnvloed gebied (528 ha);
- 25316: Middenloop Veldbeek; gebied met een relatief groot aandeel natuurgebied (1048 ha)
- 25318: Knapzaksteeg (noordelijke zijtak Veldbeek, vooral door landbouw beïnvloed gebied; 161 ha);

Ook zijn stofbalansen opgesteld voor het gebied waar geen zichtbare oppervlaktewater afvoer is.

Deze jaarlijkse stofbalansen laten grote verschillen zien tussen de meetpunten die overwegend door landbouw worden beïnvloed (bijvoorbeeld meetpunt 25217 en

25318) en de meetpunten met bovenstrooms overwegend natuurgebieden (meetpunt 25304 en 25316), vooral ten aanzien van de stikstofbelasting door bemesting.

In Figuur 16 zijn de belangrijkste componenten van deze stikstofbalansen weergegeven voor de meetpunten 25304 (met overwegend natuurgebied bovenstrooms) en 25318 (met overwegend landbouwgebied bovenstrooms). De uitspoeling is voor beide punten met ongeveer 25 % afgenomen sinds in het begin van de jaren negentig de bemestingniveaus sterk zijn afgenomen. Het effect van het mestbeleid is, in absolute zin, echter groter op andere balansposten.



Figuur 16. Verschil balanstermen Totaal-N tussen Meetpunt 25304 (natuur) en 25318 (landbouw)

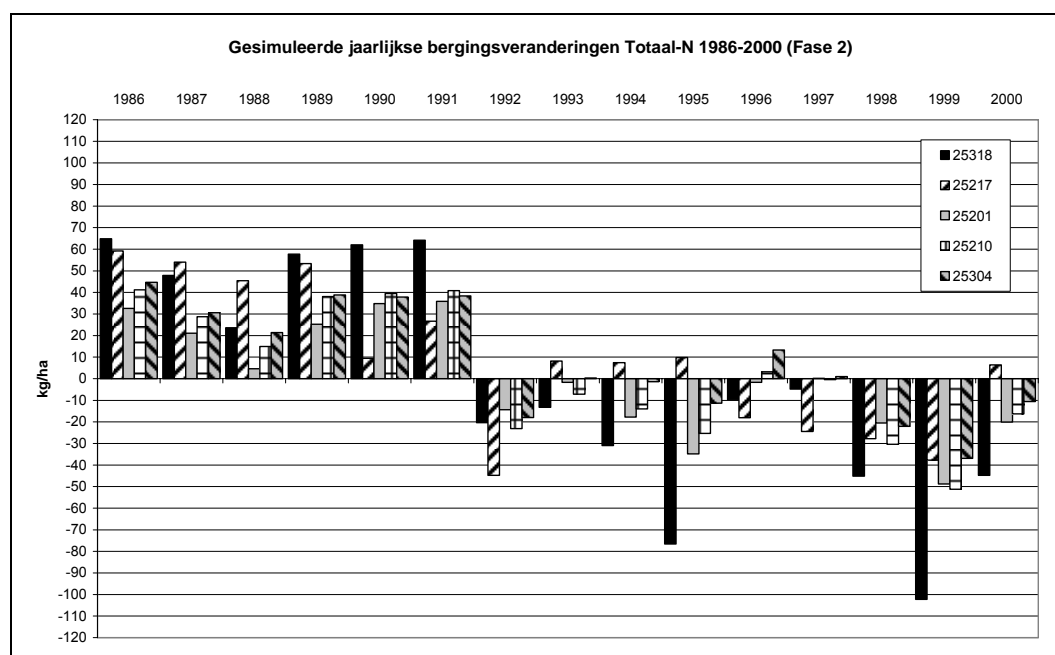
In Tabel 14 en Tabel 13 is dit nader onderzocht door voor beide meetpunten de gemiddelde stikstofbalans in de periode 1986-1990 te vergelijken met de periode 1995-2000. De afname van het bemestingniveau heeft op beide meetpunten vooral invloed op de gewasopname en, in mindere mate, de denitrificatie (zie ook Figuur 16). Ook neemt de opslag van stikstof in de bodem sinds 1992 af (Tabel 13, Tabel 14 en Figuur 17).

Tabel 13. Verschil gesimuleerde gemiddelde stikstofbalans van het landsysteem in de periode 1986-1990 en de periode 1996-2000 voor meetpunt 25304 (overwegend natuur)

| IN (kg.ha ⁻¹) | 1986-1990 | 1995-2000 | UIT (kg.ha ⁻¹) | 1986-1990 | 1995-2000 |
|---------------------------|-----------|-----------|----------------------------|-----------|-----------|
| Atmosferische depositie | 40,8 | 31,6 | Oppervlakkige afspoeling | 1,6 | 0,1 |
| Bemesting | 386,0 | 292,1 | Ammoniakvervluchtiging | 0,0 | 0,0 |
| Infiltratie | 0,0 | 0,0 | Denitrificatie | 153,0 | 136,5 |
| Kwel | 2,8 | 2,8 | Netto gewasonttrekking | 209,8 | 176,8 |
| | | | Uitspoeling | 25,3 | 19,7 |
| | | | Wegzijging | 5,3 | 4,5 |
| Totaal | 429,6 | 326,5 | Totaal | 395,0 | 337,6 |
| Berging | | | | 34,6 | -11,1 |

Tabel 14. Verschil gesimuleerde gemiddelde stikstofbalans van het landsysteem in de periode 1986-1990 en de periode 1996-2000 voor meetpunt 25318 (overwegend landbouw)

| IN (kg.ha ⁻¹) | 1986-1990 | 1995-2000 | UIT (kg.ha ⁻¹) | 1986-1990 | 1995-2000 |
|---------------------------|-----------|-----------|----------------------------|-----------|-----------|
| Atmosferische depositie | 31,1 | 23,9 | Oppervlakkige afspoeling | 1,5 | 0,1 |
| Bemesting | 645,5 | 459,9 | Ammoniakvervluchtiging | 0,0 | 0,0 |
| Infiltratie | 0,0 | 0,0 | Denitrificatie | 201,2 | 177,4 |
| Kwel | 3,8 | 3,8 | Netto gewasonttrekking | 350,5 | 289,9 |
| | | | Uitspoeling | 24,9 | 19,1 |
| | | | Wegzijging | 51,0 | 42,4 |
| Totaal | 680,4 | 487,6 | Totaal | 629,1 | 528,9 |
| Berging | | | | 51,3 | -41,3 |



Figuur 17. Gesimuleerde jaarlijkse bergingsveranderingen Totaal-N 1986-2000 (Fase 2)

Invloed van landgebruik

De componenten bemesting en gewasopname worden sterk bepaald door het landgebruik. Voor de verschillende typen landgebruik in het stroomgebied van de Schuitenbeek zijn voor totaal-stikstof de belangrijkste stofbalanstermen bepaald (Tabel 15).

De uitspoeling van stikstof is voor landbouwgronden een orde van grootte meer dan voor natuur. Dit geldt vooral voor maisland.

Tabel 15. Invloed van landgebruik op de belangrijkste stofbalanstermen voor totaal-N (Fase 2)

| Balansterm (kg/ha)* | Grasland (2700 ha) | Mais (662 ha) | Bouwland (128 ha) | Natuur (3024 ha) | Hele gebied (6514 ha) |
|-------------------------|-----------------------|------------------|----------------------|---------------------|-----------------------------|
| Atmosferische depositie | 26,4 | 27,4 | 27,4 | 50,2 | 37,6 |
| Bemesting | 634,3 | 418,6 | 257,3 | 0 | 310,5 |
| Kwel | 4,1 | 4,2 | 3,0 | 0,8 | 2,5 |
| Denitrificatie | 214,0 | 286,1 | 145,1 | 30,0 | 134,6 |
| Netto gewasonttrekking | 375,5 | 159,2 | 96,6 | 0,6 | 173,4 |
| Uitspoeling | 26,0 | 41,1 | 20,0 | 4,5 | 17,4 |
| Wegzijging | 9,0 | 46,7 | 32,2 | 34,6 | 25,1 |
| Toename vastlegging | 39,4 | -83,0 | -7,1 | -17,5 | -0,4 |

* Gemiddelde over de periode 1986-2000

4.3.2.2 Fosfor

Stroomgebied

Tabel 16 geeft voor totaal-fosfor de gemiddelde gesimuleerde stofbalansen voor het stroomgebied weer.

Tabel 16. Gesimuleerde fosforbalans van het landsysteem over de periode 1986-2000 (Fase 2)

| Oppervlakte balansgebied: 6514 ha | | | | | |
|-----------------------------------|--------------------|---------------------|--------------------------|--------------------|---------------------|
| IN | 10 ³ kg | kg.ha ⁻¹ | UIT | 10 ³ kg | kg.ha ⁻¹ |
| Bemesting | 321,3 | 49,3 | Oppervlakkige afspoeling | 0,2 | 0,02 |
| Infiltratie | <0,01 | <0,01 | Netto gewasonttrekking | 131,8 | 20,2 |
| Kwel | 0,7 | 0,1 | Uitspoeling | 17,3 | 2,7 |
| | | | Wegzijging | 0,2 | 0,03 |
| Totaal | 322,0 | 49,4 | Totaal | 149,5 | 23,0 |
| Berging | | | | 172,8 | 26,5 |

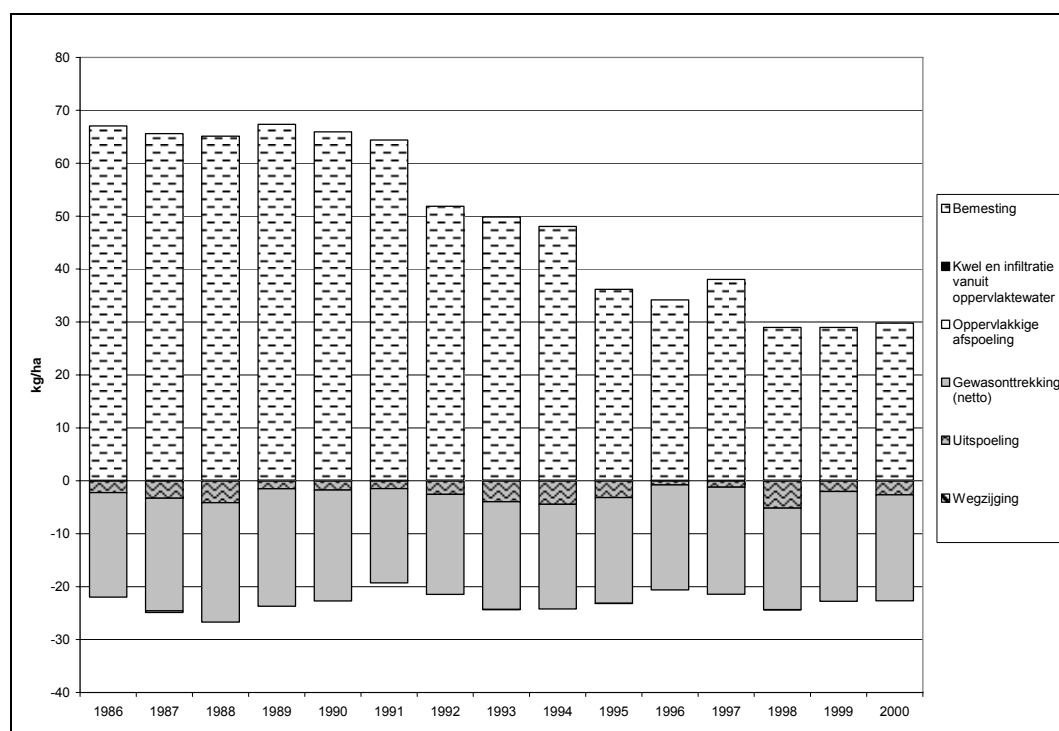
Volgens deze berekeningen is de bemesting, evenals bij de Fase 1 modelberekeningen, verreweg de grootste bron van fosfor. De berekeningen laten ook zien, dat in de periode 1986-2000 meer dan de helft van de hoeveelheid via bemesting opgebrachte fosfor is vastgelegd in de bodem. Het restant is voor het grootste deel afgevoerd via het gewas.

Figuur 18 geeft voor totaal-P de gesimuleerde stofbalansen op jaarbasis weer. Het bemestingsniveau vertoont sinds de jaren 90 een dalende trend, maar deze dalende trend is niet (duidelijk) waarneembaar in de berekende uitspoeling. Dit komt omdat de uitspoeling vooral bepaald wordt door de voorraad in de bodem, die zeer groot is ten opzichte van de balanstermen. De temporele variatie in de uitspoeling wordt vooral bepaald door de effecten van het weer op de waterhuishouding²⁵.

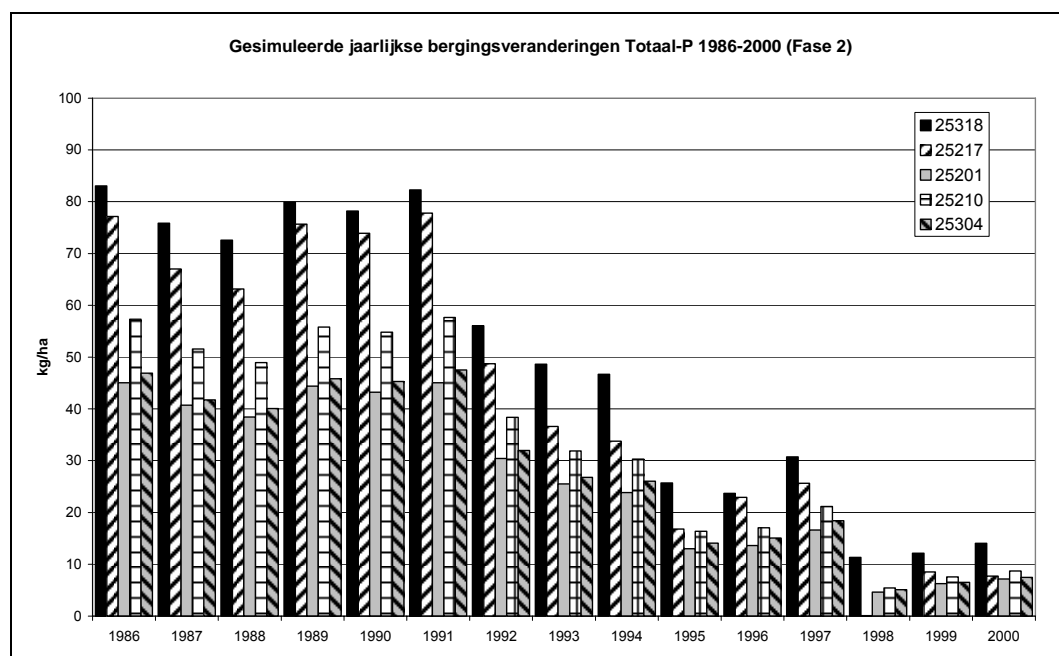
Evenals bij de Fase 1 modelberekeningen neemt voor fosfor de verzadigingsgraad van de bodem nog steeds toe, afhankelijk van het landgebruik, zij het in steeds mindere mate. Gemiddeld was er een afname van de bergingsverandering, van ruim 40 kg/ha eind jaren 80, tot iets meer dan 5 kg/ha in 2000 (zie ook Figuur 19). De

²⁵ De jaren 1994 (zeer nat), 1996 (droog), 1998 (zeer nat) en 2000 (nat) geven een indicatie.

daling van het bemestingsniveau heeft dus vooral effect gehad op de bergingsveranderingen.



Figuur 18. Gesimuleerde jaarlijkse stofbalansen Totaal-P 1986-2000 (Fase 2)



Figuur 19. Gesimuleerde jaarlijkse bergingsveranderingen Totaal-P 1986-2000 (Fase 2)

Deelstroomgebieden

Met het Fase 2 modelsysteem is het mogelijk om (jaarlijkse) fosforbalansen voor deelstroomgebieden te berekenen, teneinde de ruimtelijke en temporele verschillen in de balanst termen te kunnen analyseren.

Voor een aantal geselecteerde meetpunten zijn de jaarlijkse stofbalansen voor totaal-fosfor weergegeven in Bijlage 10.

Het betreft de volgende meetpunten:

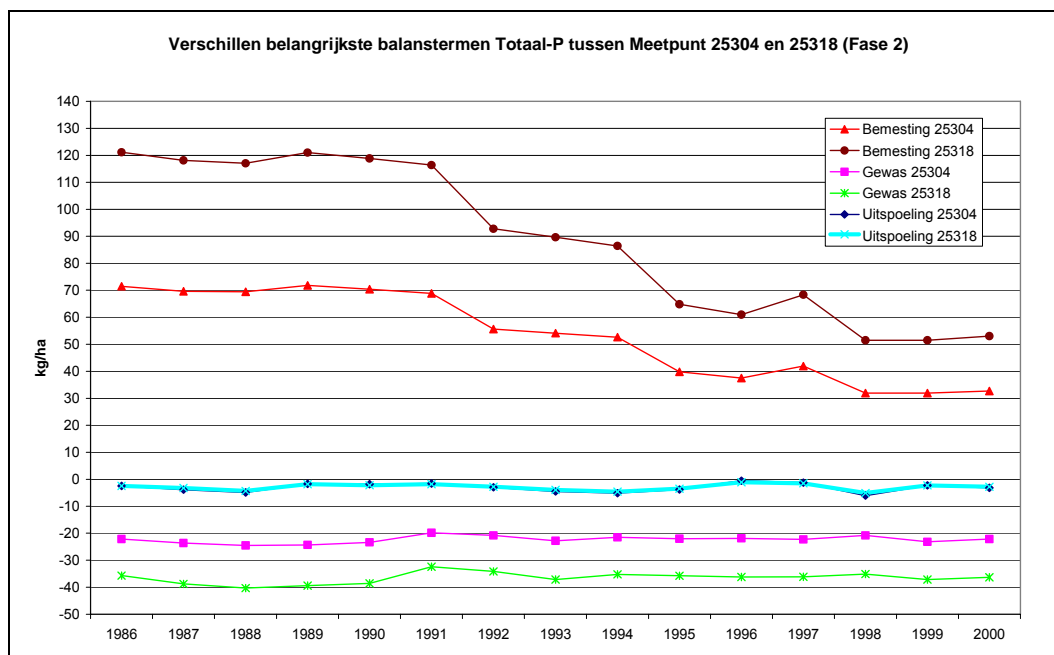
- 25210: Gehele vanggebied bovenstrooms van het continue meetpunt (3348 ha)
- 25217: Bovenstroomse zijtak van de Schuitenbeek; vooral door landbouw beïnvloed gebied (115 ha);
- 25304: Bovenloop Veldbeek; vooral door natuur beïnvloed gebied (528 ha);
- 25316: Middenloop Veldbeek; gebied met een relatief groot aandeel natuurgebied (1048 ha)
- 25318: Knapzaksteeg (noordelijke zijtak Veldbeek, vooral door landbouw beïnvloed gebied; 161 ha);

Tenslotte zijn ook stofbalansen opgesteld voor het gebied waar geen zichtbare oppervlaktewater afvoer is.

De jaarlijkse stofbalansen in Bijlage 10 laten grote verschillen zien tussen de meetpunten die overwegend door landbouw worden beïnvloed (bijvoorbeeld meetpunt 25217 en 25318) en de meetpunten met bovenstrooms overwegend natuurgebieden (meetpunt 25304 en 25316). Dit geldt vooral ten aanzien van de fosforbelasting door bemesting en de opslag van fosfor in de bodem.

In Figuur 20 zijn de belangrijkste componenten van de fosforbalansen weergegeven voor de meetpunten 25304 (met overwegend natuurgebied bovenstrooms) en 25318 (met overwegend landbouwgebied bovenstrooms). Opvallend is, dat de uitspoeling voor beide punten vrijwel gelijk is en ook nauwelijks verandert sinds het begin van de jaren negentig de bemestingniveaus sterk zijn afgenomen. Blijkbaar is in beide gebieden sprake van een grote fosforvoorraad in de bodem.

Voor fosfor heeft de afname van het bemestingniveau op beide meetpunten vooral invloed op de opslag van fosfor in de bodem (Figuur 19).



Figuur 20. Verschil balanstermen Totaal-P tussen Meetpunt 25304 (natuur) en 25318 (landbouw)

Invloed van landgebruik

De componenten bemesting en gewasopname worden sterk bepaald door het landgebruik. Voor de verschillende typen landgebruik in het stroomgebied van de Schuitenbeek zijn de belangrijkste stofbalanstermen bepaald (Tabel 17).

De uitspoeling van fosfor is voor landbouwgronden een orde van grootte meer dan voor natuur. Dit geldt vooral voor maisland. Op maisland is de gesimuleerde uitspoeling van fosfor bovendien zeer hoog ten opzichte van gras en bouwland.

Tabel 17. Invloed van landgebruik op de belangrijkste stofbalanstermen voor totaal-P (Fase 2)

| Balansterm (kg/ha)* | Grasland (2700 ha) | Mais (662 ha) | Bouwland (128 ha) | Natuur (3024 ha) | Hele gebied (6514 ha) |
|------------------------|--------------------|---------------|-------------------|------------------|-----------------------|
| Bemesting | 90,0 | 107,2 | 57,1 | 0,0 | 49,3 |
| Kwel | 0,2 | 0,2 | 0,1 | < 0,1 | 0,1 |
| Netto gewasonttrekking | 41,1 | 26,5 | 24,2 | < 0,1 | 20,2 |
| Uitspoeling | 2,0 | 17,7 | 0,8 | < 0,1 | 2,7 |
| Wegzijging | < 0,1 | 0,1 | 0,1 | < 0,1 | < 0,1 |
| Toename vastlegging | 47,0 | 63,1 | 32,0 | < 0,1 | 26,5 |

* Gemiddelde over de periode 1986-2000

4.4 Waterkwantiteitsmodule voor het oppervlaktewatersysteem

Voor het simuleren van het oppervlaktewatersysteem is gebruik gemaakt van een aan het landsysteem gekoppeld oppervlaktewatermodel. Een beschrijving van dit model is weergegeven in Bijlage 2. De koppeling tussen het landsysteem en het oppervlaktewatersysteem is beschreven in Paragraaf 3.3.3.

Voor de periode 1986 t/m 2000 zijn voor 8 meetpunten meetreeksen met een relatief grote hoeveelheid gegevens beschikbaar. Dit zijn de meetpunten 25200, 25201, 25210, 25220, 25221, 25301, 25311 en 25316. De locaties van deze meetpunten zijn weergegeven in Figuur 4. Alleen op meetpunt 25210 is de afvoer continu geregistreerd, op de andere meetpunten is de afvoer bepaald middels discrete afvoermetingen (molenmetingen).

4.4.1 Toetsing afvoeren

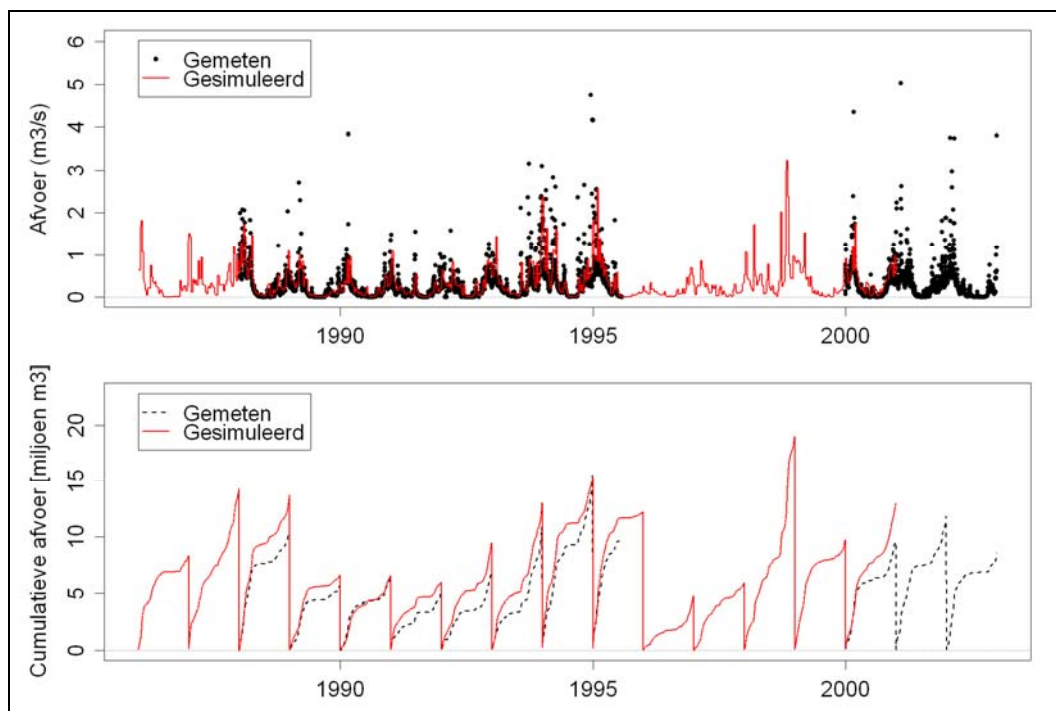
De toetsing van de afvoeren heeft plaatsgevonden, door

- voor alle 8 meetpunten de gesimuleerde en gemeten afvoeren te vergelijken (Bijlage 11);
- voor de meetpunten 25200, 25201, 25210, 25301, 25311 en 25316 (die een relatief lange meetreeks hebben) ook het verloop van de gesimuleerde en gemeten cumulatieve afvoeren op jaarbasis te vergelijken (Bijlage 11)²⁶. Met uitzondering van het continue meetpunt zijn deze gemeten cumulatieve afvoeren bepaald door lineaire interpolatie²⁷ van (een beperkt aantal) discrete afvoermetingen, zodat voor deze meetpunten de “gemeten cumulatieve afvoeren” als indicatief moeten worden beschouwd.

Uit Bijlage 11 volgt, dat voor alle meetpunten een hogere afvoer wordt berekend dan gemeten. Deze te hoge berekende afvoer vindt ook plaats op het continue meetpunt (Figuur 21). Dit is te verwachten, omdat door de waterkwantiteitsmodule voor het landsysteem ook te hoge afvoeren worden berekend (zie Paragraaf 4.2). Het oppervlaktewatermodel is gekoppeld met het landsysteem via de afwateringseenheden. In het oppervlaktewatermodel worden geen additionele waterbalanstermen gesimuleerd, zoals bijvoorbeeld de neerslag op het oppervlaktewatersysteem, kwel of infiltratie door de slootbodem en verdamping vanuit het oppervlaktewatersysteem. Dit betekent dus, dat de totale afvoeren vanuit het landsysteem en de totale afvoeren door het oppervlaktewatersysteem gelijk zijn. Wel kan het afvoerpatroon in de tijd enigszins verschillen als gevolg van (regel)kunstwerken in het oppervlaktewatersysteem (stuwen).

²⁶ Voor de meetpunten 25220 en 25221 was dit niet zinvol vanwege discontinuïteiten in de meetserie

²⁷ Hierbij is de “trapezium regel” toegepast op reeksen zonder (grote) hiaten of duidelijke clustering van gegevens.



Figuur 21. Gesimuleerde en gemeten afvoer water op Meetpunt 25210; continu meetpunt (Fase 2 oppervlaktewatersysteem)

Wanneer Bijlage 6 en Bijlage 11 worden vergeleken, kan worden geconcludeerd, dat de gesimuleerde dynamiek van de afvoer (temporele variatie) vrijwel gelijk is aan die van de afvoer vanuit het landsysteem. Omdat met tijdstappen van 10 dagen is gerekend, wordt de respons van het oppervlaktewatersysteem op de neerslag door het model afgevlakt. Dit resulteert voor het stroomgebied van de Schuitenbeek, waarin de reactietijd van de afvoer op de neerslag kort is en de verblijftijden van het oppervlaktewater klein zijn, dat de pieken bij extreme neerslag niet goed kunnen worden gesimuleerd.

4.4.2 Waterbalansen

In het oppervlaktewatermodel worden geen additionele waterbalanstermen gesimuleerd²⁸, zodat dezelfde hoeveelheid water die vanuit het landsysteem afwatert op het oppervlaktewatersysteem, uiteindelijk het stroomgebied verlaat bij het uitstroompunt.

De bergingcapaciteit van het oppervlaktewatersysteem is gering. De verandering in de berging is op jaarbasis voor vrijwel alle jaren minder dan 0,1 % van de totale in- en uitstroming. De berging speelt dus alleen een rol wanneer waterbalansen voor korte periodes worden opgesteld.

²⁸ Er wordt geen neerslag op het oppervlaktewatersysteem, kwel of infiltratie door de slootbodem en verdamping vanuit het oppervlaktewatersysteem gesimuleerd (zie ook Paragraaf 4.4.1).

4.5 Waterkwaliteitsmodule voor het oppervlaktewatersysteem

Voor het simuleren van de waterkwaliteit in het oppervlaktewatersysteem is gebruik gemaakt van een oppervlaktewaterkwaliteitsmodule. Een beschrijving van dit model is weergegeven in Bijlage 2. Het model is gekoppeld aan het oppervlaktewaterkwantiteitsmodel (zie Paragraaf 3.3.3).

Voor de periode 1986 t/m 2000 zijn voor 13 meetpunten meetreeksen met een relatief grote hoeveelheid gegevens beschikbaar. Dit zijn de meetpunten 25200, 25201, 25202, 25210, 25220, 25221, 25301, 25302, 25305, 25311, 25312, 25316 en 25317. De locaties van deze meetpunten zijn weergegeven in Figuur 4. Alleen op meetpunt 25210 zijn de concentraties stikstof en fosfor debietproportioneel geregistreerd, op de andere meetpunten zijn steekmonsters genomen.

4.5.1 Toetsing concentraties

De toetsing van de concentraties heeft plaatsgevonden, door voor alle 13 meetpunten de gesimuleerde en gemeten concentratie stikstof en fosfor te vergelijken (Bijlage 12). Hierbij is onderscheid gemaakt tussen mineraal-, organisch- en totaalstikstof en -fosfor.

Voor alle meetpunten worden de stikstofconcentraties door toevoeging van het oppervlaktewaterkwaliteitsmodel aanzienlijk beter berekend dan zonder deze module. Vooral de concentraties van mineraal stikstof zijn sterk verbeterd. Alleen de meetpunten 25220, 25221 en 25312 geven nog steeds hogere berekende waarden voor mineraal stikstof dan gemeten (net als bij de berekeningen voor het landsysteem). Dit zijn de drie meest door landbouw beïnvloede meetpunten. Dit kan wijzen op een te hoge belasting van het landsysteem (zie ook Paragraaf 5.3). Bij de punten 25220 en 25221 kan ook de modelschematisatie een rol spelen (zie Paragraaf 5.1).

De berekende concentraties fosfor verschillen sterk van de berekeningen door de waterkwaliteitsmodule van het landsysteem, waarbij de resultaten van oppervlaktewaterkwaliteitsmodel aanzienlijk beter overeenkomen met de meetwaarden. Het model berekent echter voor de meeste punten nog hogere concentraties fosfor dan gemeten, vooral mineraal fosfor.

Verder volgt uit Bijlage 12, dat de dynamiek (temporele variatie) van de concentraties stikstof goed door het modelsysteem wordt gesimuleerd, maar de dynamiek van de concentraties van fosfor niet. Dit is inherent aan de in het modelsysteem gehanteerde tijdstap van 10 dagen. Door met een tijdstap van 10 dagen te rekenen worden de (berekende) concentraties afgevlakt en worden momentopnamen niet goed gesimuleerd. Uit het meetprogramma blijkt, dat met name de concentraties fosfor een zeer grote temporele variabiliteit vertonen, onder andere vanwege de grote weersafhankelijkheid²⁹.

²⁹ Deze grote waargenomen temporele variatie impliceert ook, dat fosfor frequent gemeten zou moeten worden.

Op meetpunt 25210 wordt op weekbasis debietproportioneel bemonsterd, waardoor de grote temporele variaties in de concentraties fosfor, die in de steekmonsters worden waargenomen, afgevlakt worden. Het verschil tussen de waargenomen en gesimuleerde dynamiek in de fosforconcentraties is op dit punt dan ook aanzienlijk minder dan op de andere meetpunten. Wel blijken, zoals eerder vermeld, de gesimuleerde concentraties fosfor hoger te zijn dan gemeten (Bijlage 12).

4.5.2 Stofbalansen

4.5.2.1 Stikstof

Tabel 18 geeft de gemiddelde gesimuleerde stofbalansen voor totaal-stikstof in het oppervlaktewatersysteem van het gehele stroomgebied weer. De term “uitspoeling vanuit het landsysteem” is hierbij gelijk aan de som van de oppervlakkige afspoeling en uitspoeling in Tabel 12. De afvoer in de opgeloste fractie wordt waargenomen in de watermonsters.

Deze berekeningen laten zien, dat een relatief klein deel van de stikstofbelasting van het oppervlaktewater wordt omgezet. Minder dan 10 % verdwijnt door denitrificatie. De omzetting in biomassa (eendenkroos en algen) is zeer gering, hetgeen te verwachten is in een gebied met overwegend stromend water, waar eendenkroos en algen nauwelijks voorkomen.

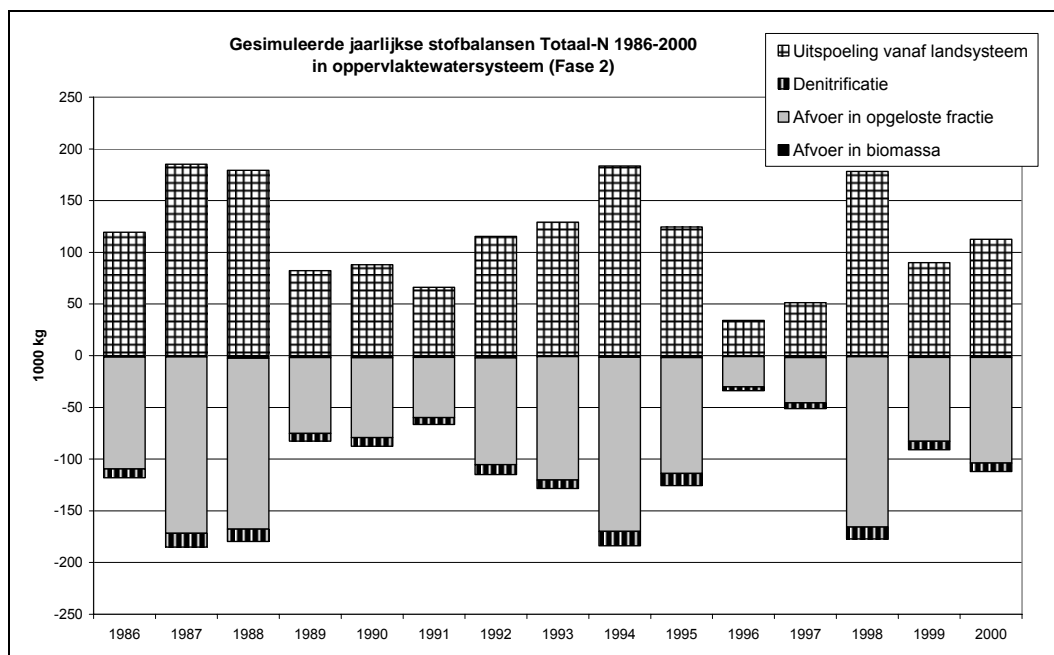
Tabel 18. Stikstofbalans van het oppervlaktewatersysteem over de periode 1986-2000 (Fase 2)

| Alle watergangen | | | |
|------------------------------------|--------------------|-----------------------------|--------------------|
| IN | 10 ³ kg | UIT | 10 ³ kg |
| Uitspoeling vanuit het landsysteem | 115,9 | Afvoer in opgeloste fractie | 105,1 |
| | | Afvoer in biomassa | 1,6 |
| | | Denitrificatie | 9,1 |
| Totaal | 115,9 | Totaal | 115,8 |
| Berging | | | 0,1 |

Figuur 22 geeft voor totaal-N de gesimuleerde stofbalansen op jaarbasis weer. Voor de jaren 1987, 1988, 1994 en 1998 worden relatief hoge waarden voor de afvoer in de opgeloste fractie berekend. Dit zijn jaren met een hoge waterafvoer.

De berekende jaarlijkse retentie³⁰ (verwijderingsprocessen in het oppervlaktewater) van totaal-N varieert van 7 tot 14 %, met een gemiddelde van 10%. Deze retentie kan dus voornamelijk worden toegeschreven aan denitrificatie.

³⁰ Berekend als $100 * (\text{Uitspoeling vanaf het landsysteem} - \text{Afvoer in opgeloste fractie}) / \text{Uitspoeling vanaf het landsysteem}$.



Figuur 22. Gesimuleerde jaarlijkse stofbalansen Totaal-N 1986-2000 in oppervlaktewatersysteem (Fase 2)

4.5.2.2 Fosfor

Tabel 19 geeft de gemiddelde gesimuleerde stofbalansen voor totaal-fosfor in het oppervlaktewatersysteem van het gehele stroomgebied weer. De term “uitspoeling vanuit het landsysteem” is hierbij gelijk aan de som van de oppervlakkige afspoeling en uitspoeling in Tabel 16. De afvoer in de opgeloste fractie wordt waargenomen in de watermonsters.

Deze berekeningen laten zien, dat minder dan de helft van de fosforbelasting van het oppervlaktewater het gebied uiteindelijk verlaat. Het grootste deel wordt in de waterbodem vastgelegd door sedimentatie. De omzetting in biomassa (eendekroos en algen) is zeer gering.

Tabel 19. Fosforbalans van het oppervlaktewatersysteem over de periode 1986-2000 (Fase 2)

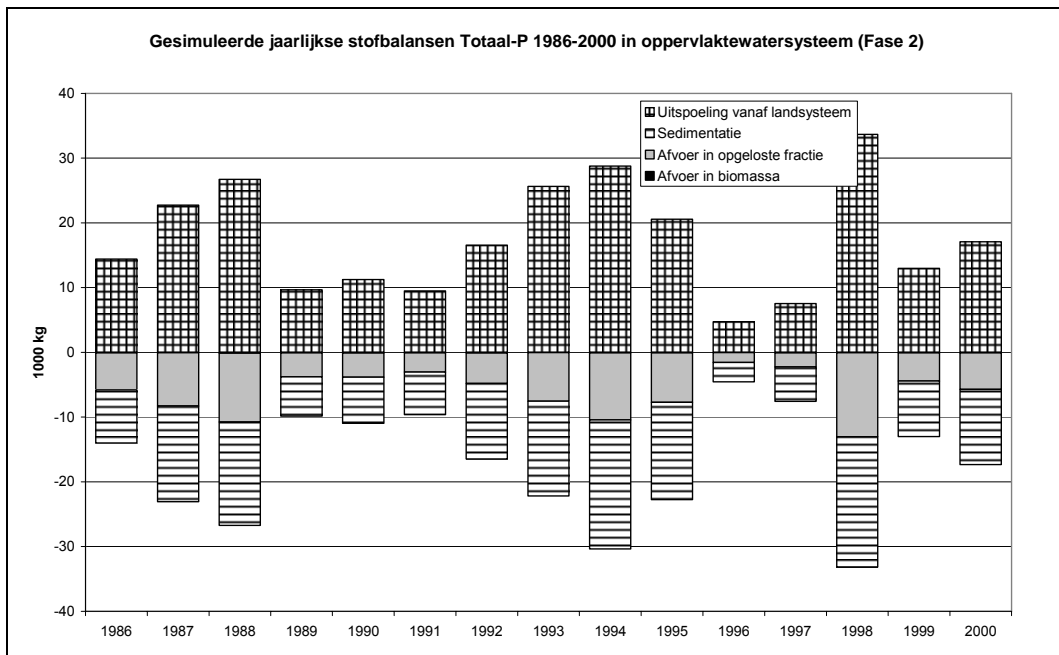
| Oppervlakte balansgebied: 6514 ha | | | |
|---------------------------------------|--------------------|-----------------------------|--------------------|
| IN | 10 ³ kg | UIT | 10 ³ kg |
| Uitspoeling vanuit het landsysteem | 17,4 | Afvoer in opgeloste fractie | 6,1 |
| | | Afvoer in biomassa | 0,1 |
| | | Sedimentatie | 11,2 |
| Totaal | 17,4 | Totaal | 17,4 |
| Toename berging (m.u.v. sedimentatie) | | | 0,0 |

Figuur 23 geeft voor totaal-P de gesimuleerde stofbalansen op jaarbasis weer. Hieruit blijkt een grote jaarlijkse variatie in de balansposten. De berekende jaarlijkse

retentie³¹ van totaal-P varieert van 60 tot 72%, met een gemiddelde van 66%. Deze retentie kan dus vrijwel geheel worden toegeschreven aan de sedimentatie.

Het bemestingsniveau vertoont sinds de jaren 90 een dalende trend. Zoals eerder vermeld is deze dalende trend niet waarneembaar in de berekende fosfor uitspoeling vanuit het landsysteem, omdat de voorraad in de bodem de bepalende factor is. Als gevolg hiervan laat de jaarlijkse sedimentatie ook geen trend zien.

Voor de natte jaren 1988, 1994 en 1998 worden relatief hoge waarden voor de afvoer van totaal-fosfor in opgeloste fractie berekend, zij het minder extreem dan voor Totaal-N het geval was.



Figuur 23. Gesimuleerde jaarlijkse stofbalansen Totaal-P 1986-2000 in oppervlaktewatersysteem (Fase 2)

³¹ Berekend als $100 * (\text{Uitspoeling vanaf het landsysteem} - \text{Afvoer in opgeloste fractie}) / \text{Uitspoeling vanaf het landsysteem}$.

5 Discussie

5.1 Schematisatie

De koppeling tussen de modules van het landsysteem en de beide oppervlaktewatermodellen geschiedt via de afwateringseenheden. Iedere afwateringseenheid heeft een uitstroompunt, dat in principe wordt gekoppeld aan het dichtstbijzijnde knooppunt van het geschematiseerde oppervlaktewaterstelsel. Uit Figuur 8 volgt, dat (in het westelijk deel) het aantal modelknooppunten aanzienlijk groter is dan het aantal afwateringseenheden, zodat op veel knooppunten dus geen interactie met het landsysteem plaatsvindt. Dit resulteert vooral op korte waterlooptrajecten met langgerekte bijbehorende afwateringseenheden in een systematische fout:

- Voor de bovenstrooms gelegen meetpunten punten (met zeer korte verblijftijden van het oppervlaktewater, en dus een relatief geringe retentie) vindt een deel van de belasting pas benedenstrooms van die meetpunten plaats, waardoor de berekende afvoer en belasting te laag zijn;
- Voor de benedenstrooms gelegen meetpunten (met wat langere verblijftijden van het oppervlaktewater, en dus een relatief hogere retentie) wordt een te lage retentie in het oppervlaktewater berekend, waardoor de berekende belasting en concentraties te hoog zijn.

Welk effect de overhand heeft hangt af van de schematisatie ter plaatse en de eventuele aanwezigheid van stuwen. Op de benedenstrooms in het stroomgebied gelegen punten zal deze systematische fout gering zijn.

In Fase 3 dienen in de modelschematisatie de uitstroompunten van de afwateringseenheden zoveel mogelijk samen te vallen met de meetpunten en met de knooppunten van het oppervlaktewatermodel, opdat de interactie tussen landsysteem en oppervlaktewater meer gedetailleerd en op betere locaties kan plaatsvinden.

5.2 Waterkwantiteit

Dynamiek afvoer

Met het Fase 2 modelsysteem kan de dynamiek van de afvoer (temporele variatie) worden gesimuleerd. Deze dynamiek wordt door het Fase 2 modelsysteem doorgaans goed gevolgd, maar de extreme waarden worden niet altijd juist gesimuleerd. Dit is inherent aan de in het modelsysteem gehanteerde tijdstap van 10 dagen. Omdat het Schuivenbeekgebied een relatief klein stroomgebied is, met korte reactietijden van de afvoer op (extreme) neerslag, worden de berekende afvoerpieken bij decadegegevens teveel gedempt.

Het landsysteem is doorgerekend met decadegegevens, voor het oppervlaktewatersysteem zijn deze decadegegevens neergeschaald tot daggegevens. Deze mismatch kan relatief eenvoudig worden opgelost door in Fase 3 zowel het landsysteem als het oppervlaktewatersysteem op dagbasis door te rekenen. Daarmee ontstaat een dagelijkse dynamiek die ook nodig is om goed te kunnen toetsen op de tijdstippen waarop is gemeten (Hoofdstuk 7).

Waterbalansen

Zoals beschreven is in Paragraaf 4.2.1 zijn de in Fase 2 gesimuleerde afvoeren structureel te hoog. In Fase 1 was de gesimuleerde afvoer (op het uitstroompunt) te laag (Jansen et al, 2006).

Wanneer de diverse berekende waterbalanstermen van het Fase 1 modelsysteem vergeleken worden met de waterbalanstermen van Fase 2 (Tabel 20), blijkt, dat vooral de kwel en wegzijging aanzienlijk verschillen, zowel in absolute- als in relatieve zin. Dit is een gevolg van de meer gedetailleerde ruimtelijke schematisatie (de ruimtelijke resolutie is in Fase 2 met een factor 100 toegenomen ten opzichte van Fase 1), waardoor onder andere kleine kwelgebieden, die in Fase 1 niet zichtbaar zijn, in Fase 2 wèl worden meegenomen. Ook worden in Fase 2 de ruimtelijke verschillen in kwel- en wegzijgingsintensiteit nauwkeuriger beschreven.

Één en ander heeft tot gevolg, dat de totale kwel in het gebied toeneemt, en de wegzijging afneemt. Beide effecten leiden tot een toename van de gesimuleerde afvoer ten opzichte van Fase 1. Hierbij wordt opgemerkt, dat de kwel- en wegzijgingsintensiteiten in STONE nog steeds zijn afgevlakt vanwege de temporele verdeling.

Tabel 20 laat zien, dat de grootste termen in de waterbalans, neerslag en verdamping, in veel mindere mate bijdragen tot de verschillen in de resultaten tussen de Fase 1 en Fase 2 modelberekeningen. Dit betekent, dat in vervolgfases vooral aandacht besteed dient te worden aan de hydrologische randvoorwaarden aan de onderzijde van het model.

Tabel 20. Vergelijking Fase 1 en Fase 2 modelberekeningen

| | Fase 1 | Fase 2 | Verschil | |
|-----------------------------------|--------|--------|----------|---------|
| Oppervlakte balansgebied (ha) | 7081 | 6514 | -567 | (-8 %) |
| Balanstermen | | | | |
| Neerslag (mm) | 890,7 | 870,7 | -20 | (-2 %) |
| Verdamping (mm) | 596,3 | 587,7 | -8,6 | (-1 %) |
| Kwel (mm) | 32,4 | 76,4 | 44 | (81 %) |
| Wegzijging (mm) | 183,0 | 127,9 | -55.1 | (-35 %) |
| Afvoer door oppervlaktewater (mm) | 138,0 | 226,2 | 88.2 | (48 %) |

Oppervlaktewatermodel

Het toegepaste oppervlaktewatermodel geeft geen waarneembare verbetering van de afvoeren en waterbalansen. De figuren met de afvoeren en cumulatieve afvoeren in Bijlage 6 zijn vrijwel identiek aan die in Bijlage 11.

Het model is gekoppeld aan het landsysteem, waarbij geen additionele water fluxen worden beschouwd (zoals neerslag op het oppervlaktewatersysteem, kwel of infiltratie door de slootbodem, verdamping vanuit het oppervlaktewatersysteem). Dit betekent, dat het oppervlaktewatermodel vooral van belang is voor het simuleren van de afvoerverdeling, in ruimte en tijd.

De bergingscapaciteit van het oppervlaktewatersysteem is relatief klein (Paragraaf 4.4.2). Het oppervlaktewatermodel zal daarom vooral voor korte tijdsperiodes een verbetering in de berekende afvoer opleveren ten opzichte van de waterkwantiteitsmodule voor het landsysteem, aangezien de geometrie van de waterlopen en (regel)kunstwerken, zoals stuwen, worden verdisconteerd.

Het oppervlaktewatermodel is verder vooral nodig voor de koppeling met een oppervlaktewaterkwaliteitsmodel.

5.3 Waterkwaliteit

Vergelijking modelketens(concentraties)

Omdat in het Fase 1 modelsysteem alleen de concentraties op het uitstroompunt van de Schuitenbeek in het Nuldernauw (Meetpunt 25201) zijn berekend, worden alleen voor dit punt de onderlinge resultaten vergeleken.

In Tabel 21 wordt een overzicht gegeven van de langjarige gemiddelde concentraties, waarbij ook een uitsplitsing is gemaakt in de minerale en organische componenten.

Tabel 21. Gemeten en berekende concentraties nutriënten op het uitstroompunt 25201

| | Stikstof (mg/l) | | | Fosfor (mg/l) | | |
|-----------------------|-----------------|----------|--------|---------------|----------|--------|
| | organisch | mineraal | totaal | organisch | mineraal | totaal |
| Gemeten | 1,51 | 3,84 | 5,35 | 0,23 | 0,12 | 0,35 |
| Fase 1 | - | - | 9,1 | - | - | 1,06 |
| Fase 2A ³² | 1,77 | 4,26 | 6,04 | 0,19 | 0,57 | 0,76 |
| Fase 2B ³³ | 1,72 | 3,17 | 4,89 | 0,15 | 0,14 | 0,29 |

Uit Tabel 21 volgt, dat de door de modelketen van het Fase 2 (landsysteem) berekende concentraties totaal-N en totaal-P dichterbij de gemeten concentraties liggen dan de concentraties die door het modelsysteem Fase 1 werden berekend. Hierbij moet echter worden opgemerkt, dat de afvoeren in Fase 1 werden onderschat en de afvoeren in Fase 2 worden overschat. Hierdoor zijn de resultaten van de kwaliteitsberekeningen niet zonder meer te vergelijken.

Alvorens een uitspraak te kunnen doen over de kwaliteitsmodule van het landsysteem in Fase 2 ten opzichte van Fase 1 dienen dus eerst de afvoeren beter te worden gesimuleerd (zie ook Paragraaf 5.1 en Hoofdstuk 7).

³² Fase 2A: Modelketen van alleen het landsysteem (zonder oppervlaktewatermodule; zie Figuur 2). Dit betreft dus de uitspoeling vanuit het landsysteem (evenals in Fase 1)

³³ Fase 2B: Modelketen inclusief oppervlaktewatermodule; zie Figuur 2)

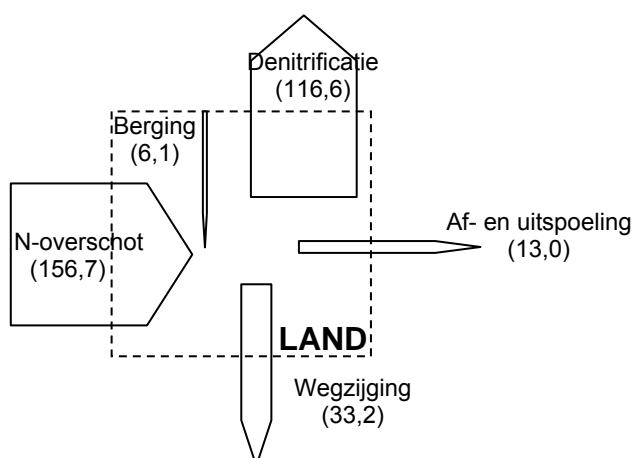
Wel kan worden geconcludeerd, dat door de kwaliteitsmodule van het landsysteem in Fase 2 nog steeds hogere concentraties stikstof (zowel organisch- als mineraal stikstof, en dus ook totaal-stikstof) en ook hogere concentraties mineraal fosfor en totaal-fosfor worden berekend dan gemeten.

Het gebruik van een waterkwaliteitsmodule, waarbij de processen in het oppervlaktewater gesimuleerd kunnen worden, leidt tot een aanzienlijke verbetering van de resultaten. Dit geldt zowel voor de stikstof- (vooral mineraal stikstof) en fosforconcentraties (Bijlage 8, Tabel 21).

Vergelijking modelketens(stofbalansen)

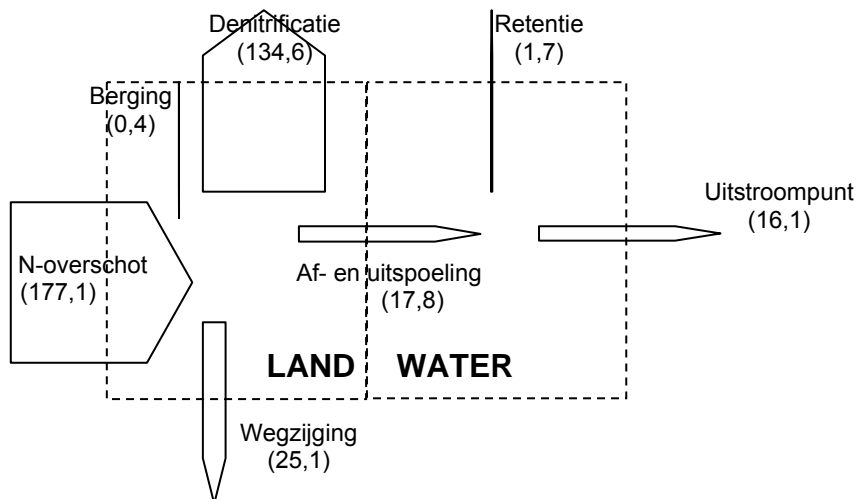
Omdat in het Fase 1 modelsysteem alleen de stofbalansen voor het totale stroomgebied van de Schuitenbeek zijn berekend, worden de onderlinge resultaten vergeleken voor het gehele stroomgebied.

Uit de onderstaande figuren blijkt, dat de verliezen³⁴ van stikstof en fosfor uit het landsysteem verreweg het grootst zijn, zowel in absolute hoeveelheden als ook in percentages.

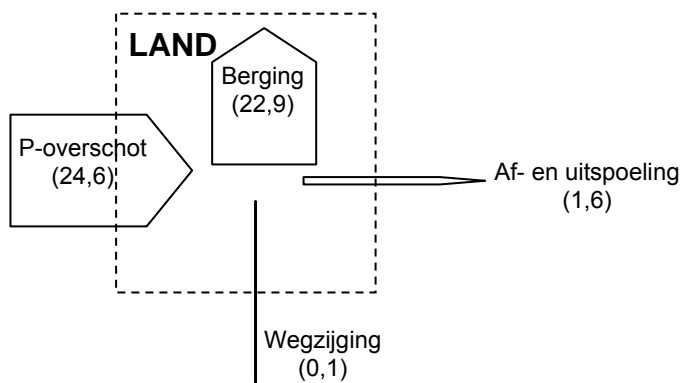


Figuur 24. Stofbalans Fase 1 stikstof (kg/ha)

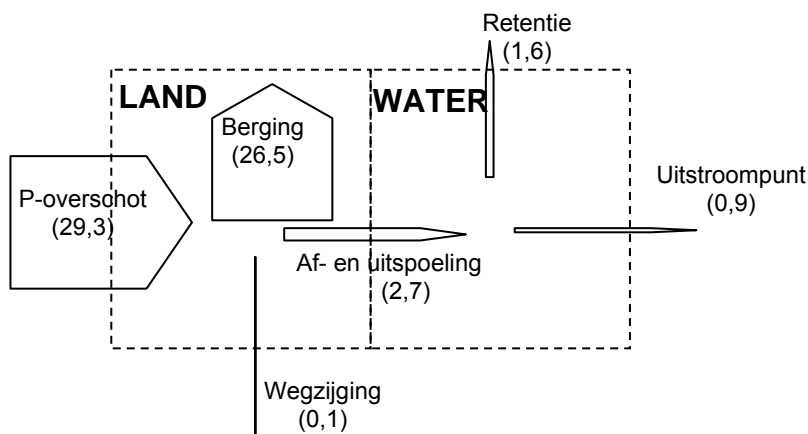
³⁴ Gedefinieerd als het verschil tussen de (netto) aanvoer van nutriënten en de afvoer van nutriënten door het oppervlaktewater (inclusief oppervlakkige afstroming).



Figuur 25. Stofbalans Fase 2 stikstof (kg/ha)



Figuur 26. Stofbalans Fase 1 fosfor (kg/ha)



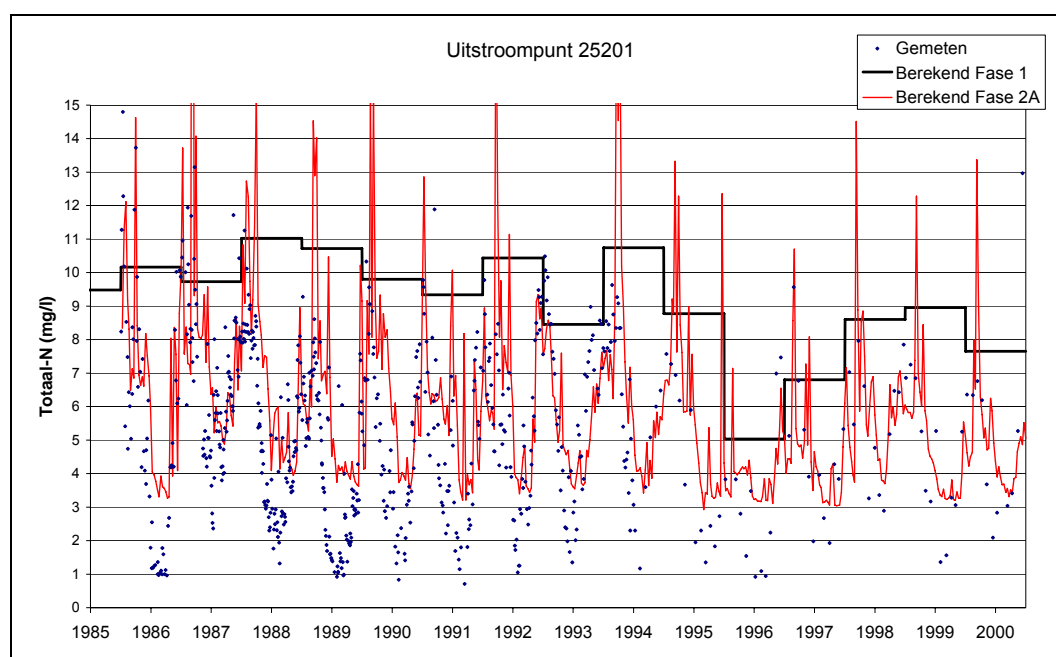
Figuur 27. Stofbalans Fase 2 fosfor (kg/ha)

Concentraties

Figuur 28 en Figuur 29 geven de gemeten en de door het Fase 1 en 2 modelsysteem (alleen het landsysteem) gesimuleerde concentraties totaal-stikstof en totaal-fosfor op

het uitstroompunt weer. In Bijlage 8 en Bijlage 12 zijn (voor Fase 2) de gesimuleerde concentraties nutriënten voor alle andere toetspunten weergegeven.

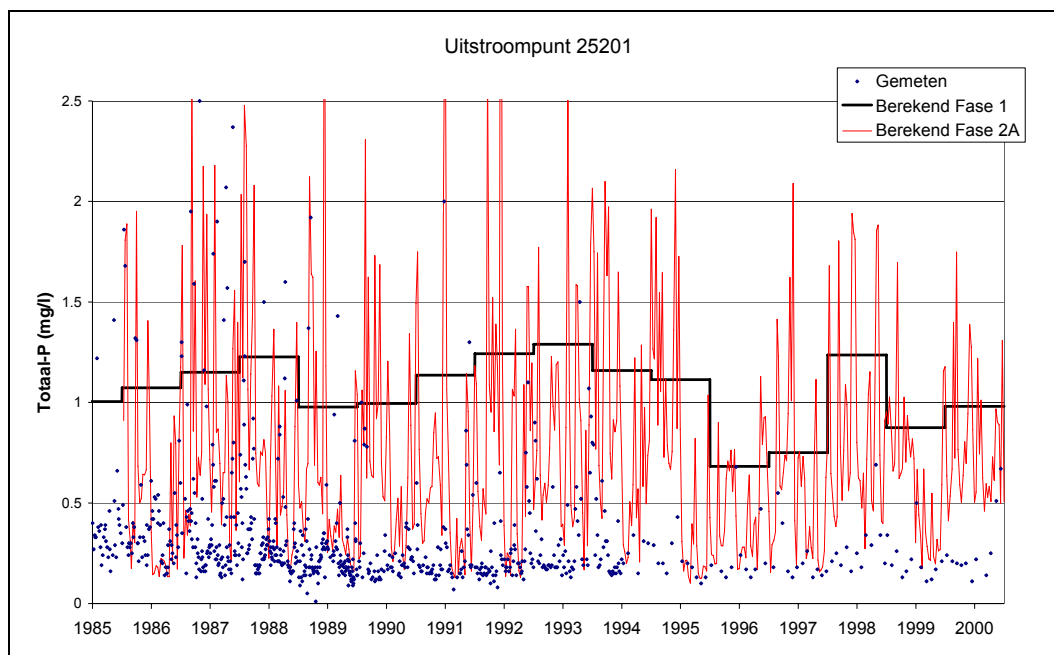
De dynamiek (temporele variatie) van het concentratieverloop van stikstof kan door het Fase 2 modelsysteem redelijk worden gevolgd (Figuur 28, Bijlage 8 en Bijlage 12). Voor fosfor is de gesimuleerde dynamiek voor het landsysteem echter groter dan de dynamiek in de gemeten waarden (Figuur 29). Voor het oppervlaktewatersysteem is dit net andersom (Bijlage 12). Dit wijst erop, dat de processen in het oppervlaktewater ten aanzien van fosfor direct plaatsvinden, maar vervolgens door een tijdstap van 10 dagen teveel worden gedempt. In de vervolgfase zal deze dynamiek nader moeten worden onderzocht³⁵.



Figuur 28. Berekende en gemeten concentraties Totaal-N (modellering landsysteem Fase 2)³⁶

³⁵ Uit een voorlopige analyse van het meetprogramma 2004-2005 volgt, dat de gemeten concentraties totaal-fosfor op het continue meetpunt een grotere dynamiek vertonen dan de op dezelfde locatie bepaalde concentraties met behulp van steekmonsters (Jansen et al, 2006a). Dit duidt erop, dat voor totaal-fosfor monsternamen met steekmonsters niet (overall) adequaat is.

³⁶ Vanwege de leesbaarheid zijn de (dagelijks) berekende concentraties Totaal-N voor de Fase 2 modellering van het oppervlaktewatersysteem niet in de figuur weergegeven. Deze zijn te vinden in Bijlage 12.



Figuur 29. Berekende en gemeten concentraties Totaal-P (modellering landsysteem Fase 2)³⁷

Uit een nadere analyse van tijdstappen en verblijftijden kan worden afgeleid, dat de berekende verblijftijden in het oppervlaktewatersysteem vrijwel altijd minder dan 10 dagen bedragen, en meestal minder is dan 2 dagen. In het modelsysteem Fase 2 wordt een tijdstap van 10 dagen gehanteerd voor de modellen van het landsysteem³⁸. Deze tijdstap is te groot om de temporele variatie in de gemeten concentraties fosfaat goed te kunnen volgen³⁹. Door met (te) grote tijdstappen te rekenen worden de (berekende) concentraties afgevlakt.

Evenals voor afvoerberekeningen (Paragraaf 5.2), wordt daarom voor de waterkwaliteitsberekeningen aanbevolen om in vervolgfases met daggegevens te rekenen (Hoofdstuk 7).

Ruimtelijke trends

De gesimuleerde concentraties nutriënten zijn dus te hoog, wanneer uitsluitend het landsysteem wordt meegenomen. Voor fosfor is geen duidelijk ruimtelijk patroon in de overschatting waarneembaar, voor stikstof lijkt deze overschatting op de meest stroomopwaarts gelegen locaties wat minder dan benedenstreams, met uitzondering van het door landbouwgrond omgeven meetpunt 25312. Dit meetpunt wordt mogelijk sterk beïnvloed door plaatselijke omstandigheden.

³⁷ Vanwege de leesbaarheid zijn de (dagelijks) berekende concentraties Totaal-P voor de Fase 2 modellering van het oppervlaktewatersysteem niet in de figuur weergegeven. Deze zijn te vinden in Bijlage 12.

³⁸ Het oppervlaktewaterkwaliteitsmodel rekent met (neergeschaalde) daggegevens.

³⁹ Deze grote waargenomen temporele variatie impliceert ook, dat fosfor frequent gemeten zou moeten worden, of debietproportioneel.

Het feit, dat de gesimuleerde concentraties stikstof op de meeste bovenstroomse punten (25202, 25301, 25305, 25316 en 25317) beter overeenkomen met de metingen ten opzichte van punten die verder benedenstrooms liggen, wijst er op dat de processen in het oppervlaktewater (retentie) hier minder een rol spelen, waarschijnlijk vanwege de korte verblijftijden in het oppervlaktewater.

Voor fosfor is deze ruimtelijke trend niet waarneembaar. Dit heeft mogelijk te maken met het feit, dat de aard van de retentie voor stikstof en fosfor verschillen. Voor stikstof bestaat de retentie vooral uit denitrificatie, voor fosfor uit sedimentatie.

Het gebruik van een waterkwaliteitsmodule, waarbij de processen in het oppervlaktewater gesimuleerd worden, leidt tot een aanzienlijke verbetering van de resultaten, waarbij genoemde ruimtelijke trend (voor stikstof) niet meer waarneembaar is. Hieruit kan worden geconcludeerd, dat het voor een juiste simulatie van de waterkwaliteit op stroomgebiedniveau noodzakelijk is de processen in het oppervlaktewater mee te nemen.

Stofbalansen

Wanneer de door het Fase 1 modelsysteem berekende stofbalanstermen vergeleken worden met de stofbalanstermen in Fase 2 (Tabel 22 en Tabel 23), blijkt dat –anders dan bij de waterbalansen- vooral de grootste balanstermen bepalend zijn voor de verschillen. Voor stikstof betreft dit de bemesting, denitrificatie, gewasopname en wegzijging. Voor fosfor zijn dit de bemesting, gewasopname en de vastlegging in de bodem. In vervolgfases zal dus vooral aandacht moeten worden geschonken aan deze systeemcomponenten. Met name de grootste component, de bemesting, zal nader onderbouwd moeten worden.

Tabel 22. Vergelijking Fase 1 en Fase 2 stofbalanstermen totaal-N

| | Fase 1 | Fase 2 | Verschil | |
|-------------------------------|--------|--------|----------|---------|
| Oppervlakte balansgebied (ha) | 7081 | 6514 | -567 | (-8 %) |
| Balanstermen (kg/ha) | | | | |
| Atmosferische depositie | 39,1 | 37,6 | -1,5 | (-4 %) |
| Bemesting | 268,6 | 310,5 | 41,9 | (15 %) |
| Kwel | 1,4 | 2,5 | 1,1 | (56%) |
| Denitrificatie | 116,6 | 134,6 | 18,0 | (14 %) |
| Netto gewasonttrekking | 152,3 | 173,4 | 21,1 | (13 %) |
| Uitspoeling | 13,0 | 17,4 | 4,4 | (29 %) |
| Wegzijging | 33,2 | 25,1 | -8,1 | (-28 %) |
| Afname vastlegging (berging) | 6,1 | 0,4 | -5,7 | (-175%) |

Tabel 23. Vergelijking Fase 1 en Fase 2 stofbalanstermen totaal-P

| | Fase 1 | Fase 2 | Verschil | |
|-------------------------------|--------|--------|----------|---------|
| Oppervlakte balansgebied (ha) | 7081 | 6514 | -567 | (-8 %) |
| Balanstermen (kg/ha) | | | | |
| Bemesting | 41,9 | 49,3 | 7,4 | (16 %) |
| Kwel | 0,07 | 0,11 | 0,04 | (44 %) |
| Netto gewasonttrekking | 17,4 | 20,2 | 2,8 | (15 %) |
| Uitspoeling | 1,6 | 2,7 | 1,1 | (51 %) |
| Wegzijging | 0,07 | 0,03 | -0,04 | (-80 %) |
| Toename vastlegging (berging) | 22,9 | 26,5 | 3,6 | (15 %) |

6 Conclusies

Algemeen

De toegepaste stapsgewijze verfijning van de modelketen laat voor iedere stap een verbetering van de modelresultaten zien ten aanzien van de oppervlaktewaterkwaliteit en de dynamiek van waterafvoer en -kwaliteit. Deze verbetering is echter nog niet zichtbaar in de absolute waarden van de waterafvoer.

Het Fase 2 modelsysteem (met een regionale schematisatie en een tot afwateringseenheden geaggregeerd landsysteem), laat een verbetering zien ten opzichte van het Fase 1 modelsysteem. Door de verfijnde ruimtelijke resolutie is het mogelijk om met het Fase 2 modelsysteem resultaten op een kleiner schaalniveau (bijvoorbeeld deelstroomgebieden) te presenteren en te toetsen aan metingen op meer bovenstrooms gelegen meetpunten. Door de verfijnde temporele resolutie kunnen resultaten voor kleinere tijdschalen worden geëvalueerd.

Het Fase 2 modelsysteem (met een regionale schematisatie en een landsysteem, dat is gekoppeld aan een oppervlaktewatermodel), laat weer een verdere verbetering zien, omdat in dit oppervlaktewatermodel ook de processen in het oppervlaktewater worden meegenomen. Hierdoor treedt een duidelijke verbetering op in de gesimuleerde nutriëntenconcentraties.

Met het Fase 2 modelsysteem zijn de water-, stikstof- en fosforbalansen uit de systeemverkenning Schuitembeek (Jansen et al, 2004) sluitend gemaakt.

Afvoer

De Fase 2 modelberekeningen geven een overschatting van de afvoeren op alle 5 meetpunten met waarnemingen. De Fase 1 modelberekeningen laten een onderschatting van de afvoer (op het uitstroompunt) zien. Op basis van een nadere analyse van de waterbalansen kan worden geconcludeerd, dat de verschillen tussen de gemeten en berekende afvoer zijn toe te schrijven aan de opgelegde hydrologische randvoorwaarden aan de onderzijde van het model (kwel- en wegzijging). In vervolgfases zal dus vooral aandacht moeten worden besteed aan deze randvoorwaarden.

De dynamiek in de afvoer wordt door het Fase 2 modelsysteem goed gevolgd, maar de extreme waarden worden niet altijd juist gesimuleerd. Dit is inherent aan de in het modelsysteem gehanteerde temporele resolutie van 10 dagen, waardoor de berekende afvoerpieken worden gedempt. Om deze momentane afvoerpieken beter te kunnen simuleren dient met een kleinere tijdstap te worden gerekend.

Oppervlaktewaterkwaliteit

Het simuleren van de processen in het oppervlaktewater middels aan het landsysteem gekoppelde oppervlaktewatermodules levert een aanzienlijke verbetering op ten opzichte van de modellen die alleen de uitspoeling vanuit het landsysteem simuleren.

De processen in het oppervlaktewater zijn dus belangrijk en dienen ook in vervolgfases te worden meegenomen.

Op de door landbouw beïnvloede meetpunten (zowel boven- als benedenstreams) worden hogere concentraties mineraal stikstof en mineraal fosfor berekend dan gemeten. Het dient te worden onderzocht of dit verband houdt met de (te hoge) belasting van het landsysteem of de simulaties van de bepalende processen door het oppervlaktewatermodel.

De dynamiek (temporele variatie) van de concentraties stikstof wordt goed door het modelsysteem gesimuleerd, maar de dynamiek van de concentraties van fosfor niet. Voor fosfor is de gesimuleerde dynamiek voor het landsysteem groter dan de dynamiek in de gemeten waarden, hetgeen wijst op het relatief grote belang van processen in het oppervlaktewater. De gesimuleerde dynamiek door het oppervlaktewatermodel is echter kleiner is dan de dynamiek in gemeten waarden, hetgeen is toe te schrijven aan een te grote tijdstap in de berekeningen.

Modellen

De toepassing in dit gebied geeft geen aanleiding tot twijfel aan de geschiktheid van de modellen SWQN en NuswaLite voor deze studie.

Vervolg

Omdat belangrijke bronnen (o.a. bemesting) en hydrologische randvoorwaarden (kwel en wegzijging) nog onvoldoende bekend zijn of een onvoldoende temporele en ruimtelijke variatie kennen, kunnen met het Fase 2 modelsysteem nog niet afdoende relaties worden gelegd tussen waargenomen nutriëntenconcentraties en (veranderingen in) de bronnen, als gevolg van beleid of maatregelen.

Hierdoor kan de bijdrage van de landbouw aan de belasting van het oppervlaktewater door nutriënten nog niet voldoende worden gekwantificeerd en de effecten van het mestbeleid en veranderingen binnen het stroomgebied nog onvoldoende worden gevolgd en voorspeld.

7 Aanbevelingen

Tijdstappen

Teneinde de extreme waarden in de afvoer van water en nutriënten (vooral fosfor) beter te kunnen simuleren dienen modelresultaten voor kleinere tijdstappen beschikbaar te komen. De reactietijd van de afvoer van water op (extreme) neerslag is kort. De verblijftijd van nutriënten in het oppervlaktewater is vrijwel altijd minder dan 10 dagen, en meestal minder is dan 2 dagen.

De uitvoer van de modelketen voor het landsysteem vindt nu plaats op decadebasis. Het oppervlaktewaterkwaliteitmodel rekent met (neergeschaalde) daggegevens. De tijdstap van 10 dagen is te groot om de temporele variatie in de gemeten concentraties goed te kunnen volgen.

Zowel ten aanzien van de afvoerberekeningen als de waterkwaliteitsberekeningen wordt daarom aanbevolen om in vervolgfases met een kleinere tijdstap te rekenen.

Randvoorwaarden

Omdat de kwel en wegzijging nog niet goed worden berekend, en daardoor de gesimuleerde afvoeren te hoog zijn, dient in vervolgfases meer aandacht te worden besteed aan de hydrologische randvoorwaarden aan de onderzijde van het model.

Schematisatie oppervlaktewater

Omdat er op verschillende punten in het oppervlaktewatermodel nog onvolkomenheden in de geometrische gegevens zitten, die de resultaten plaatselijk sterk beïnvloeden, is het van belang om in vervolgfases de leggergegevens op een aantal punten te controleren, en waar nodig te corrigeren.

Koppeling land- en oppervlaktewatermodellen

In vervolgfases dienen in de modelschematisatie de uitstroompunten van de afwateringseenheden zoveel mogelijk samen te vallen met de meetpunten en met de knooppunten van het oppervlaktewatermodel, opdat de interactie tussen landsysteem en oppervlaktewater meer gedetailleerd en op betere (toets)locaties kan plaatsvinden.

Nutriëntenbelasting landbouwgebieden

Omdat op de door landbouw beïnvloede meetpunten doorgaans te hoge concentraties mineraal stikstof en mineraal fosfor worden berekend, dient de nutriëntenbelasting van landbouwgebieden nader te worden onderzocht.

Parametrisatie

Om de nauwkeurigheid van de modeluitkomsten verder te verbeteren en met name de waargenomen nutriëntenconcentraties beter te kunnen relateren aan (veranderingen in) de bronnen, zal in een volgende fase aandacht moeten worden besteed aan de parametrisatie ten behoeve van de modellen.

Literatuur

Boers, P.C.M., H.L. Boogaard, J. Hoogeveen, J.G. Kroes, I.G.A.M. Noij, C.W.J. Roest, E.F.W. Ruijgh en J.A.P.H. Vermulst, 1997. Watersysteemverkenningen. Huidige en toekomstige belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat vanuit de landbouw. Rapport 97.013, RIZA, Lelystad.

Jansen, H.C, Sicco Smit, M.E, 2003. Meetplan 2004 Schuitenbeek. Project "Monitoring Stroomgebieden".

Jansen, H.C, Sicco Smit, M.E, Van der Bolt, F.J.E, 2004. Systeemverkenning Schuitenbeek. Alterra-rapport 968, ISSN 1566-7197. Reeks Monitoring Stroomgebieden 2-II.

Jansen, H.C, Sicco Smit, M.E, 2004a. Meetplan 2005 Schuitenbeek. Project "Monitoring Stroomgebieden". Reeks Monitoring Stroomgebieden 4-II.

Jansen, H.C, Renaud, L.V, Leenders, T.P, Van der Bolt, F.J.E, 2006. Systemanalyse voor het stroomgebied van de Schuitenbeek Fase 1. Alterra-rapport 1272, ISSN 1566-7197. Reeks Monitoring Stroomgebieden 5-II.

Jansen, H.C, Sicco Smit, M.E, 2006a. Meetplan 2006 Schuitenbeek. Project "Monitoring Stroomgebieden". Reeks Monitoring Stroomgebieden 7-II.

Bijlage 1 Het nutriëntenemissiemodel STONE

Ruimtelijke schematisatie

In de ruimtelijke indeling van Nederland voor STONE 2.0 wordt het landareaal geclassificeerd naar de hydrologische kenmerken, het landgebruik en de bodemeigenschappen (Kroon et al, 2001). Hierbij wordt rekening gehouden met de bodemfysische en bodemchemische kenmerken van zowel de boven- als ondergrond. Deze afzonderlijke classificatiekenmerken zullen hier kort worden toegelicht. De ruimtelijke indeling voor STONE 2.1 en STONE 2.1.1 is ongewijzigd gebleven.

Hydrologie

Om de nutriëntenvrachten naar het oppervlaktewater en de nitraatconcentraties in het grondwater te kunnen kwantificeren, dient de waterafvoer uit het landelijke gebied naar het oppervlaktewater en de grondwaterstand in het landelijke gebied precies berekend te worden. Deze worden bepaald door de geohydrologische eigenschappen van de ondergrond, de drainage-eigenschappen en de nettoflux naar het topsysteem, bestaande uit kwel of wegzijging. De hydrologie is daarom ruimtelijk geschematiseerd op basis van deze drie karakteristieken en tevens de grondwaterstand.

Voor de schematisatie van de geohydrologische eigenschappen van de ondergrond is de indeling in 22 zogenaamde hydrotypen gebruikt (Massop et al, 2000). Deze indeling is gebaseerd op o.a. de geologische kaart van Nederland (1:600 000). Voor de schematisatie van de drainage-eigenschappen worden vijf verschillende drainagesystemen voor afvoer naar het oppervlaktewater onderscheiden, namelijk:

- waterafvoer naar brede waterlopen (> 3 meter);
- smalle waterlopen (ca. 0.5 – 3 meter);
- greppels (< ca. 0.5 meter)
- waterafvoer over het maaiveld naar het oppervlaktewater;
- waterafvoer via aangelegde drains in de bodem.

De classificatie naar drainage-eigenschappen is voornamelijk gebaseerd op de drainage-weerstand bij afvoer naar de waterlopen. Deze drainageweerstand is berekend met het MONA-instrumentarium van het RIZA (Kroon en Werkman, 2001). Dit resulteerde in zes groepen van drainageweerstanden.

De wateraanvoer vanuit de diepe ondergrond is berekend met behulp van het MONA-instrumentarium, waarbinnen NAGROM voor het diepe systeem en MOZART voor het topsysteem is opgesteld (Kroon en Werkman, 2001). De berekende kwel is gebruikt om een kwelkaart te genereren, die voor de STONE 2.0 toepassing is gegroepeerd in zes kwelklassen (Kroon et al., 2001). Voor het onderscheiden van grondwaterstanden is de grondwatertrappenkaart van de bodemkaart 1:50 000 gebruikt. Hiervoor zijn de Gt-codes uit de bodemkaart vertaald naar zeven Gt-groepen, die zijn gebruikt voor de hydrologische schematisatie.

Door verbetering van de ontwatering in de afgelopen decennia zijn de ruimtelijke opnamen van grondwaterstanden zoals aangegeven op de bodemkaart 1:50 000 uit de periode 1950 – 1980, nu gedateerd. Recente opnamen geven aan dat vooral het areaal landbouwgronden met Gt VI en, in mindere mate het areaal landbouwgronden met Gt VII en Gt VII*, zijn toegenomen. Bij de modelberekeningen met SWAP is gebruik gemaakt van die recente databestanden (Kroes et al., 2001).

Landgebruik

Binnen de schematisatie in landgebruik van STONE 2.0 worden zes vormen van landgebruik onderscheiden: (1) grasland, (2) maïs, (3) overig landbouw, (4) natuur, (5) water en (6) bebouwd gebied. De ligging is afgeleid uit het LGN 3+ bestand (resolutie 25 x 25 meter) van Nederland (de Wit et al., 1999) en ten behoeve van de verdere ruimtelijke schematisatie opgeschaald naar een resolutie van 250 x 250 meter. Omdat het areaal grasland hoger uitviel dan het areaal dat bij het Landbouw Economisch Instituut (LEI) als (agrarisch) grasland geregistreerd stond, zijn een aantal grasland-plots als onbemest grasland ('natuur') behandeld.

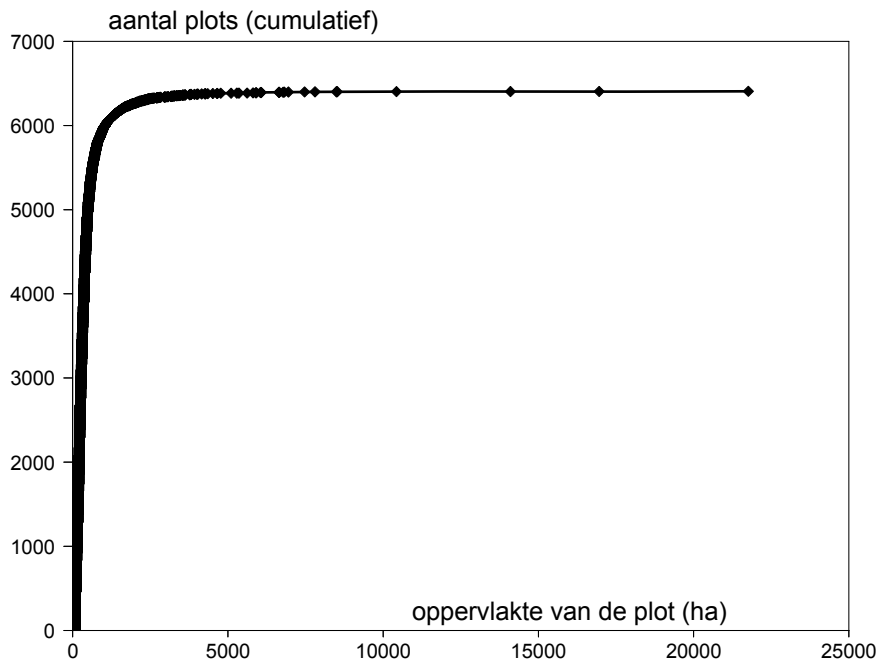
Bodemtype

Voor het onderscheid in bodemtypen is gebruik gemaakt van een vertaling van de bodemkaart 1:50 000 naar 21 bodemfysische eenheden, de zogenaamde PAWN-bodemeenheden (Klijn, 1997). Deze vertaling is gebaseerd op de vertaling van de bodemkaart 1:250 000 in bodemfysische eenheden (Wösten et al., 1988). Bij deze indeling in bodem(fysische) eenheden worden diverse veen-, zand-, en kleigronden onderscheiden. Voor de indeling in bodemchemische eenheden zijn deze bodemtypen verder gedifferentieerd naar drie kenmerken, te weten: de capaciteit van de bodem om fosfaat te binden, de mineralisatiecapaciteit en de capaciteit van de bodem om kationen (waaronder ammonium) uit te wisselen (Kroon et al., 2001). Daarnaast is voor de indeling in bodemfysische en -chemische eenheden tevens rekening gehouden met bodemtypen dieper dan 1 meter beneden maaiveld. De informatie van de diepere bodemlagen is door NITG-TNO aangeleverd. De verschillende combinaties van bodemfysische en -chemische eenheden levert 1682 verschillende bodemeenheden op (Kroon et al., 2001).

Rekeneenheden

De randvoorwaarde voor de nieuwe schematisatie voor STONE 2.0 was de mogelijkheid om één scenario binnen 24 uur door te rekenen. Het gevolg hiervan was dat maximaal 6000 rekeenheden of plots konden worden onderscheiden binnen Nederland. Een plot bestaat uit een unieke combinatie van hydrologische eigenschappen, landgebruik en bodemkenmerken. De combinatie van deze eigenschappen leidde in eerste instantie tot ruim 500 000 plots voor Nederland. De reductie van het aantal plots heeft in een aantal stappen plaatsgevonden en is uitgebreid beschreven door Kroon et al. (2001). De nieuwe ruimtelijke schematisatie van STONE 2.0 bestaat uit 6407 plots, waarvan één plot voor al het bebouwde areaal en één plot voor al het open water. Voor de 6405 STONE plots zijn met het gedetailleerde hydrologische model SWAP de grondwaterstanden en waterafvoeren naar de verschillende drainagemiddelen gesimuleerd voor perioden van 15 aaneengesloten weerjaren (Kroon et al., 2001). In de studie naar de milieukundige

effecten van een aantal voorstellen voor gebruiksnormen ten behoeve van de Evaluatie Meststoffenwet 2004 maakt het toegepaste STONE-instrumentarium gebruik van de gesimuleerde waterafvoeren op basis van twee (meteo)reeksen: 1971 – 1985 en 1986 – 2000.



Figuur 30. De verdeling van het aantal STONE plots over de oppervlakte van de plots

Iedere STONE plot is verticaal geschematiseerd als een bodemkolom van 13 meter diep, opgedeeld in 22 bodemlagen. Voor ieder van deze bodemlagen zijn berekeningen uitgevoerd met het hydrologisch model SWAP en het nutriëntenuitspoelingsmodel ANIMO. Een STONE plot bestaat uit één of meerdere gridcellen van 250 x 250 meter. De 6405 STONE plots (dus exclusief 1 plot voor al het bebouwde areaal en 1 plot voor la het open water) variëren in grootte van 25 ha tot 21 762 ha. De mediaanwaarde is 287.5 ha. In Figuur 30 is het areaal van de plots uitgezet tegen het cumulatieve aantal plots. Uit de steile lijn in de figuur en uit de mediaanwaarde blijkt dat kleine plots sterk zijn vertegenwoordigd, met name de plots met een oppervlakte minder dan 200 ha. De voornaamste reden voor het accent op deze kleine plots is dat er binnen elke regio een aantal ‘zeldzame eigenschappen’ wordt gehandhaafd in de schematisatie, bijvoorbeeld de weinig voorkomende bodemtypen (bodemfysische eenheid 4, 6 en 20) en grondwatertrappen I en IV.

Modelketen

Het modelinstrumentarium STONE 2.0 bestaat uit de modellen CLEAN2 (bemestingsverdeling), OPS/SRM (atmosferische stikstofdepositie), ANIMO (nutriëntenuitspoelingsmodel) en de rekenresultaten van SWAP (hydrologie).

CLEAN2

Het model CLEAN2 berekent de emissie van ammoniak vanuit agrarische bronnen naar de lucht en van stikstof en fosfaat uit zowel dierlijke mest als kunstmest naar de

bodem in Nederland op een ruimtelijk aggregatieniveau van 31 mestgebieden, ook wel LEI-regio's genoemd (Beusen et al., 2004). Binnen deze mestgebieden worden zes bodemtypen en zeven gewasgroepen onderscheiden. De mestverdelingsberekeningen in CLEAN2 worden in vijf stappen uitgevoerd:

1. Berekening van de mestproductie per mestgebied op basis van de excretie van mest per diercategorie (in CLEAN2 worden in totaal 42 diercategorieën onderscheiden).
2. Verdeling van de geproduceerde mest binnen het mestgebied over de verschillende bodem- en gewascombinaties. Deze mestverdeling wordt uitgevoerd in een specifieke volgorde. Allereerst wordt de mest toegepast op het eigen bedrijfsareaal. Als dit eigen bedrijfsareaal 'vol' is, wordt de resterende hoeveelheid mest via transport binnen het mestgebied geplaatst.
3. Wanneer binnen een mestgebied niet alle geproduceerde mest geplaatst kan worden, is er sprake van een regionaal mestoverschot. Nadat de overschotten en plaatsingsruimte van alle mestgebieden bepaald zijn, wordt er op nationale schaal bekeken wat de optimale bestemming is: transport naar andere mestgebieden, verwerking van de mest of export. De berekening van de optimale bestemming van de mest wordt gestuurd door de parameters acceptatiegraden van mest in ontvangstgebieden, transportprijzen per mestsoort, de afstanden tussen mestgebieden, de minimale en maximale capaciteit van mestverwerking en –export en boetes bij illegaal storten van mest.
4. Na de mesttransport is bekend hoeveel van welke mestsoort in welk mestgebied wordt aangewend. Per bodem- en gewascombinatie in ieder mestgebied wordt de plaatsing van mest bepaald. Vervolgens wordt de ammoniakvervluchtiging bij de gekozen aanwendingstechniek berekend en van de bodemaanvoer afgetrokken.
5. Als laatste stap wordt berekend welke kunstmestgift nog wordt gegeven op basis van bemestingsnormen per bodem- en gewascombinatie, bemestingsadviezen, werkingsfactoren dierlijke mest en vervluchtigingsfactoren voor stikstofkunstmest.

Voor een gedetailleerdere beschrijving van het CLEAN2 model wordt de lezer verwezen naar Mooren en Hoogervorst (1993) en van Tol et al. (2002).

OPS/SRM

Het OPS (Operational Priority Substances) model is bedoeld voor de berekening van periodegemiddelde stikstofconcentraties en –deposities op lokale tot nationale schaal veroorzaakt door individuele lokale bronnen tot aan geaggregeerde bronnen aan de grenzen van Europa (Beusen et al., 2004). De bijdragen aan stikstofconcentraties en –depositie op een bepaalde receptor worden berekend voor alle bronnen afzonderlijk met behulp van een terugwaartse trajectoriën. Lokale (verticale) verspreiding wordt geïntroduceerd met behulp van een Gaussische pluimformulering. Het ruimtelijk oplossend vermogen van het model wordt grotendeels bepaald door het ruimtelijke detail van de gebruikte emissiebestanden. Rondom een individuele puntbron kan het oplossend vermogen in de orde van 100 x 100 m zijn, op landelijke schaal wordt in STONE 5 x 5 km gebruikt.

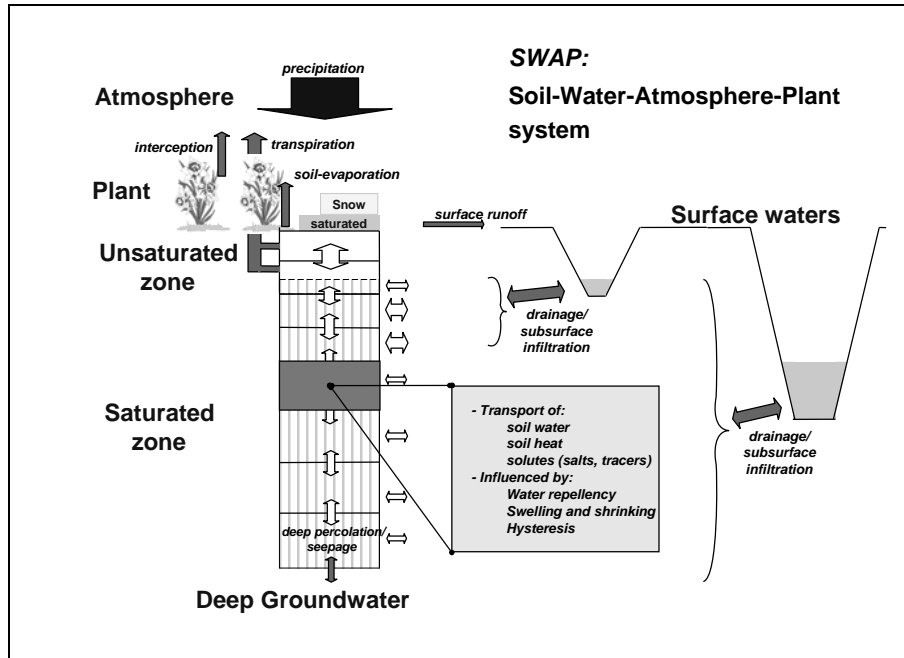
Meer informatie over het model OPS wordt gegeven door van Jaarsveld (1990, 1995).

In STONE wordt niet het model OPS toegepast, maar de Source Receptor Matrix (SRM) model. SRM is ontwikkeld omdat de rekestijd van OPS relatief lang is ten opzichte van de andere modellen in STONE. SRM is volledig gebaseerd op OPS en maakt gebruik van het feit dat in OPS de deposities lineair zijn met de emissies. De ruimtelijke verdeling van SRM is gelijk aan de ruimtelijke verdeling van OPS.

SWAP

Strikt genomen is het hydrologisch model SWAP geen deelmodel van het modelinstrumentarium STONE, maar worden de rekenresultaten van dit model gebruikt voor de nutriëntenuitspoelingsberekeningen met ANIMO. Om die reden is het model SWAP te beschouwen als een integraal geheel van het STONE model.

SWAP (Soil-Water-Atmosphere-Plant) is een een-dimensionaal simulatiemodel voor het bodem-water-atmosfeer-plant-systeem (Figuur 31). Het model simuleert het transport van water en warmte in zowel de onverzadigde als de verzadigde zone. Het is een dynamisch simulatiemodel dat invoer op dagbasis vereist van meteorologische, bodemkundige en waterhuishoudkundige gegevens. Uitvoer in de vorm van waterbalansen wordt op dagbasis of decadebasis gegenereerd. Omdat STONE de nutriëntenuitspoeling op nationale schaal bepaald en om de rekestijd in STONE te beperken is er voor gekozen de waterbalansen op decadebasis uit te voeren.



Figuur 31. Verticale schematisering en processen in SWAP

Het model SWAP is de opvolger van het welbekende SWATRE-model waarvan de eerste versie in 1978 verscheen (Feddes et al, 1978). Sindsdien is het model over de

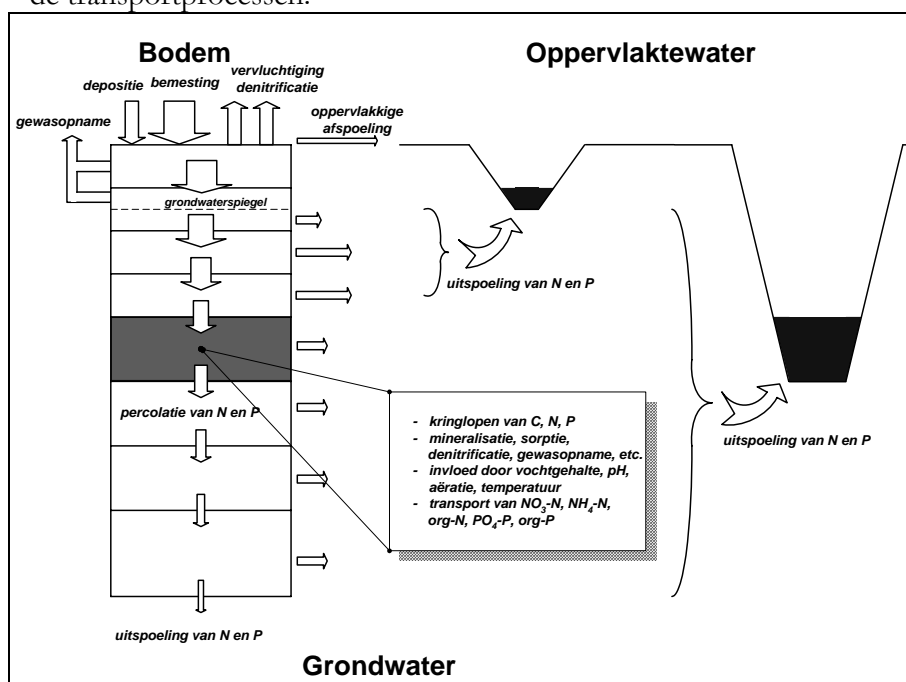
hele wereld toegepast. Recentelijk is een nieuwe versie verschenen, welke is gedocumenteerd middels een theoretische beschrijving (Van Dam, 1997 en Van Dam, 2000) en een gebruikershandleiding (Kroes et al, 1999). Belangrijke recente verbetering zijn: stabiele numerieke oplossing, stof- en warmte-transport, bodemheterogeniteit (preferent transport, zwel/krimp), beregening en irrigatie-waterbeheer, gedetailleerde gewasgroei, regionale aan- en afvoer naar drainage-middelen en interactie met oppervlaktewatersystemen.

ANIMO

Het model ANIMO (Agricultural Nutrient Model) berekent de uitspoeling van stikstof en fosfaat naar grond- en oppervlaktewater bij verschillende bodemkundige, hydrologische en landbouwkundige landgebruikssituaties (Groenendijk en Kroes, 1999). Voor de toepassing van het model ANIMO zijn hydrologische gegevens nodig die door een extern hydrologisch model worden berekend. ANIMO heeft opties voor de koppeling met (agro)hydrologische perceelsmodellen zoals SWAP, DEMGEN, MOZART en regionale grondwaterstromingsmodellen zoals SIMGRO. In het modelinstrumentarium STONE wordt het model ANIMO doorgerekend met waterbalansen uit het model SWAP .

Het model ANIMO is een complex een-dimensionaal procesgeoriënteerd model voor de beschrijving van de transport en omzetting van organisch materiaal, stikstof en fosfaat in de bodem (Figuur 32). De belangrijkste onderdelen van het model ANIMO zijn:

- de organischestofkringloop;
- de stikstofkringloop;
- de fosforkringloop en
- de transportprocessen.

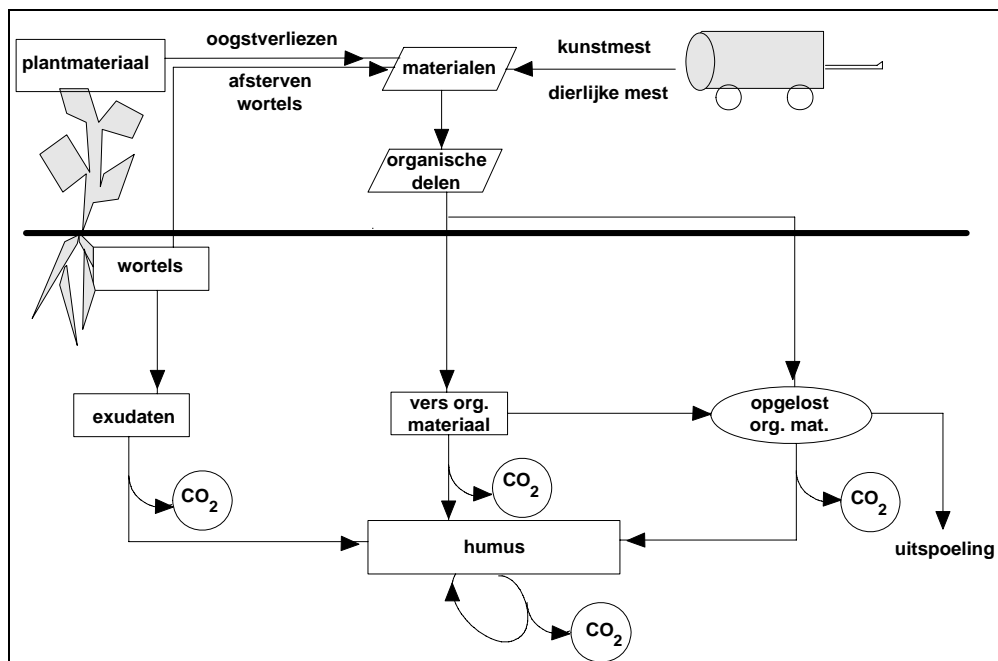


Figuur 32. Verticale schematisering en processen in het model ANIMO

Organischestofkringloop

In de organischestofkringloop zijn de volgende processen beschreven (Figuur 33):

- Toediening van verschillende soorten organisch materiaal aan de bodem zoals vaste mest, drijfmest, planteresten, stro, etc. Een gedeelte van de mest en drijfmest bestaat uit opgelost organisch materiaal.
- De uitscheiding van wortellexudaten en afsterving van haarwortels bij gewassen anders dan gras.
- De afsterving van wortels bij gras.
- De afbraak van vers toegediende of gevormde organisch materiaal. Bij de degradatie worden de kleinere moleculen mobiel en kunnen als opgelost organisch materiaal met de waterstroom door het bodemprofiel worden verplaatst.
- De omzetting van de afgescheiden wortellexudaten/haarwortels, het toegediende verse materiaal en het opgelost organisch materiaal naar humus,
- De “turn-over” van humus.



Figuur 33 .Organischestofkringloop in ANIMO

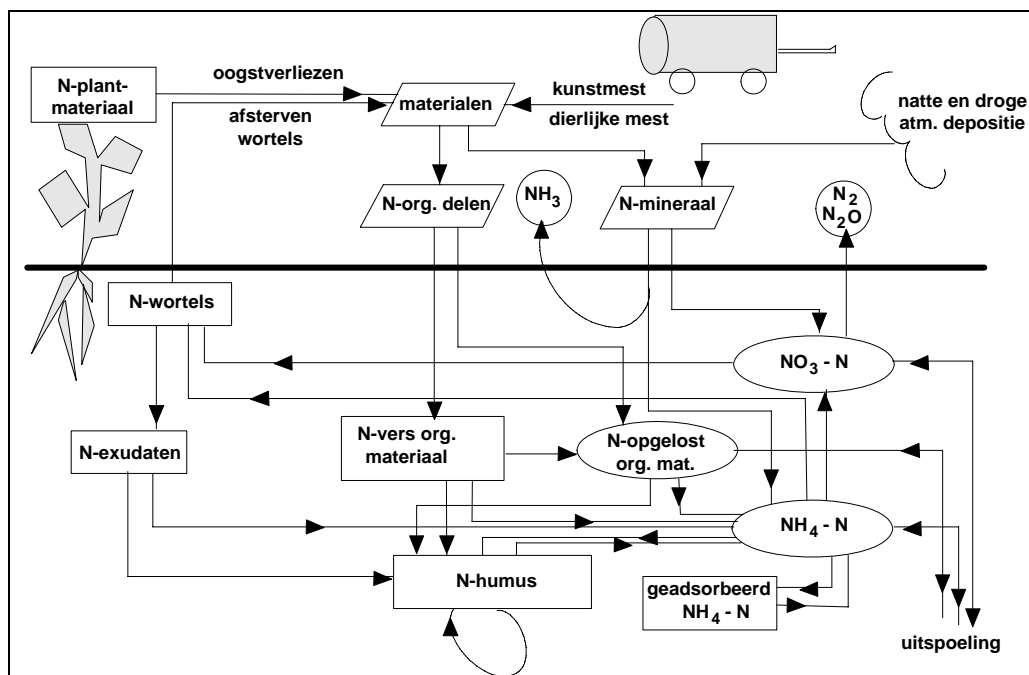
Om een breed scala aan landbouwkundige situaties door te kunnen rekenen zijn de verse organische materialen zo geformuleerd dat de uiteenlopende eigenschappen kunnen beschreven worden. Materialen kunnen verschillen in de gewichtsfractie aan organische delen, het gehalte aan opgelost organische koolstof dat met het materiaal wordt toegediend, de afbraakarakteristiek en het N- en P-gehalte van het organische deel. Het heterogene karakter van het materiaal, en het verschijnsel dat de relatieve afbraaksnelheid afneemt in de tijd wordt tot uitdrukking gebracht in het definiëren van twee of meer fracties. Per fractie wordt de afbraak beschreven met een eerste orde omzettingsproces. De parametrisatie van de afbraak-karakteristiek kan in principe worden afgeleid uit afbraakexperimenten van bijv. Kolenbrander (1969) of

uit een eenvoudig organische-stofmodel dat rekening houdt met de afname van de relatieve afbraaksnelheid. In model ANIMO wordt geen onderscheid gemaakt tussen levende biomassa en humus, maar wordt uitgegaan van een gecombineerde humus/biomassa “pool”. Deze “pool” is onderhevig aan een interne turn-over waarbij een gedeelte van de organische stof dissimileert. Opgeloste organische bestanddelen worden snel afgebroken. In situaties waarin de afbraak wordt geremd door een onvoldoende aëratie van het bodemprofiel bij ondiepe grondwaterspiegels, en een grote toevoer van opgelost organisch materiaal met drijfmest, kan de afvoer van opgelost organisch materiaal naar het oppervlaktewater aanzienlijk zijn.

Stikstofkringloop

In de stikstofkringloop (Figuur 34) zijn de volgende processen beschreven:

- Toediening van organisch stikstof met verschillende soorten organisch materiaal aan de bodem zoals vaste mest, drijfmest, plantenresten, stro, etc. Een gedeelte van de mest en drijfmest bestaat uit opgelost organisch stikstof.
- De uitscheiding van organisch stikstof in wortellexudaten en afsterving van haarwortels bij gewassen anders dan gras.
- De toediening van organisch stikstof aan de bodem door afsterving van wortels bij gras.
- De mineralisatie en immobilisatie van stikstof als gevolg van de afbraak van vers organisch materiaal, wortellexudaten, haarwortels en opgelost organisch materiaal en de vorming van humus/biomassa.
- De mineralisatie van stikstof als gevolg van de dissimilatie van de humus.
- De aanvoer van mineraal stikstof bij de toediening van mest, kunstmest en andere materialen, alsmede door de droge en de natte atmosferische depositie.
- De vervluchtiging van een gedeelte van het toegediende ammonium.
- De adsorptie van ammonium aan de vaste bodemfase.
- De nitrificatie van ammonium in aanwezigheid van voldoende zuurstof.
- De denitrificatie van nitraat in gedeeltelijk en volledig anaërobe toestand.
- De opname van ammonium en nitraat door het gewas.



Figuur 34. Stikstofkringloop in ANIMO

Het organische deel van de stikstofkringloop loopt grotendeels parallel aan de organischestofkringloop. Bij de definitie van de materialen wordt per fractie een stikstofgehalte opgegeven. De relatieve mineralisatiesnelheid hangt af van de C/N verhouding in het verse materiaal, de C/N verhouding in de te vormen humus/biomassa en de assimilatie/dissimilatie-verhouding. Nitrificatie is in het algemeen een snel proces. Op zandgronden bevindt het overgrote deel van mineraal stikstof zich in de nitraatvorm. In klei- en veengronden neemt ammonium een belangrijker deel in. Vervluchtiging is in het model bijzonder simpel gedefinieerd als een fractie van de toegediende hoeveelheid ammonium. Adsorptie van ammonium vindt plaats in evenredigheid met de concentratie. In landbouwgronden vormt de gewasopname een belangrijk deel van de totale hoeveelheid mineraal stikstof die jaarlijks in omloop is. Het model bevat een module voor de berekening van de gewasopname. Stikstof kan worden opgenomen met de transpiratiestroom. Indien de behoefte van de plant groter is dan alleen met de waterstroom zou worden opgenomen vindt actieve opname plaats. De snelheid van actieve opname is afhankelijk van de behoefte van de plant en het mineraal stikstofgehalte van de bodem. Indien het verschil tussen behoefte van de plant en gerealiseerde opname groter is dan een bepaalde drempelwaarde, ondervindt de plant schade. Deze schade kan later in het groeiseizoen niet meer worden gecompenseerd. Vanaf versie 2.0 van STONE is de QUADMOM-module binnen het modelinstrumentarium STONE geïmplementeerd om de stikstof- en fosfaatopname en de drogestofproductie van grasland en maïsland te berekenen (ten Berge et al., 2000). Tevens wordt door QUADMOM een schatting gegeven van de productie van de gewasresten die gedurende het groeiseizoen en aan het einde van een groeiseizoen aan de bodem worden toegevoegd. Als invoer vraagt de QUADMOM-module om twee kenmerken:

- De netto toegevoegde hoeveel stikstof aan de bodem (NetNsoil). Deze is gedefinieerd als atmosferische depositie tezamen met de netto

stikstofmineralisatie uit de bodem-pools, uitgezonderd de stikstof die door mineralisatie vrijkomt uit de in dat jaar toegediende mest en gewasresten.

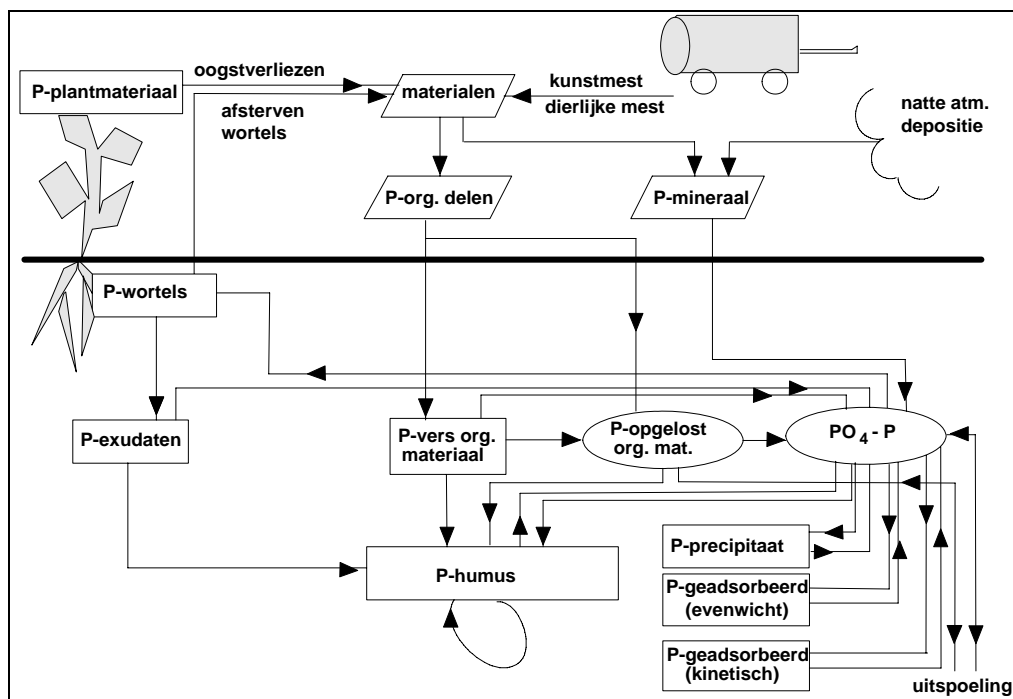
- De effectieve stikstofgift door bemesting (Nwdose).

De formulering van nitrificatie en denitrificatie hangen samen met de wijze waarop aëratie en de invloed van bodemlucht op de processen is beschreven. In STONE is een versie van het ANIMO model opgenomen waarin deze processen zijn beschreven volgens het concept van het SONICG-model (Bril et al., 1994). De relatieve nitrificatiesnelheid is beschreven als een responsfunctie van de waterverzadigingsgraad en de relatieve denitrificatiesnelheid is beschreven als een responsfunctie van zowel waterverzadigingsgraad, de aanwezige hoeveelheid nitraat en de zuurstofvraag van organische omzettingsprocessen.

Fosforkringloop

De beschrijving van de fosforkringloop (Figuur 35) bevat de volgende onderdelen:

- Toediening van organisch fosfor met verschillende soorten organisch materiaal aan de bodem zoals vaste mest, drijfmest, plantenresten, stro, etc. Een gedeelte van de mest en drijfmest bestaat uit opgelost organisch fosfor.
- De uitscheiding van organisch fosfor in wortellexudaten en afsterving van haarwortels bij gewassen anders dan gras.
- De toediening van organisch fosfor aan de bodem door afsterving van wortels bij gras.
- De mineralisatie en immobilisatie van fosfor als gevolg van de afbraak van vers organisch materiaal, wortellexudaten, haarwortels en opgelost organisch materiaal en de vorming van humus/biomassa.
- De mineralisatie van fosfor als gevolg van de dissimilatie van de humus.
- De aanvoer van mineraal fosfor bij de toediening van mest, kunstmest en andere materialen, alsmede door de natte depositie uit de atmosfeer.
- De adsorptie van fosfaat aan de vaste bodemfase. Een gedeelte van het fosfaat wordt reversibel gebonden. Bij lage fosfaatgehalten kan dit gedeelte weer gemakkelijk vrijkomen. Dit is in het model beschreven met een evenwichtsvergelijking. Een ander gedeelte wordt irreversibel gebonden aan de bodem. Deze irreversibele binding is beschreven met een kinetisch proces. De adsorptie geschiedt veel sneller dan de desorptie. Echter, voor lange termijn berekeningen met relatief hoge fosfaatgehalten in de bodem en lage mestgiftten in de toekomst kan de desorptiesnelheid van belang zijn voor de hoogte van de uitspoelconcentratie.
- De neerslag van fosfaat in de vorm van fosfaatzouten bij overschrijding van een grensconcentratie. Deze grenswaarde is afhankelijk van de pH van de bodem.
- De opname van fosfaat door het gewas.



Figuur 35. Fosforkringloop in ANIMO

Evenals bij stikstof loop het organische deel van de fosforkringloop grotendeels parallel aan de organischestof kringloop. Bij de definitie van de materialen wordt per fractie een stikstofgehalte opgegeven. De relatieve mineralisatiesnelheid hangt af van de C/P verhouding in het verse materiaal, de C/P verhouding in de te vormen humus/biomassa en de assimilatie/dissimilatie-verhouding. Reversibele sorptie van fosfaat wordt beschreven met een Langmuir-curve. Deze curve wordt gekenmerkt door een maximum niveau. Irreversibele sorptie wordt in het model doorgaans beschreven met een 3 parallelle "sorptie-pools". In de steady-state situatie zou de hoeveelheid geadsorbeerd in elk van de pools te beschrijven zijn met een Freundlich-vergelijking. Iedere sorptie-pool wordt gekenmerkt door een eigen snelheidsconstante voor adsorptie en desorptie en coëfficiënten voor de Freundlich-vergelijking. Ook bij fosfor vormt de gewasopname een belangrijk deel van de totale hoeveelheid mobiele mineraal fosfaat die jaarlijks in omloop is. Echter, door de genoemde adsorptieprocessen is de totale voorraad mineraal fosfaat is veel groter, en daarmee wordt de invloed van de gewasopname op de uitspoeling naar grond- en oppervlaktewater sterk gebufferd. Het model bevat een module voor de berekening van de gewasopname. Fosfaat kan worden opgenomen met de transpiratiestroom. Indien de behoefte van de plant groter is dan alleen met de waterstroom zou worden opgenomen vindt actieve opname plaats. Als door stikstofgebrek de opname achterblijft bij de potentiële opname wordt ook de opname van fosfaat gereduceerd.

Omgevingsfactoren

De omzettingen in de drie kringlopen zijn voornamelijk gemodelleerd als eerste orde processen. De snelheidsconstanten worden gecorrigeerd voor de omgevingsfactoren temperatuur, vocht, pH en anaërobie. De factoren voor temperatuur, vocht en pH zijn in het model onafhankelijk van de omzettingen in de genoemde kringlopen. De

factor voor anaërobie hangt echter wel af van de aanwezigheid van ammonium en de organischestofomzettingen. De invloed van de temperatuur op de processnelheid wordt beschreven met een Arrhenius vergelijking. Met deze formule wordt een correctiefactor voor de snelheidsconstante berekend t.o.v. de referentiewaarde bij de gemiddelde jaartemperatuur. Onder droge omstandigheden, bij pF 3.2 en hoger, wordt de processnelheid gereduceerd omdat de microbiologische populatie te lijden heeft onder droogte-stress. Bij pF-waarde groter dan 4.2 bedraagt de reductiefactor 0.2. De correctiefactor wordt tussen pF 3.2 en pF 4.2 berekend als een lineaire relatie van de berekende drukhoogte. De correctiefactor voor pH is geformuleerd als een sigmoïde curve, met een half waarde bij pH 5. Bij pH 4 bedraagt de reductiefactor 7.5% en bij pH 6 is de factor 92.5% van de optimumwaarde. De factor voor anaërobie wordt berekend in een denitrificatiemodule. De denitrificatiesnelheid is afhankelijk van de waterverzadigingsgraad van de bodem, de beschikbaarheid van gemakkelijk afbreekbaar organische materiaal en de aanwezigheid van nitraat.

De reductiefactoren voor omgevingsinvloeden worden met elkaar vermenigvuldigd. Dit resulteert in één 'overall' reductiefactor voor de processnelheid. De vochtreductie en de reductie voor anaërobie sluiten elkaar doorgaans uit: vochtreductie treedt alleen op onder droge omstandigheden en anaërobie alleen onder natte omstandigheden.

Transportprocessen

Door de waterstroming in het bodemprofiel vindt transport van de verschillende opgeloste stoffen in de vorm van een één dimensionaal systeem in beschouwing genomen. Hierbij is het bodemprofiel in horizontale lagen geschematiseerd, waaruit via horizontale uitstroming de verdamping en de afvoer naar de drainagemiddelen wordt gesimuleerd (Figuur 32). De bovenste lagen voeren overtollig water naar de greppels (vierde orde) en perceelssloten (derde orde) af en lager gelegen lagen naar de tweede orde afvoerkanalen. Uit de onderste laag treedt een verticale kwel of wegzijging naar de aquifer op (eerste orde). Tevens vindt er verticaal transport van laag naar laag plaats. In de hydrologische schematisering wordt ervan uitgegaan dat een kanaal tevens als sloot en greppel functioneert. Een sloot functioneert ook als greppel. Naast afvoer naar ontwateringsmiddelen kan het model afspoeling van oppervlakkig toegediende meststoffen over het bodemoppervlak simuleren. Per laag wordt per tijdstap een volledige water en stoffenbalans en de daarbij optredende omzettingprocessen berekend. Organische stof in oplossing, minerale stikstof (in de vorm van ammonium en nitraat) en minerale fosfor (in de vorm van fosfaat) worden in de waterfluxen van en naar de verschillende lagen en drainagemiddelen getransporteerd.

Literatuur

- Berge, H.F.M. ten, J.C.M. Withagen, F.J. de Ruijter, M.J.W. Jansen & H.G. van der Meer, 2000. Nitrogen responses in grass and selected field crops; QUAD-MOD parameterisation and extensions for STONE-application. Plant Research International, Report 24.
- Beusen ,A.H.W., C.C.G. Schotten, J. Roelsma en P. Groenendijk, 2004. STONE 2.1. Technische Documentatie. Intern IMP-rapport nr. M004/04.
- Bril,J., van Faassen,H.G and Klein Gunnewiek,H, 1994. Modeling N2O Emission from Grazed Grassland. Report 24. Institute for Agrobiolgy and Soil Fertility, Wageningen, The Netherlands, p 45
- Feddes, R. A., P. Kowalik & H. Zaradny, 1978. Simulation of field water use and crop yield. PUDOC, Wageningen, Simulation Monographs, 189 pp.
- Groenendijk, P. & J.G. Kroes, 1999. Modelling the Nitrogen and Phosphorus Leaching to Groundwater and Surface Water with ANIMO 3.5. Report No 144, DLO Winand Staring Centre, Wageningen, 138 pp.
- Jaarsveld, J.A. van, 1990. An operational atmospheric transport model for priority substances; specifications and instructions for use. RIVM report no. 222501002. RIVM, Bilthoven.
- Van Jaarsveld, J.A., 1995. Modelling the long-term atmospheric behaviour of pollutants on various spatial scales. PhD thesis. Universiteit van Utrecht, Utrecht.
- Klijn, J., 1997. Vertaaltabellen bodem voor MOZART-SMART-DEMNET. Rapport T2178. Waterloopkundig Laboratorium, Delft.
- Kroes, J.G., J.C. van Dam, J. Huygen, and R.W. Vervoort, 1999. User's Guide of SWAP version 2.0. Simulation of water flow, solute transport and plant growth in the Soil-Water-Atmosphere-Plant environment. Technical Document 48, Alterra Green World Research, Wageningen, Report 81, Department of Water Resources, Wageningen University, 127 p.
- Kroes, J.G., P.J.T. van Bakel, J. Huygen, T. Kroon en R. Pastoors, 2001. Actualisatie van de hydrologie voor STONE 2.0. Reeks Milieuplanbureau 16 en Alterra-rapport 298. Alterra, Wageningen.
- Kroon, T., P.A. Finke, I. Peereboom en A.H.W. Beusen, 2001. Redesign STONE. De nieuwe schematisatie voor STONE: de ruimtelijke indeling en de toekenning van hydrologische en bodemchemische parameters. RIZA rapport 2001.017. RIZA, Lelystad.

Kroon, T. en W. Werkman, 2001. MONA, koppelingsconcept MOZART-NAGROM. Beschrijving en gebruikershandleiding van de modellentrein. RIZA, Lelystad.

Massop, H.Th.L., T. Kroon, P.J.T. van Bakel, W.J. de Lange, A. van der Giessen, M.J.H. Pastoors en J. Huijgen, 2000. Hydrologie voor STONE. Schematisatie en parametrisatie. Alterra-rapport 038. Alterra, Wageningen.

Mooren, M.A.M. en N.J.P. Hoogervorst, 1993. CLEAN. Het RIVM landbouwmodel. Deel 1. Modelstructuur, versie 1.0. RIVM rapport 259102005. RIVM, Bilthoven.

Tol, S. van, G.J. van den Born, P.M. van Egmond, K.W. van der Hoek, N.J.P. Hoogervorst en O.M. Knol, 2002. CLEAN2.0: Model voor de berekening van stikstof- en fosfaatemissies uit de landbouw. Modelbeschrijving. RIVM rapport 773004010. RIVM, Bilthoven.

Van Dam, J. C.; Huygen, J.; Wesseling, J. G.; Feddes, R. A.; Kabat, P.; Van Walsum, P. E. V.; Groenendijk, P.; Van Diepen, C. A. 1997. Theory of SWAP version 2.0: Simulation of water flow, solute transport and plant growth in the soil-water-atmosphere-plant environment. Wageningen, The Netherlands: Wageningen Agricultural University; DLO Winand Staring Centre. 167p. (Department of Water Resources, Wageningen Agricultural University report 71 / DLO Winand Staring Centre technical document 45)

Van Dam, J. C. 2000. Field-scale water flow and solute transport: SWAP model concepts, parameter estimation and case studies. Wageningen, The Netherlands: Wageningen University. 167p.

Wit, A.J.W. de, T.G.C. van der Heijden en H.A.M. Thunnissen, 1999. Vervaardiging en nauwkeurigheid van het LGN3-grondgebruiksbestand. Staring Centrum, Wageningen.

Wösten, J.H.M., F. de Vries, J. Denneboom en A.F. van Holst, 1988. Generalisatie en bodemfysische vertaling van de bodemkaart van Nederland, 1:250 000, ten behoeven van de PAWN-studie. Rapport 2055. Stichting voor Bodemkartering, Wageningen.

Bijlage 2 De modules van het oppervlaktewatersysteem

Voor het oppervlaktewatersysteem zijn binnen het Fase2 modelsysteem de modellen SWQN en NUSWALite toegepast. Van deze modellen wordt in deze bijlage een samenvatting gegeven.

SWQN

SWQN berekent de (ééndimensionale) lineaire stroming van oppervlaktewater in een netwerk van waterlopen (Smit et al, 2005). De waterlopen worden geschematiseerd tot knooppunten. De knooppunten kunnen ieder een hoeveelheid water bevatten, die afhankelijk is van de dimensies van de bijbehorende waterloop (lengte, breedte, taludhelling). De stroming tussen de knopen wordt bepaald door de stromingsweerstand in het tussenliggende leidingvak. In deze weerstand kan de aanwezigheid van kunstwerken als duikers en bruggen worden verdisconteerd. De stroming tussen twee knooppunten kan ook afhankelijk worden gesteld van de eigenschappen van eventueel aanwezige stuwen of pompen.

De interactie tussen land en oppervlaktewater vindt modelmatig plaats door uitwisseling van gegevens tussen het oppervlaktewatermodel (SWQN) en het bodemwatermodel (SWAP). Daarbij heeft het model SWAP voor het landsysteem bepaald welk deel van het neerslagoverschot als drainage wordt afgevoerd van de bodem/het land naar het oppervlaktewater. Deze drainagehoeveelheid wordt als een waterbalansterm aan het model SWQN doorgegeven. Tevens berekent het model SWAP voor het landsysteem, in periodes van verdampingoverschot, een behoefte aan wateraanvoer waarmee via infiltratie het verdampingoverschot kan worden aangevuld. Wateraanvoer en waterafvoer worden als aparte termen berekend; de uitwisseling vindt plaats als netto-waterbalansterm. Deze waterbalansterm wordt aan het model SWQN doorgegeven:

$$Q = Q_{dis} + Q_{sup}$$

waarbij:

$$Q_{dis} = \text{Waterafvoer vanuit de bodem naar het oppervlaktewater (m}^3\cdot\text{s}^{-1}\text{);}$$

$$Q_{sup} = \text{Wateraanvoer vanuit het oppervlaktewater naar de bodem (m}^3\cdot\text{s}^{-1}\text{).}$$

De waterafvoer Q_{dis} bestaat uit de som van drainage-fluxen en runoff:

$$Q_{dis} = Q_{drain} + Q_{runoff}$$

waarbij:

$$Q_{drain} = \text{Gesommeerde waterafvoer naar 5 oppervlaktewatersystemen (m}^3\cdot\text{s}^{-1}\text{);}$$

$$Q_{runoff} = \text{Oppervlakkige waterafvoer (runoff) vanuit de bodem naar het oppervlaktewater (m}^3\cdot\text{s}^{-1}\text{)}$$

De totale wateraanvoer Q_{sup} wordt bepaald door infiltratie, runoff en beregening:

$$Q_{sup} = Q_{infiltr} + Q_{runoff} + Q_{irrig}$$

waarbij:

$Q_{infiltr}$ = Gesommeerde wateraanvoer vanuit 5 oppervlaktewatersystemen ($m^3 \cdot s^{-1}$);

Q_{runon} = Oppervlakkige wateraanvoer (runon of inundatie) vanuit andere bodems of vanuit het oppervlaktewater ($m^3 \cdot s^{-1}$);

Q_{irrig} = (Optionele) beregening vanuit het oppervlaktewater ($m^3 \cdot s^{-1}$).

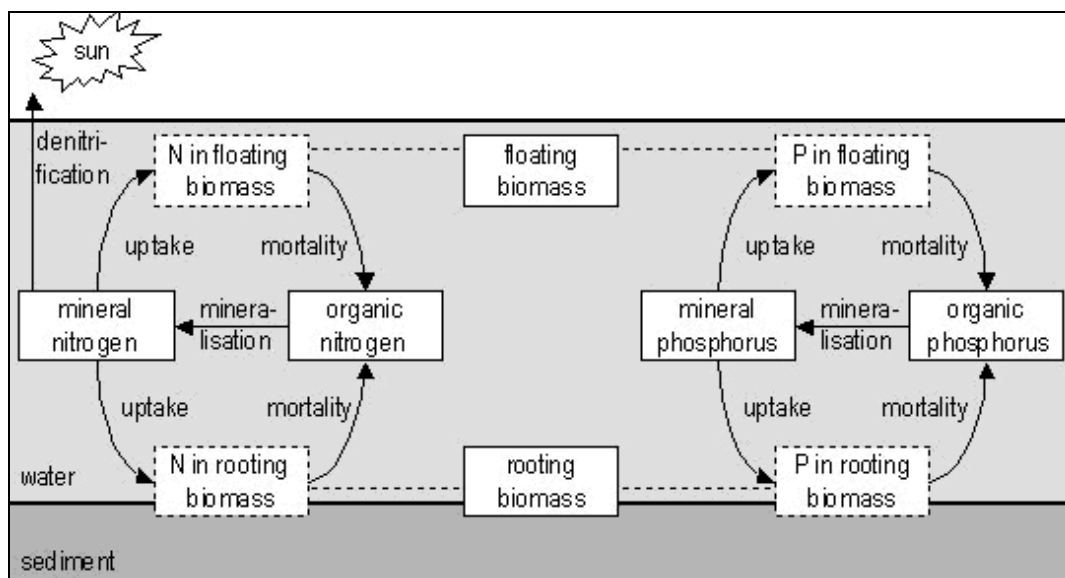
In deze fase is met de wateraanvoer voor runon (inundatie) en beregening (vanuit het oppervlaktewater) geen rekening gehouden.

De uitvoer van het model SWQN is gebruikt als invoer voor de oppervlaktewaterkwaliteitsmodule NuswaLite.

NuswaLite

Het model NuswaLite berekent de retentie en de ecologische effecten van nutriënten in oppervlaktewater (Siderius et al, 2006). Het model beschrijft de optredende processen ten aanzien van de opgeloste fracties organische en minerale stikstof en fosfor. Daarnaast worden ook de in suspensie voorkomende fractie biomassa en de vaste fractie biomassa (met wortels in het sediment) beschouwd. Aangenomen wordt, dat deze beide fracties biomassa een vaste nutriëntenverhouding hebben en dus geen aanvullende bron van nutriënten vormen. Behalve convectief transport worden de volgende processen gesimuleerd (zie Figuur 36):

- Groei van biomassa door opname van nutriënten (afhankelijk van zonnestraling en de beschikbaarheid van deze nutriënten);
- Afsterven van biomassa;
- Mineralisatie van organische nutriënten;
- Denitrificatie;
- Lineaire sorptie van nutriënten aan het sediment.



Figuur 36. Schematisch overzicht van de processen in NuswaLite

Invoer voor NUSWALITE wordt gemaakt op basis van resultaten van het model ANIMO. Dit model berekent nutriëntenafvoeren vanuit het landsysteem (bodem) naar het oppervlaktewatersysteem. De waterstroming met het SWAP model is daarbij drijvende kracht voor de verplaatsing van de nutriënten. Indien er drainage optreedt, zullen er met het drainagewater nutriënten worden getransporteerd vanuit de bodem naar het oppervlaktewater. Bij infiltratie zullen er nutriënten worden getransporteerd vanuit het oppervlaktewater naar de bodem.

De totale hoeveelheid afgevoerde nutriënten vanuit het bodemmodel ANIMO wordt als een balanstern aan het model NUSWALITE doorgegeven:

$$J_{dis} = J_{drain} + J_{runoff}$$

waarbij:

- J_{dis} = Nutriëntenafvoer vanuit de bodem naar het oppervlaktewater ($\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$);
- J_{drain} = Gesommeerde nutriëntenafvoer naar (maximaal) 3 typen oppervlaktewater-systemen ($\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$);
- J_{runoff} = Oppervlakkige nutriëntenafvoer (runoff) vanuit de bodem naar het oppervlaktewater ($\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$)

Literatuur

Siderius, C., Jeuken M.H.J.L., A.A.M.F.R. Smit and P. Groenendijk, 2005. Process description of NUSWALITE. Report 1226.2. Alterra, Wageningen.

Smit, A.A.M.F.R. , Siderius, C. and P. Groenendijk, 2005. Process description of SURFACE WATER. Report 1226.2. Alterra, Wageningen.

Bijlage 3 Gehanteerde modelversies en modelvariabelen

De berekeningen zijn met de volgende modelversies uitgevoerd:

1. Landsysteem – waterkwantiteit: Swap versie 3.0.3 (Kroes et al, 2003)
2. Landsysteem – waterkwaliteit: Stone versie 2.1 (Beusen, 2004 en Schoumans et al, 2004)
3. Oppervlaktewatersysteem – kwantiteit: SWQN versie 1.09
4. Oppervlaktewatersysteem – kwaliteit: NuswaLite versie 1.19beta⁴⁰

Onder modelsettings wordt hier verstaan de waarden voor snelheidsconstanten en omzettingscoëfficiënten die bij de waterkwaliteitsmodellering van groot belang zijn. Voor de kwaliteit van het landsysteem zijn de modelsettings tijdens fase 1 beschreven voor het Stone model ongewijzigd overgenomen, en elders gedocumenteerd (Beusen, 2004 en Schoumans et al, 2004).

Voor de kwaliteit van het oppervlaktewatersysteem zijn de volgende modelsettings gehanteerd in het bestand NuswaLite_Param.ini:

Sectie [LivBioPar]

| Name | Description | Unit | Waarde |
|---------------------|---|--------------------|---------|
| NitrogenDMRatio | Nitrogen/dry matter ratio of biomass | gN.g ⁻¹ | 0.1 |
| PhosphorusDMRatio | Phosphorus/dry matter ratio of biomass | gP.g ⁻¹ | 0.005 |
| LightExtCoef | Light extinction coefficient | - | 0.23 |
| RespirationRate | Respiration loss during primary production | - | 0.3 |
| MortalityRate | Mortality rate at 20°C | d ⁻¹ | 0.05 |
| Q10MortalityRate | Temperature sensitivity for mortality | °C ⁻¹ | 0.09 |
| ConcNitrCritUpt | Minimum concentration for N uptake | g/m ³ | 0.00001 |
| ConcNitrMonod | 50%-optimum concentration for N uptake | g/m ³ | 1.0 |
| ConcPhosCritUpt | Minimum concentration for P uptake | g/m ³ | 0.00001 |
| ConcPhosMonod | 50%-optimum concentration for P uptake | g/m ³ | 0.1 |
| InflowCFB | 'background' inflow of floating biomass | g/m ³ | 0.0 |
| FBAdvectiveFraction | Fraction floating biomass subject to adv. transport | - | 0.1 |

⁴⁰ In deze versie is de formulering van de verwijdering van mineraal-P aangepast ten opzichte van Versie 1.19. De verwijdering van mineraal-P hangt onder andere af van de berekende gemiddelde waterdiepte. Door onnauwkeurigheden in leggerdata kunnen deze soms negatief worden. In NuswaLite 1.19 wordt hiervoor een correctie toegepast. In NuswaLite 1.19beta6 wordt deze correctie op de waterdiepte niet toegepast. In het Schuitembeekgebied zouden incidenteel erg grote correcties nodig zijn, die tot gevolg hebben, dat veel te weinig mineraal-P zou worden verwijderd.

Sectie [Parameters]

| Name | Description | Unit | Waarde |
|---------------------|---|---------------------------------|--------------------------|
| Latitude | Latitude to determine maximum incoming radiation and primary production | ° | 52.22 |
| MineralizationRate | Mineralization rate of organic material | d ⁻¹ | 0.5 |
| Q10Mineralization | Temperature sensitivity for mineralization | °C ⁻¹ | 0.047 |
| DenitrificationRate | Denitrification rate of mineral N | d ⁻¹ | 0.2 |
| Q10Denitrification | Temperature sensitivity for denitrification | °C ⁻¹ | 0.045 |
| BulkDensity | Dry bulk density of water bottom sediment | g.m ⁻³ | 300000 |
| LinSorptionNMin | Minimum mineral N adsorption capacity | m ³ .g ⁻¹ | 0.0001 |
| LinSorptionNMax | Maximum mineral N adsorption capacity | m ³ .g | 0.0001 |
| LinSorptionNDayMax | Day in year of maximum N sorption capacity | day | 240 |
| LinSorptionPSummer | Mineral P adsorption capacity in summer | m ³ .g | LinSorptionPMin 0.005 |
| LinSorptionPWinter | Mineral P adsorption capacity in winter | m ³ .g | LinSorptionPMax 0.01 |
| LinSorptionPDayMax | Day in year of maximum P sorption capacity | day | 90 |
| SedimentSinkSpeed | Loss rate for mineral and organic P | m.d ⁻¹ | 0.0 |

Literatuur

Beusen ,A.H.W., C.C.G. Schotten, J. Roelsma en P. Groenendijk, 2004. STONE 2.1. Technische Documentatie. Intern IMP-rapport nr. M004/04.

Kroes, J.G. and J.C. van Dam, 2003. Reference manual SWAP version 3.0.3. Report 773. Alterra, Wageningen.

Schoumans, O.F., R. van den Berg, A.H.W. Beusen, G.J. van den Born, L. Renaud, J. Roelsma en P. Groenendijk, 2004. Quick Scan van de milieukundige effecten van een aantal voorstellen voor gebruiksnormen. Rapportage in het kader van de Evaluatie Meststoffenwet 2004. Alterra-rapport 730.6. Alterra, Wageningen.

Bijlage 4 Schematisatie en modelinvoer

4.1 Inleiding

De basisinformatie voor de modelschematisatie bestaat uit de afwateringseenheden voor de afwatering van grondwater naar oppervlaktewater (Bijlage 4.2), het LGN4 bestand voor het landgebruik (Bijlage 4.3), de 1:50000 bodemkaart (Bijlage 4.4) en de kaart met grondwatertrappen (Bijlage 4.5).

Deze vier basiskaarten zijn met behulp van een geografische informatiesysteem (GIS) gecombineerd tot één kaart met unieke combinaties (rekeneenheden). De vier basiskaarten leveren voor het stroomgebied van de Schuitenbeek 3037 unieke combinaties op.

Om gebruik te kunnen maken van de in STONE beschikbare invoergegevens voor de modellen SWAP en ANIMO dient het aantal unieke combinaties te worden gereduceerd. Deze reductie van unieke combinaties is beschreven in Bijlage 4.6.

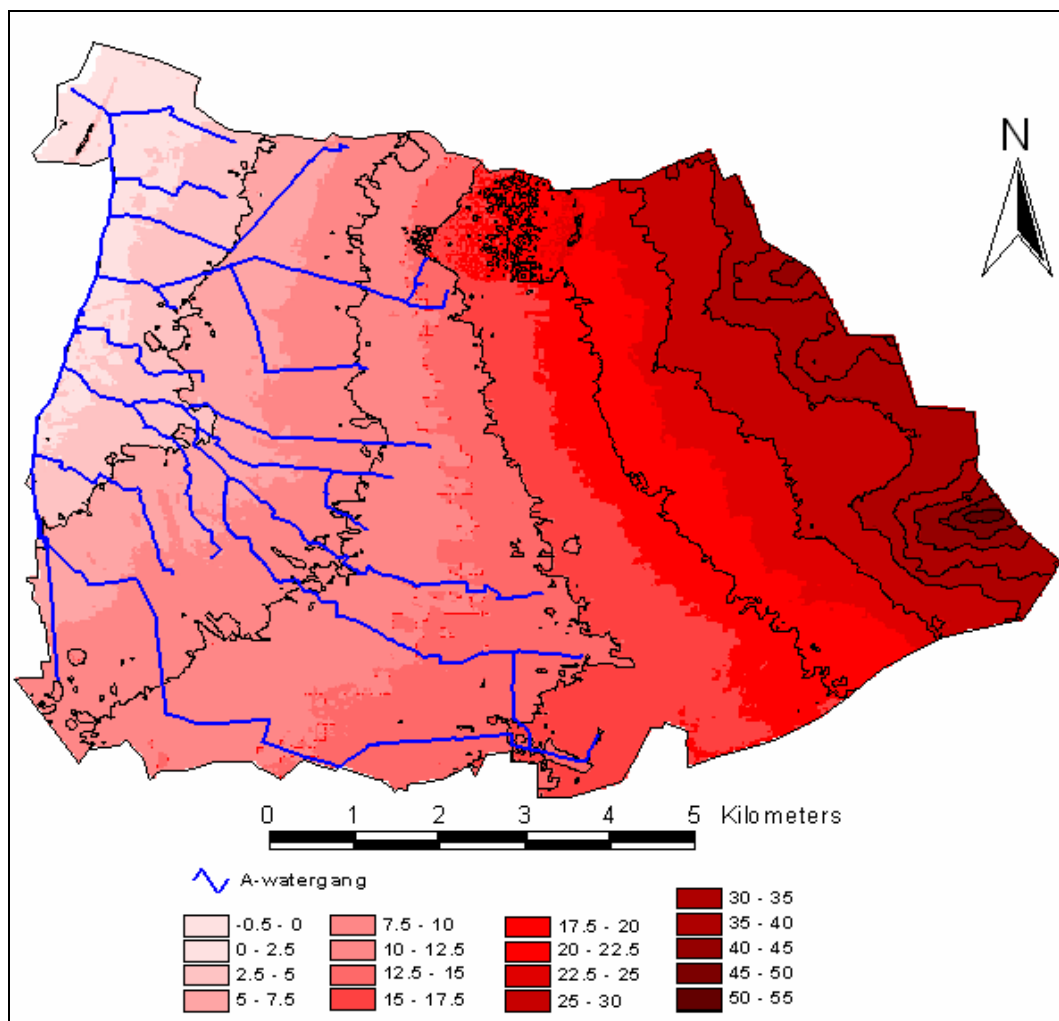
Omdat op basis van genoemde basiskenmerken een groot aantal STONE plots zijn geselecteerd die buiten het stroomgebied liggen, kunnen in deze plots de bemesting en de overige randvoorwaarden (atmosferische depositie, nutriëntenconcentraties in kwel- en infiltratiewater) afwijken ten opzichte van de plots die in het stroomgebied liggen. De bemesting en overige randvoorwaarden zijn voor deze plots daarom opnieuw bepaald (Bijlage 4.7 en 4.8).

4.2 Afwateringseenheden

De afwateringseenheden in het stroomgebied van de Schuitenbeek zijn bepaald met behulp van een digitaal terrein model (DTM) en het model AVSWAT. Het model AVSWAT deelt een stroomgebied in afwateringseenheden in op basis van (zie Figuur 37):

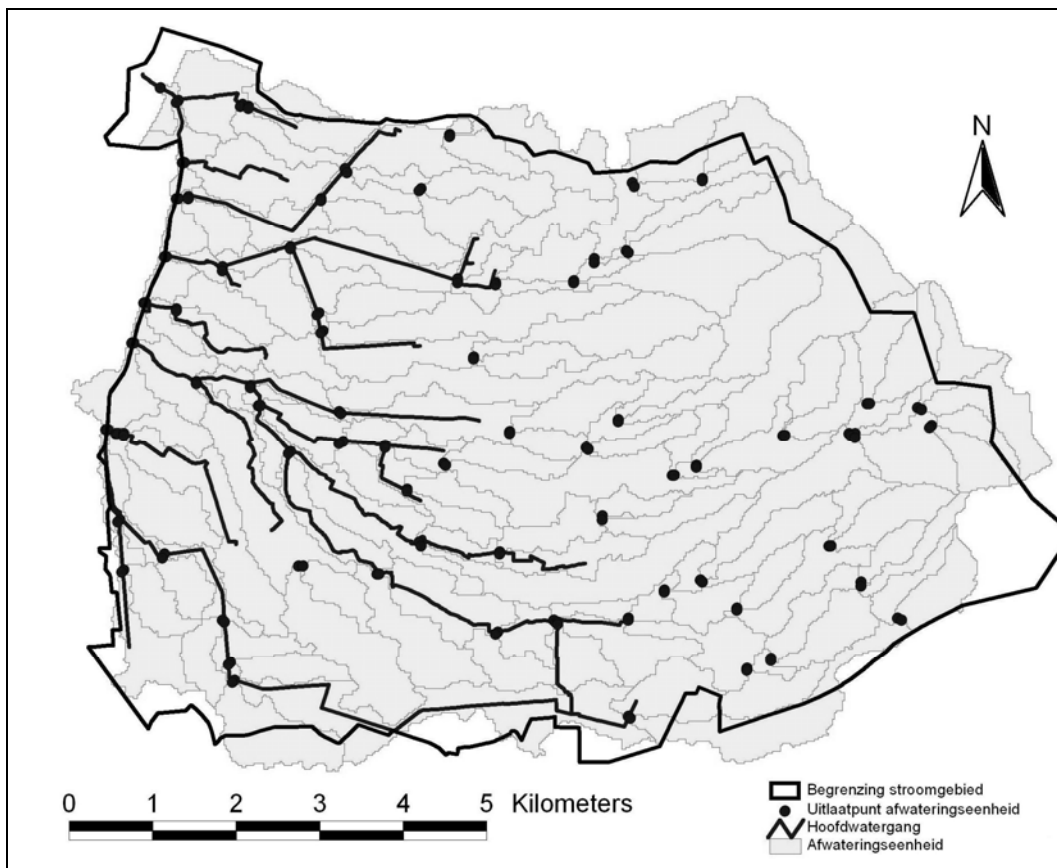
- het bestand met de maaiveldhoogte (DTM);
- de begrenzing van het stroomgebied;
- de ligging van de waterlopen.

Voor de maaiveldhoogte is gebruik gemaakt van het AHN (grid van 25x25 meter; zie Figuur 37). De ligging van de waterlopen is afkomstig van de leggergegevens van het Waterschap Veluwe.



Figuur 37. Kaart maainveldhoogte (AHN) en waterlopen voor het bepalen van afwateringseenheden

In Figuur 38 zijn de door AVSWAT berekende afwateringseenheden in het stroomgebied van de Schuitenbeek weergegeven. Dit zijn er in totaal 147. Behalve de afwateringseenheden is tevens de volgorde van afwatering tussen de afwateringseenheden bepaald. Uit Figuur 38 blijkt, dat de door AVSWAT berekende begrenzing van het stroomgebied iets afwijkt van de begrenzing die in voorgaande studies is bepaald.

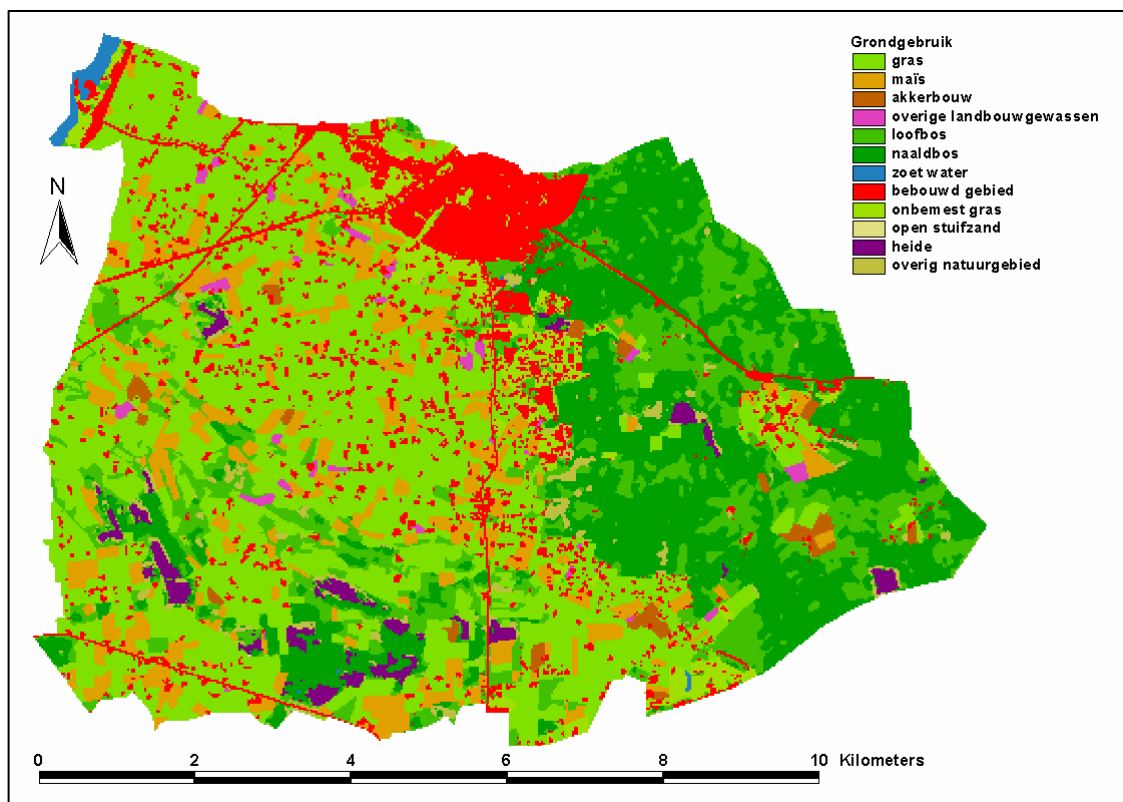


Figuur 38. Berekende afwateringseenheden en uitlaatpunten van de afwateringseenheden

Voor iedere afwateringseenheid is ook een uitlaatpunt (uitstroompunt) berekend. In principe dient ieder uitlaatpunt aan te sluiten op een waterloop. Vooral in het oostelijk deel van het stroomgebied is dit echter vaak niet het geval. Voor het Fase 2 modelsysteem wordt er van uitgegaan, dat de uitlaatpunten die zich op grote afstand van de waterlopen bevinden niet tot oppervlakkige afvoer komen, maar dat dit water naar de diepe ondergrond infiltreert (zie ook Paragraaf 3.3.3).

4.3 Landgebruik

De informatie over het landgebruik in het stroomgebied van de Schuitenbeek is afkomstig van LGN4 (zie Figuur 39). Deze kaart is, net als de kaart met de afwateringseenheden, gebaseerd op een grid van 25x25 meter, zodat geen aanpassing van de ruimtelijke resolutie nodig is.

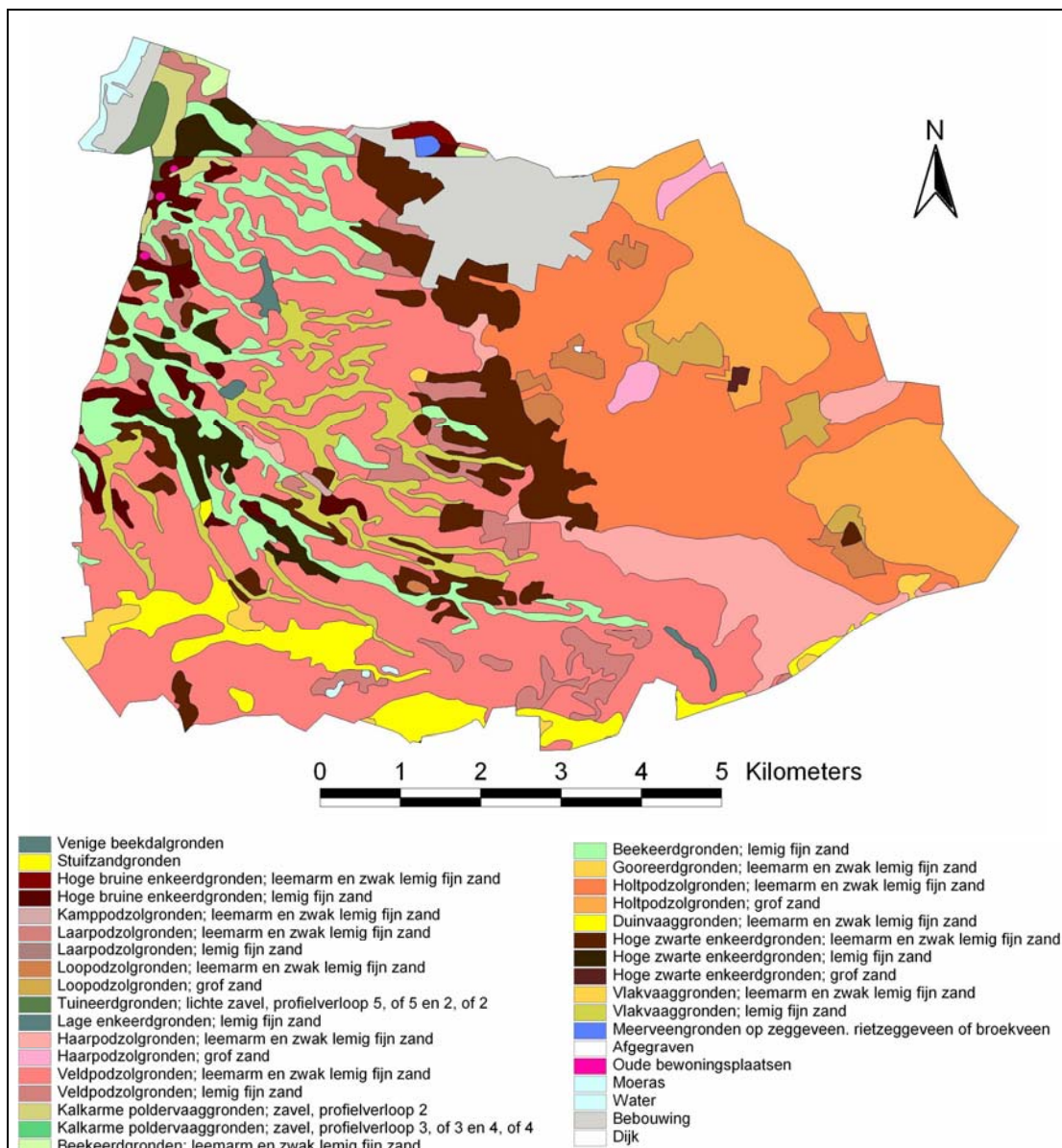


Figuur 39. Landgebruik Schuitenbeekgebied (LGN4; gridgrootte 25 m)

4.4 Bodem

De informatie betreffende de bodem in het stroomgebied van de Schuitenbeek is afkomstig van de 1:50000 bodemkaart (zie Figuur 40). Om aan te kunnen sluiten op de kaart met de afwateringseenheden en het landgebruik is de vlakinformatie van de bodemkaart gediscrèteiseerd tot een grid van 25x25 meter.

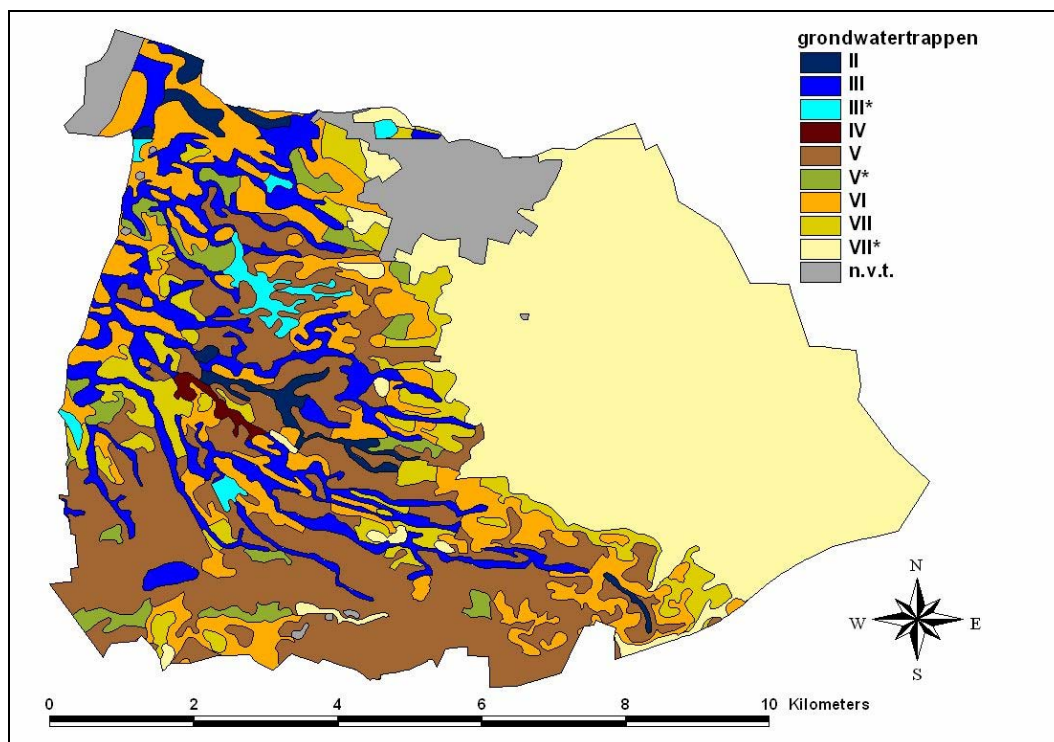
Behalve diverse soorten bebouwing en water (inclusief moeras) komen in het gebied 29 bodemtypen voor (Figuur 40).



Figuur 40. Bodemtypes in stroomgebied van de Schuitembeek volgens 1:50 000 bodemkaart

4.5 Grondwatertrappen

De grondwatertrappen in het stroomgebied van de Schuitembeek zijn afkomstig van de 1:50000 bodemkaart (zie Figuur 41). Evenals de bodemtypes zijn de grondwatertrappen van de bodemkaart gediscrètiseerd tot een grid van 25x25 meter.



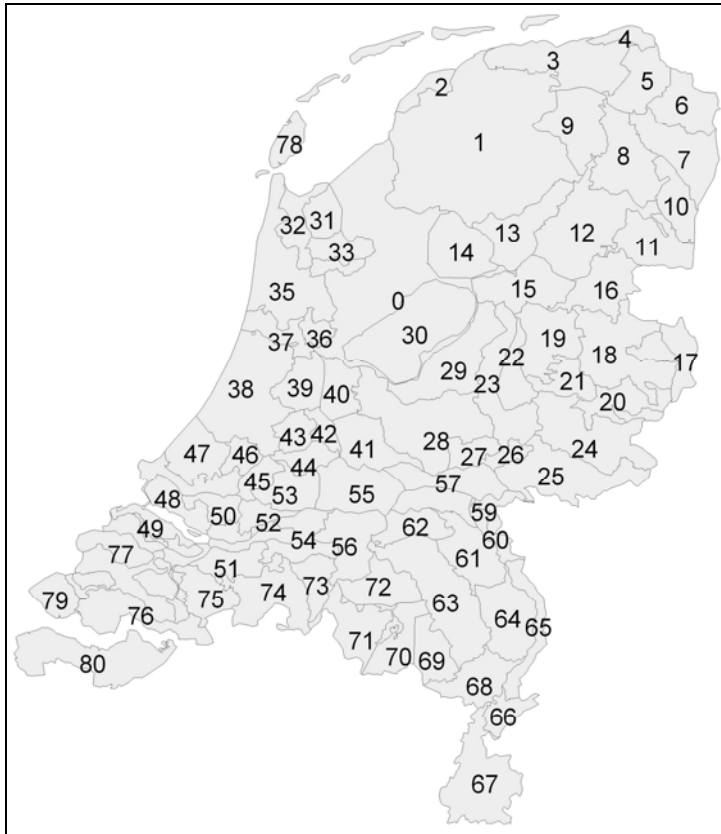
Figuur 41. Grondwatertrappen Schuitenbeekgebied (1:50000 bodemkaart; 1989)

4.6 Modelinvoer (conversie basiskaarten)

De vier basiskaarten met afwateringseenheden, landgebruik, bodem en grondwatertrappen zijn met behulp van een geografische informatiesysteem (GIS) gecombineerd tot één kaart met unieke combinaties (rekeneenheden). De vier basiskaarten leveren voor het stroomgebied van de Schuitenbeek 3037 unieke combinaties op.

Om gebruik te kunnen maken van de in STONE beschikbare invoergegevens voor de modellen SWAP en ANIMO is het aantal unieke combinaties gereduceerd. Hierbij zijn de bodemtypes geconverteerd naar de 21 PAWN⁴¹ bodemeenheden, die in STONE worden onderscheiden. Nederland is ingedeeld in 80 PAWN-districten (Figuur 42). Het stroomgebied van de Schuitenbeek valt vrijwel geheel in PAWN district 29 (Noordwest Veluwe). De oorspronkelijk 29 bodemtypes die in het stroomgebied voorkomen, worden zodoende geschematiseerd tot 9 PAWN bodemeenheden (naast bebouwing en open water; zie Figuur 43).

⁴¹ PAWN staat voor “Policy Analysis for the Water Management in The Netherlands”.



Figuur 42. Ligging van de PAWN-districten in Nederland (Boers et al, 1997)

Analoog is het aantal te onderscheiden grondwatertrappen gereduceerd tot 11 (I, II, II*, III, III*, IV, V, V*, VI, VII en VII*), waarvan er in het Schuitembeekgebied 9 voorkomen, en is het landgebruik teruggebracht tot vier categorieën (grasland, maïs, akkerbouw en natuur). De unieke combinaties met kenmerken die niet konden worden geconverteerd naar één van deze kenmerken zijn buiten beschouwing gelaten (bijvoorbeeld open water, bebouwing en wegen, en/of gebieden waarvan geen bodemtype of grondwatertrap bekend is).

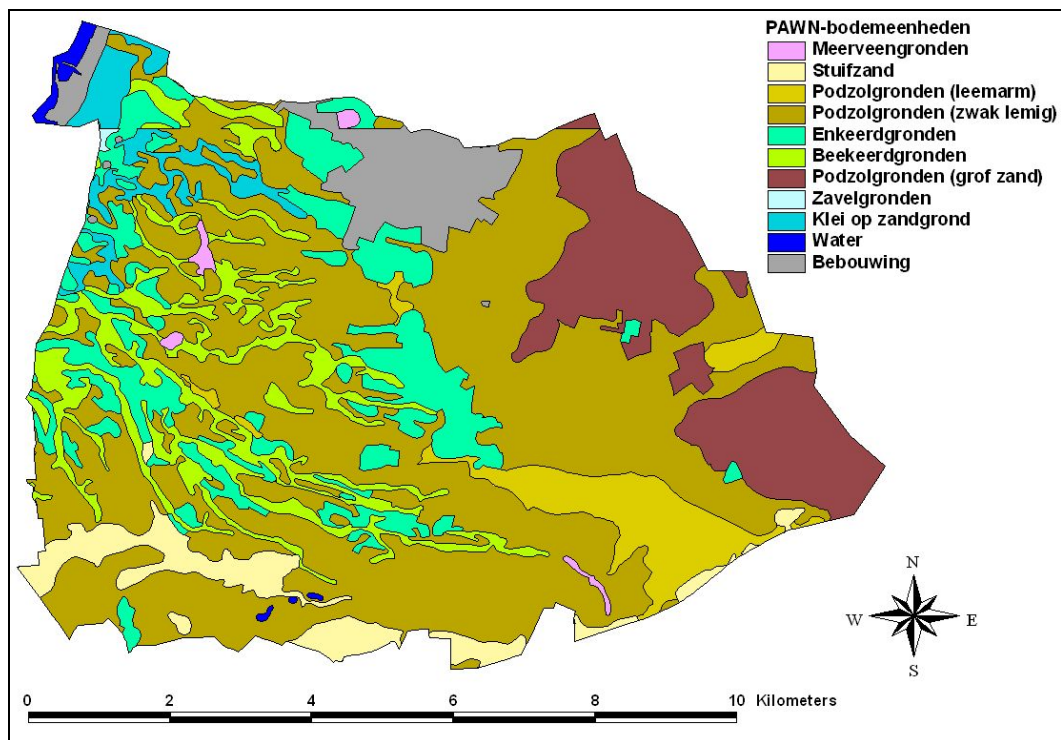
Deze procedure heeft geresulteerd in 1304 unieke combinaties. Nadat vervolgens de afwateringseenheden buiten beschouwing zijn gelaten, omdat deze voor de koppeling met STONE plots niet relevant zijn, blijven 95 unieke combinaties over.

Voor elk van deze unieke combinaties is, op basis van overeenkomsten in landgebruik, bodem en grondwatertrap, de best passende STONE plot geselecteerd. Ingeval voor een unieke combinatie meerdere STONE plots beschikbaar zijn, is de STONE plot geselecteerd, die in hetzelfde PAWN-district ligt als het stroomgebied van de Schuitembeek (PAWN-district 29; zie Figuur 42). De PAWN-districten zijn voornamelijk ingedeeld op basis van kenmerken ten aanzien van waterbeheer en hydrologie⁴².

⁴² PAWN staat voor “Policy Analysis for the Water Management in The Netherlands”.

Als vervolgens nog steeds meerdere STONE plots beschikbaar zijn, is de in oppervlakte grootste plot geselecteerd.

Behalve dat voor een unieke combinatie meerdere STONE plots beschikbaar kunnen zijn, komt het ook voor, dat voor een bepaalde unieke combinatie geen STONE plot bestaat. In dergelijke gevallen is een STONE plot gekozen die qua overeenkomsten aangrenzend is⁴³. In Bijlage 5 en Figuur 7 zijn de uiteindelijk gebruikte unieke combinaties voor het stroomgebied van de Schuitenbeek weergegeven.



Figuur 43 Bodemfysische (PAWN) eenheden Schuitenbeekgebied (gebaseerd op 1:50000 bodemkaart en Wösten e.a., 1988).

4.7 Bemesting

Nederland is ingedeeld in 31 mestgebieden, ook wel LEI-regio's genoemd. Het stroomgebied van de Schuitenbeek ligt geheel in LEI regio 10. Voor de geselecteerde STONE plots die niet in LEI regio 10 liggen dienen derhalve de bemestinggegevens van LEI regio 10 gebruikt te worden.

⁴³ Voorbeeld: in het geval van PAWN-bodem 1 met landgebruik maïs en grondwatertrap II (deze combinatie bestaat niet in STONE 2.1) wordt een STONE plot met PAWN-bodem 2 gekozen (met landgebruik maïs en grondwatertrap II), die wel in STONE 2.1 voorkomt.

Binnen LEI regio 10 worden de volgende bemestingscombinaties onderscheiden:

- Mais
- Bouwland-zand
- Bouwland-klei
- Grasland-zand
- Grasland-klei/veen

Behalve de juiste bemesting dient bij de modelberekeningen ook uitgegaan te worden van de juiste begintoestand. Een bepaald bemestingspatroon resulteert uiteindelijk in een bepaalde verzadigingsgraad van de bodem. Dit is vooral van belang voor fosfaat. Voor de geselecteerde plots die buiten het stroomgebied liggen is deze verzadigingsgraad daarom opnieuw berekend door de nutriëntenhuishouding in de bodem voor een lange periode (1941-1985) door te rekenen met de bemestinggegevens voor het stroomgebied (“initialisatieberekeningen”).

4.8 Overige randvoorwaarden

De randvoorwaarden *atmosferische depositie* en *nutriëntenconcentraties in het infiltratiewater* worden op het niveau van PAWN districten vastgelegd (zie Figuur 42). Het stroomgebied van de Schuitenbeek valt vrijwel geheel in PAWN district 29 (Noordwest Veluwe). Voor alle geselecteerde STONE plots die niet in PAWN district 29 liggen, zijn de randvoorwaarden daarom aangepast.

Ten aanzien van de *nutriëntenconcentraties in het kwelwater* is in Fase 2 met een constante waarde gerekend, zijnde de concentratie van de rekenplot die het meeste voorkomt in het stroomgebied van de Schuitenbeek (dit is STONE plot 3285; zie ook Bijlage 5).

Literatuur

Boers, P.C.M., H.L. Boogaard, J. Hoogeveen, J.G. Kroes, I.G.A.M. Noij, C.W.J. Roest, E.F.W. Ruijgh en J.A.P.H. Vermulst, 1997. Watersysteemverkenningen. Huidige en toekomstige belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat vanuit de landbouw. Rapport 97.013, RIZA, Lelystad.

Wösten, J.H.M., F. de Vries, J. Denneboom en A.F. van Holst, 1988. Generalisatie en bodemfysische vertaling van de bodemkaart van Nederland, 1:250 000, ten behoeven van de PAWN-studie. Rapport 2055. Stichting voor Bodemkartering, Wageningen.

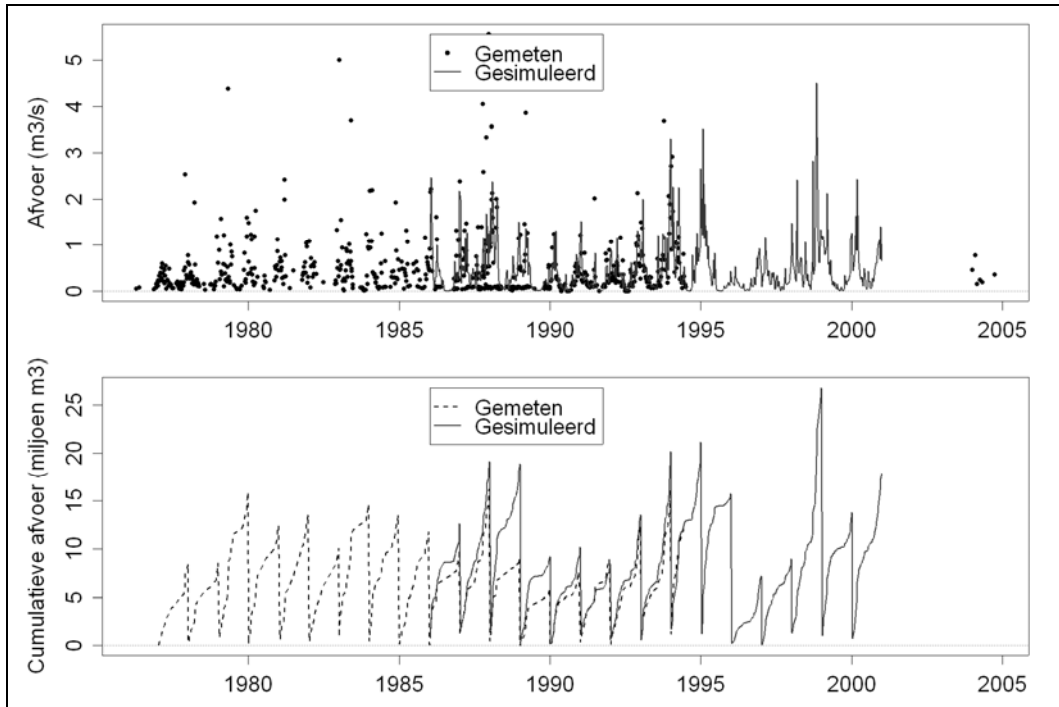
Bijlage 5 Geselecteerde STONE plots voor Fase 2 modelsysteem

| Landgebruik | PAWN bodem | Gt | STONE Plot | Oppervlakte (ha) | PAWN district |
|-------------|------------|------|------------|------------------|---------------|
| Mais | 5 | II | 2266 | 1.1 | 16 |
| Mais | 5 | III* | 2449 | 7.1 | 18 |
| Mais | 7 | V | 2380 | 22.4 | 18 |
| Mais | 7 | VI | 2873 | 2.1 | 18 |
| Mais | 7 | VII* | 2299 | 0.1 | 18 |
| Mais | 8 | VII | 3937 | 6.1 | 24 |
| Mais | 8 | VII* | 3257 | 7.7 | 28 |
| Mais | 9 | III | 4089 | 4.9 | 28 |
| Mais | 9 | III* | 3434 | 1.9 | 28 |
| Mais | 9 | V | 3605 | 179.3 | 28 |
| Mais | 9 | V* | 3759 | 41.8 | 29 |
| Mais | 9 | VI | 3900 | 100.1 | 28 |
| Mais | 9 | VII | 3427 | 8.3 | 28 |
| Mais | 9 | VII* | 3688 | 13.3 | 28 |
| Mais | 12 | VI | 3646 | 29.5 | 28 |
| Mais | 12 | VII | 3037 | 72.8 | 29 |
| Mais | 12 | VII* | 3400 | 46.4 | 29 |
| Mais | 13 | II | 3436 | 19 | 28 |
| Mais | 13 | III | 3438 | 64.4 | 28 |
| Mais | 13 | III* | 3899 | 8.6 | 28 |
| Mais | 13 | IV | 2058 | 7.3 | 61 |
| Mais | 13 | V* | 4222 | 0.8 | 24 |
| Mais | 13 | VI | 4046 | 0.1 | 25 |
| Mais | 14 | VII* | 3527 | 14.5 | 29 |
| Mais | 15 | III* | 6362 | 0.2 | 67 |
| Mais | 15 | VI | 4217 | 0.4 | 25 |
| Mais | 19 | III | 4171 | 1.9 | 25 |
| Bouwland | 5 | II | 2724 | 0.5 | 16 |
| Bouwland | 7 | V | 893 | 1.1 | 78 |
| Bouwland | 7 | VI | 1111 | 1 | 35 |
| Bouwland | 7 | VII* | 2738 | 0.1 | 35 |
| Bouwland | 8 | VII* | 3927 | 6.6 | 27 |
| Bouwland | 9 | III* | 1085 | 1 | 8 |
| Bouwland | 9 | V | 455 | 21.4 | 1 |
| Bouwland | 9 | V* | 1029 | 4.4 | 9 |
| Bouwland | 9 | VI | 4242 | 22 | 25 |
| Bouwland | 9 | VII | 3958 | 0.7 | 24 |
| Bouwland | 9 | VII* | 3984 | 16.2 | 24 |
| Bouwland | 12 | VI | 1455 | 5.2 | 8 |
| Bouwland | 12 | VII | 3905 | 8.9 | 24 |
| Bouwland | 12 | VII* | 3625 | 9.6 | 29 |

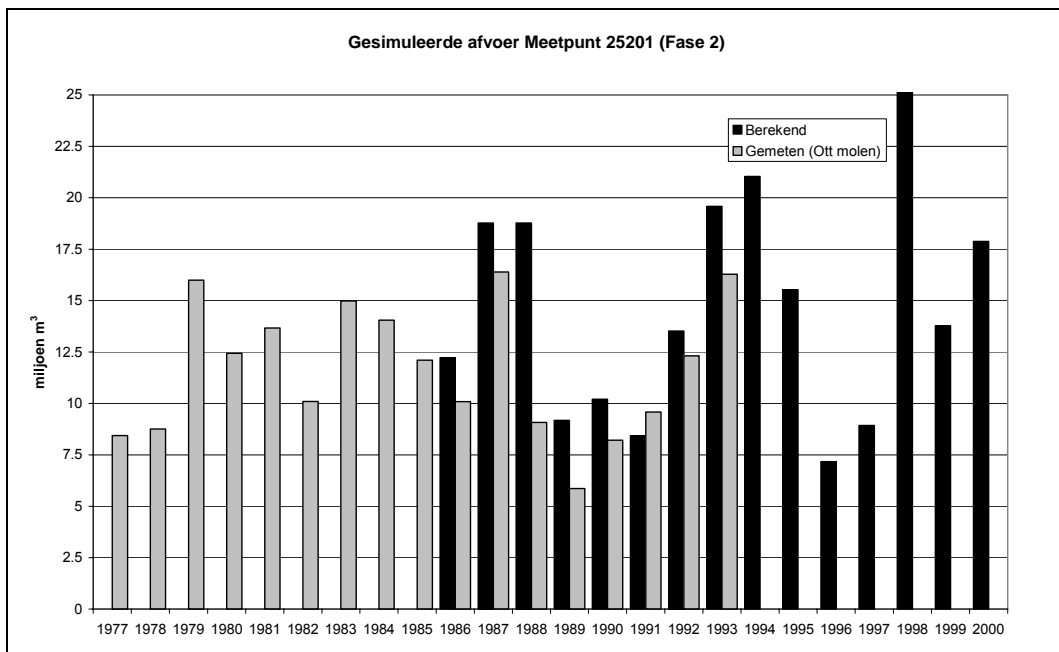
| | | | | | |
|----------|----|------|------|-------|----|
| Bouwland | 13 | II | 3085 | 4.3 | 18 |
| Bouwland | 13 | III | 2750 | 9.4 | 16 |
| Bouwland | 14 | VII* | 3652 | 15.9 | 28 |
| Natuur | 5 | III* | 3773 | 0.4 | 28 |
| Natuur | 7 | V | 1959 | 107.6 | 14 |
| Natuur | 7 | VI | 1848 | 7.2 | 35 |
| Natuur | 7 | VII* | 3190 | 26.9 | 29 |
| Natuur | 8 | VII | 3018 | 27.1 | 19 |
| Natuur | 8 | VII* | 3136 | 258.6 | 29 |
| Natuur | 9 | V | 6272 | 440.4 | 68 |
| Natuur | 9 | V* | 3957 | 6.9 | 25 |
| Natuur | 9 | VI | 3447 | 75.5 | 28 |
| Natuur | 9 | VII | 3853 | 20.6 | 29 |
| Natuur | 9 | VII* | 3663 | 896.1 | 29 |
| Natuur | 12 | VI | 3828 | 24.8 | 25 |
| Natuur | 12 | VII | 3148 | 25.1 | 28 |
| Natuur | 12 | VII* | 3068 | 40.9 | 29 |
| Natuur | 13 | II | 3954 | 2.9 | 28 |
| Natuur | 13 | III | 4005 | 99.4 | 24 |
| Natuur | 13 | III* | 3602 | 0.5 | 28 |
| Natuur | 13 | IV | 4137 | 2.6 | 25 |
| Natuur | 14 | VII* | 3285 | 960.6 | 29 |
| Grasland | 5 | II | 1637 | 9.4 | 28 |
| Grasland | 5 | III* | 1860 | 11.9 | 16 |
| Grasland | 7 | V | 892 | 67.6 | 78 |
| Grasland | 7 | VI | 2931 | 0.7 | 22 |
| Grasland | 7 | VII | 3304 | 5.9 | 28 |
| Grasland | 7 | VII* | 3129 | 0.5 | 29 |
| Grasland | 8 | VII | 3944 | 6.3 | 24 |
| Grasland | 8 | VII* | 3245 | 29 | 29 |
| Grasland | 9 | II | 3336 | 5.4 | 28 |
| Grasland | 9 | III | 3049 | 23.3 | 21 |
| Grasland | 9 | III* | 3004 | 2.4 | 29 |
| Grasland | 9 | V | 731 | 747.1 | 17 |
| Grasland | 9 | V* | 3060 | 98.1 | 29 |
| Grasland | 9 | VI | 3737 | 421.3 | 29 |
| Grasland | 9 | VII | 3024 | 34.9 | 29 |
| Grasland | 9 | VII* | 3687 | 67.4 | 29 |
| Grasland | 12 | III | 5705 | 0.4 | 63 |
| Grasland | 12 | V* | 3286 | 6.4 | 28 |
| Grasland | 12 | VI | 3109 | 146.9 | 29 |
| Grasland | 12 | VII | 3192 | 198 | 29 |
| Grasland | 12 | VII* | 3411 | 105.1 | 29 |
| Grasland | 13 | II | 3443 | 76.8 | 28 |
| Grasland | 13 | III | 3765 | 440.3 | 28 |

| | | | | | |
|----------|-----------|------|------|------|----|
| Grasland | 13 | III* | 3776 | 48.4 | 29 |
| Grasland | 13 | IV | 3955 | 15 | 28 |
| Grasland | 13 | V* | 4037 | 17.6 | 24 |
| Grasland | 13 | VI | 3410 | 3.1 | 29 |
| Grasland | 14 | VII* | 3267 | 34 | 23 |
| Grasland | 15 | III* | 3356 | 5.9 | 17 |
| Grasland | 15 | VI | 3337 | 27.8 | 22 |
| Grasland | 19 | II | 3183 | 4.1 | 22 |
| Grasland | 19 | III | 3710 | 39.3 | 29 |
| Totaal | 6514.8 ha | | | | |

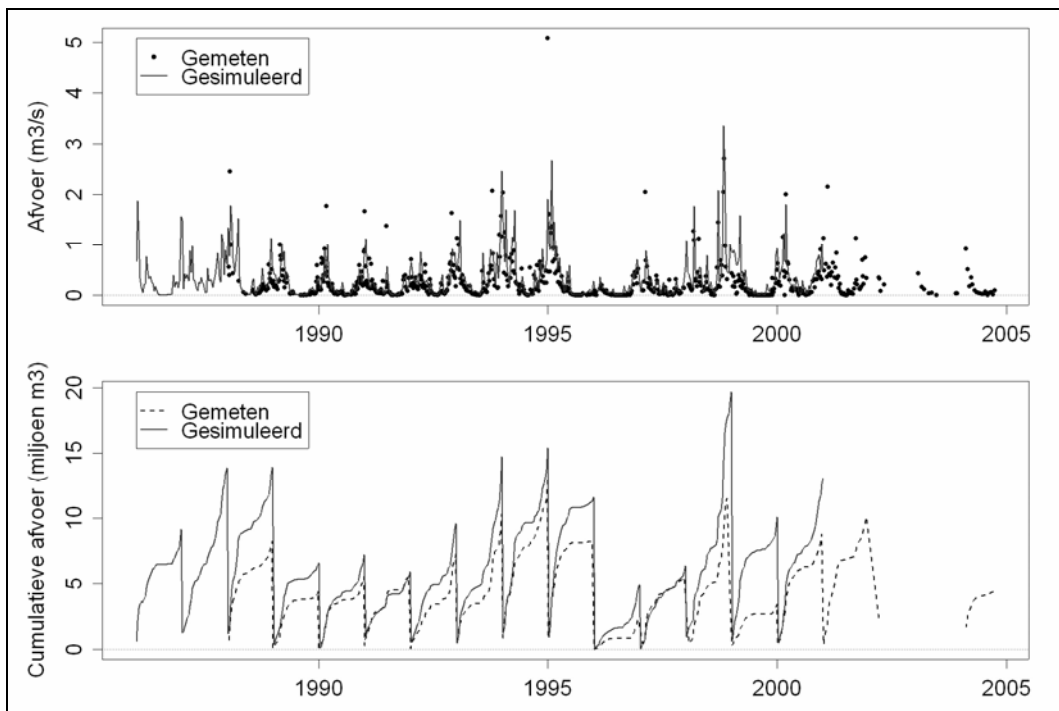
Bijlage 6 Gesimuleerde en gemeten afvoer water door het landsysteem (Fase 2)



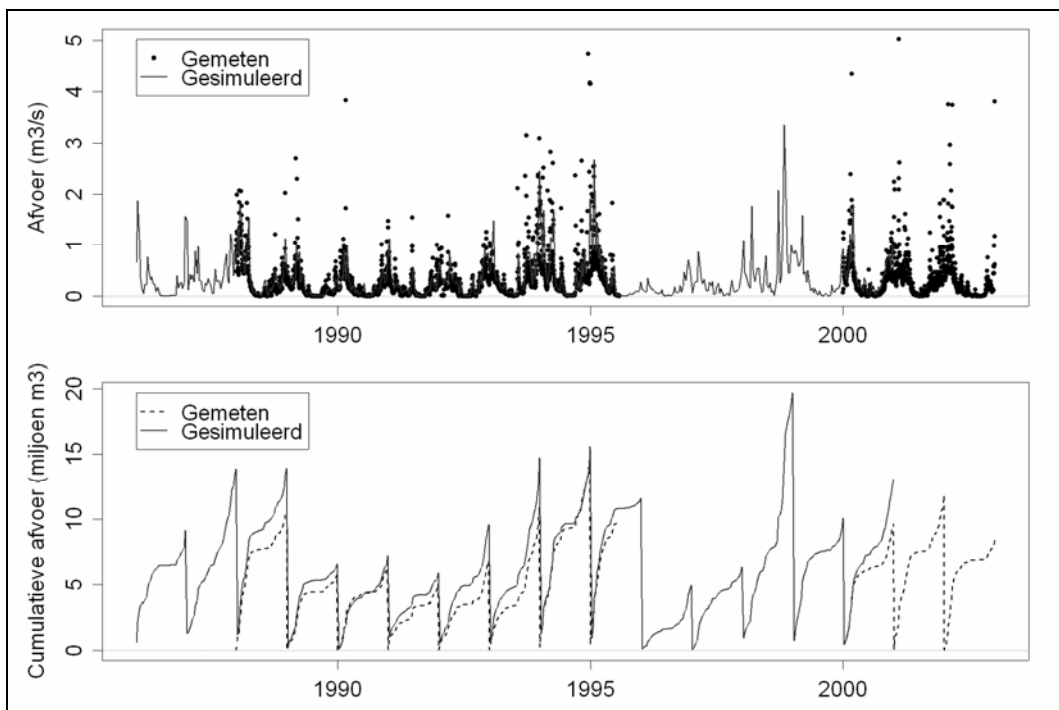
Gesimuleerde en gemeten afvoer en cumulatieve afvoer water op Meetpunt 25201 (Fase 2 landsysteem)



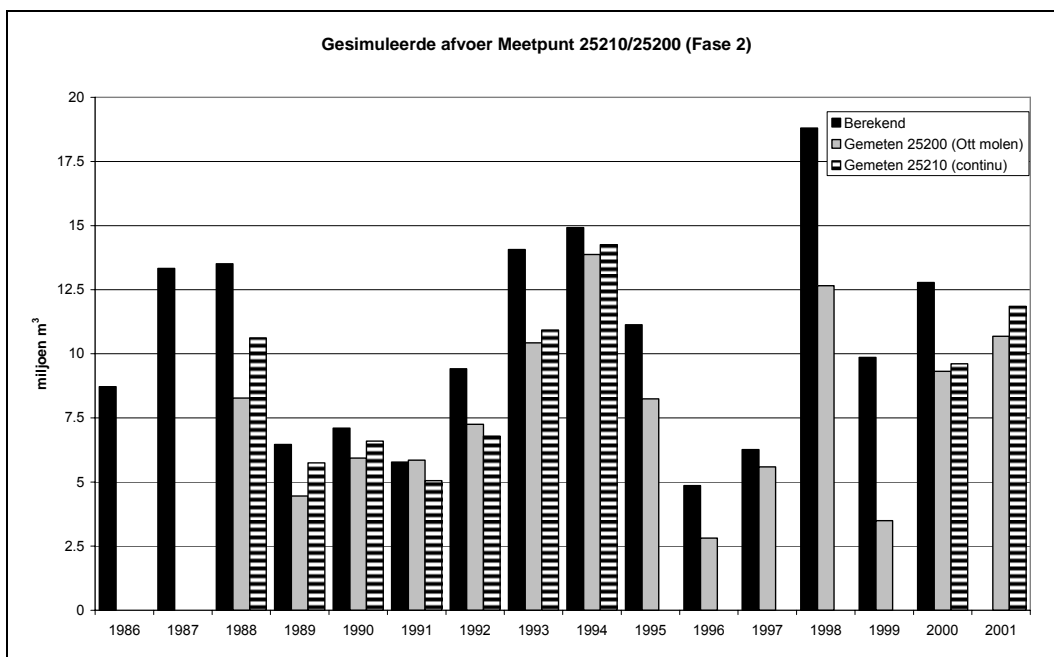
Gesimuleerde en gemeten jaarafvoeren water op Meetpunt 25201 (Fase 2 landsysteem)



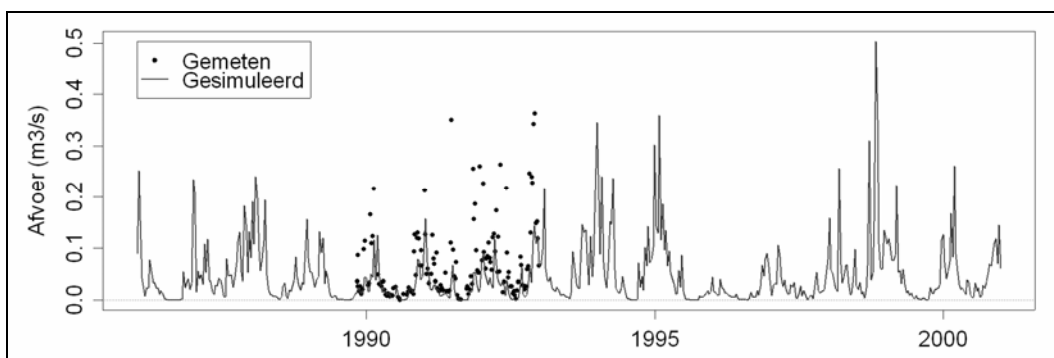
Gesimuleerde en gemeten afvoer en cumulatieve afvoer water op Meetpunt 25200 (Fase 2 landsysteem)



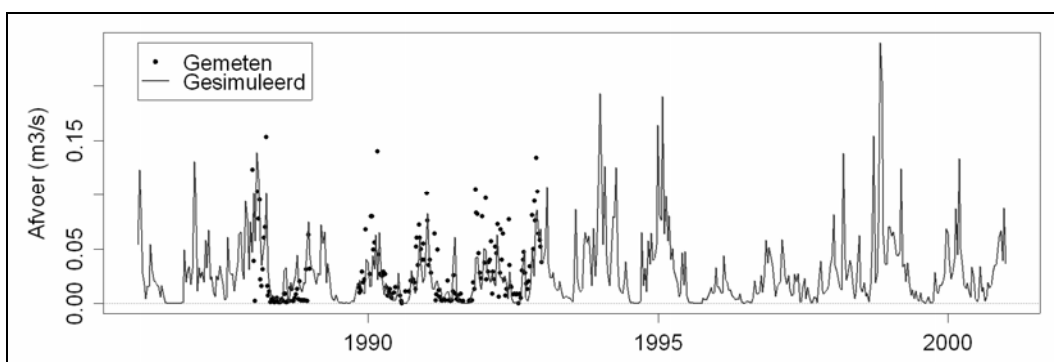
Gesimuleerde en gemeten afvoer en cumulatieve afvoer water op Meetpunt 25210; continu meetpunt (Fase 2 landsysteem)



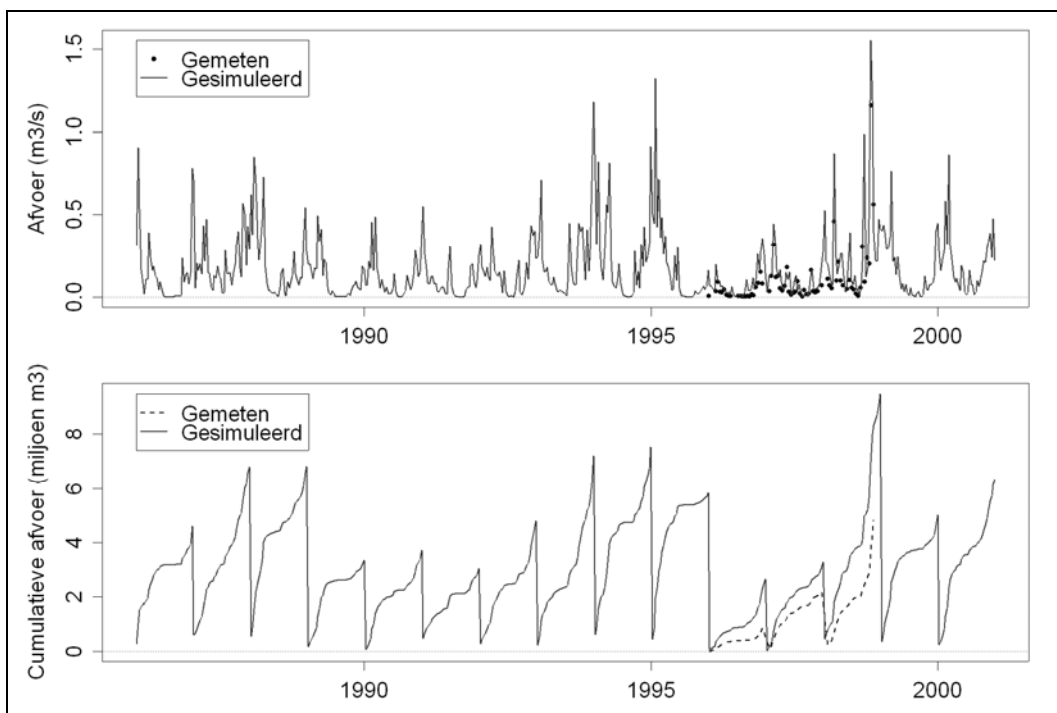
Gesimuleerde en gemeten jaarafvoeren water op Meetpunt 25200 en 25210 (Fase 2 landsysteem)



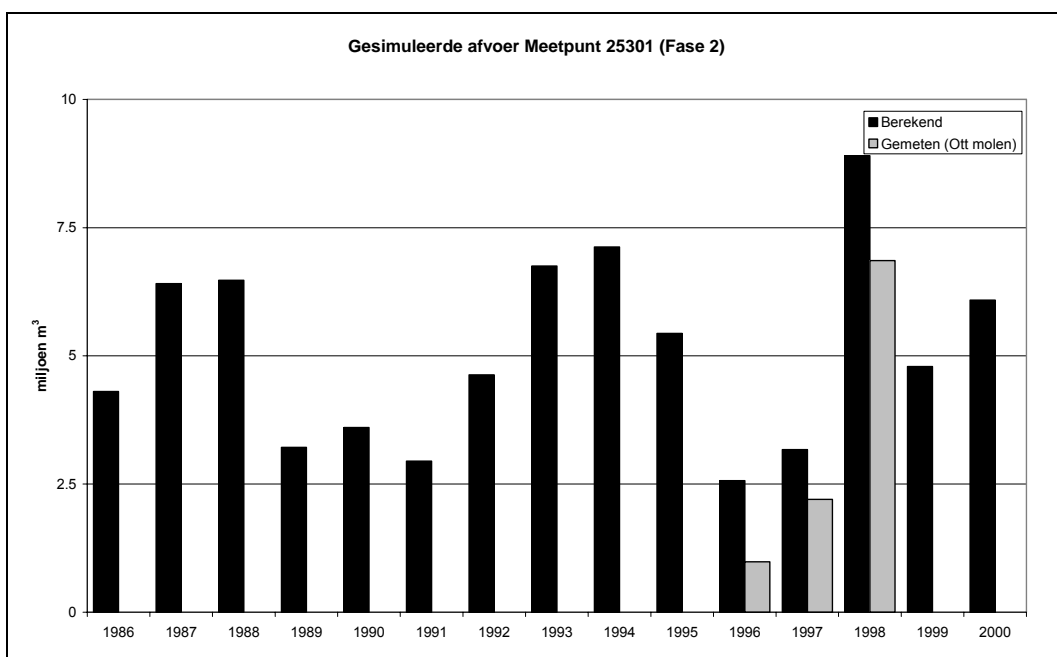
Gesimuleerde en gemeten afvoer water op Meetpunt 25220 (Fase 2 landsysteem)



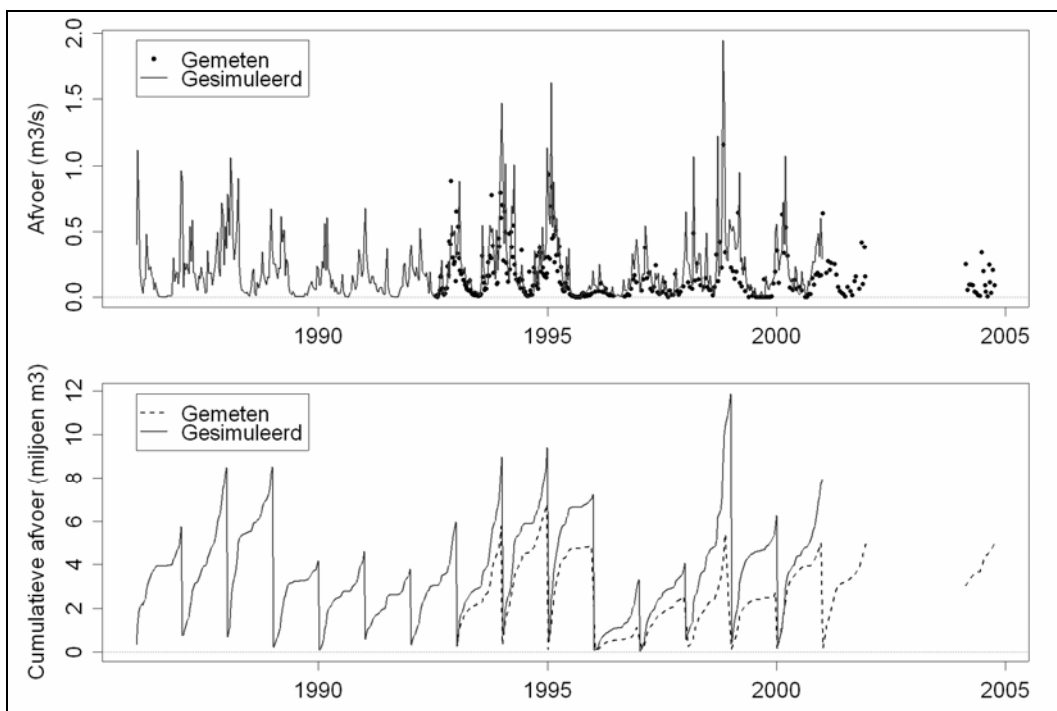
Gesimuleerde en gemeten afvoer water op Meetpunt 25221 (Fase 2 landsysteem)



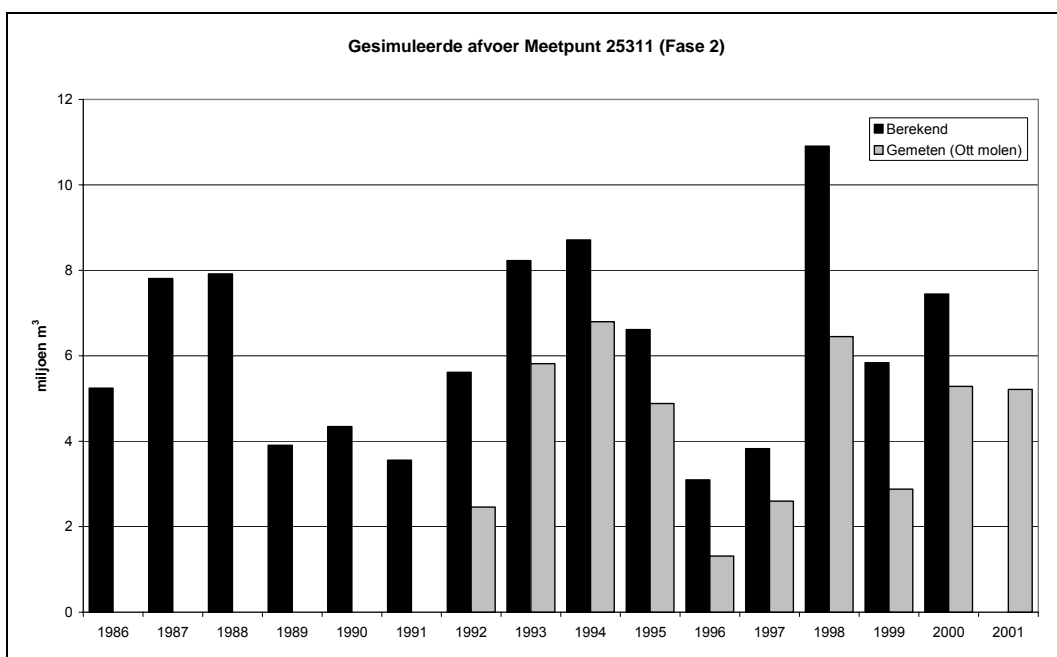
Gesimuleerde en gemeten afvoer en cumulatieve afvoer water op Meetpunt 25301 (Fase 2 landsysteem)



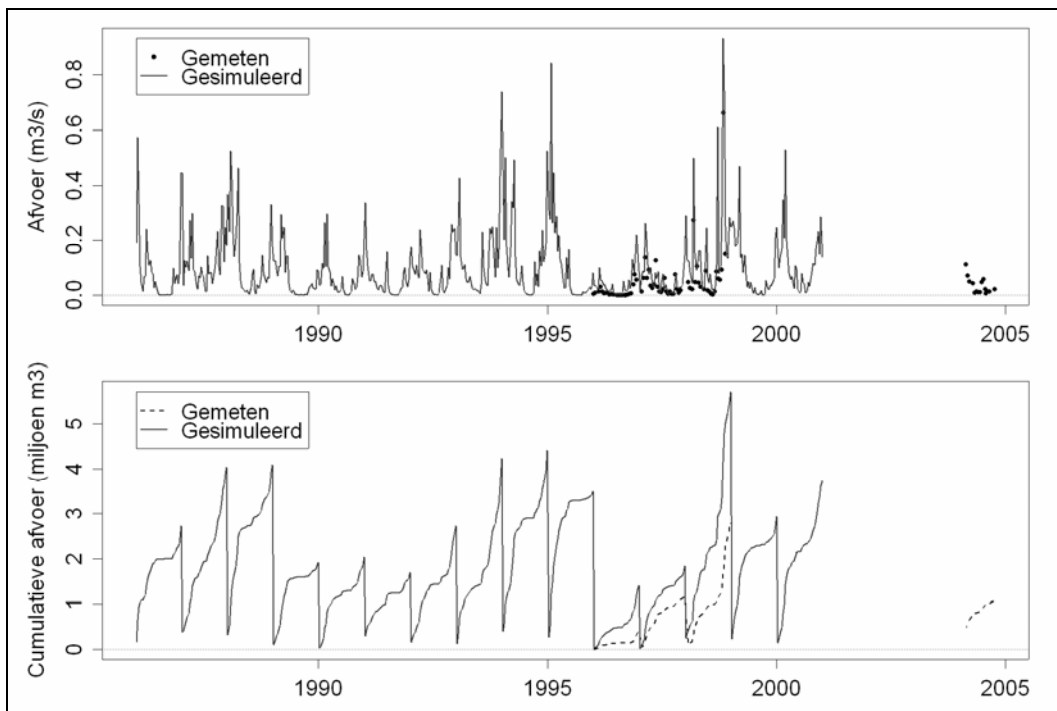
Gesimuleerde en gemeten jaarafvoeren water op Meetpunt 25301 (Fase 2 landsysteem)



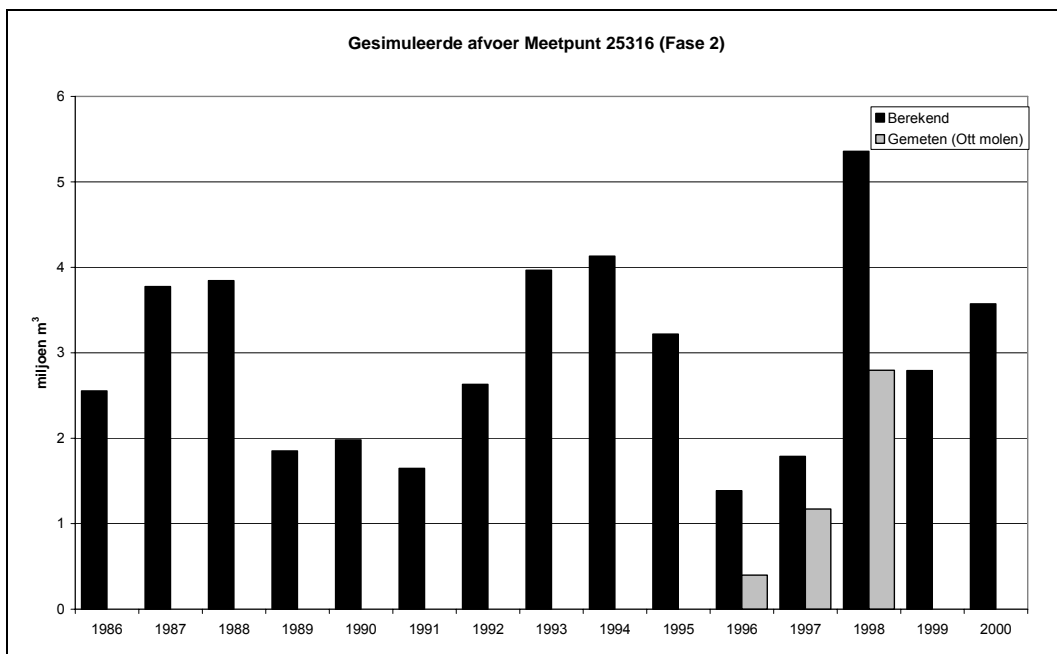
Gesimuleerde en gemeten afvoer en cumulatieve afvoer water op Meetpunt 25311 (Fase 2 landsysteem)



Gesimuleerde en gemeten jaarafvoeren water op Meetpunt 25311 (Fase 2 landsysteem)



Gesimuleerde en gemeten afvoer water op Meetpunt 25316 (Fase 2 landsysteem)



Gesimuleerde en gemeten jaarafvoeren water op Meetpunt 25316 (Fase 2 landsysteem)

Bijlage 7 Gesimuleerde en gemeten jaarlijkse neerslag en verdamping (Fase 2)

Gemeten en berekende jaarlijkse neerslag (Fase 2)

| Jaar | Fase 1 (mm) | Fase 2 (mm) | Gemeten (mm) ⁴⁴ | Vershil Fase 1 en gemeten (%) | Vershil Fase 2 en gemeten (%) | Typering ⁴⁵ |
|-----------|-------------|-------------|----------------------------|-------------------------------|-------------------------------|------------------------|
| 1986 | 848.3 | 828.4 | 834.2 | 1.7 | -0.7 | normaal |
| 1987 | 954.7 | 924.1 | 910.4 | 4.8 | 1.5 | nat |
| 1988 | 941.0 | 927.8 | 902.9 | 4.1 | 2.7 | normaal |
| 1989 | 722.3 | 704.3 | 738.7 | -2.2 | -4.8 | droog |
| 1990 | 864.6 | 842.1 | 881.7 | -2.0 | -4.6 | normaal |
| 1991 | 695.5 | 671.1 | 705.8 | -1.5 | -5.0 | droog |
| 1992 | 947.3 | 904.0 | 960.7 | -1.4 | -6.1 | nat |
| 1993 | 1012.9 | 1004.4 | 979.2 | 3.4 | 2.5 | nat |
| 1994 | 1072.4 | 1041.9 | 1090.1 | -1.6 | -4.5 | zeer nat |
| 1995 | 807.4 | 802.1 | 767.3 | 5.1 | 4.4 | normaal |
| 1996 | 697.5 | 683.6 | 679.9 | 2.6 | 0.6 | droog |
| 1997 | 740.6 | 729.3 | 757.1 | -2.2 | -3.7 | normaal |
| 1998 | 1205.6 | 1177.6 | 1205.8 | 0.0 | -2.4 | zeer nat |
| 1999 | 865.0 | 859.9 | 808.7 | 6.7 | 6.1 | normaal |
| 2000 | 985.3 | 961.0 | 949.6 | 3.7 | 1.2 | nat |
| Gemiddeld | 890.7 | 870.7 | 878.1 | 1.4 | -0.8 | |

⁴⁴ Gemiddelde van de waarnemingen op de neerslagstations Nijkerk, Putten en Voorthuizen

⁴⁵ Gehanteerde typering:

zeer droog: gemiddelde < 80% langjarig gemiddelde

droog: 80% langjarig gemiddelde < gemiddelde < 90 % langjarig gemiddelde

normaal: 90% langjarig gemiddelde < gemiddelde < 110 % langjarig gemiddelde

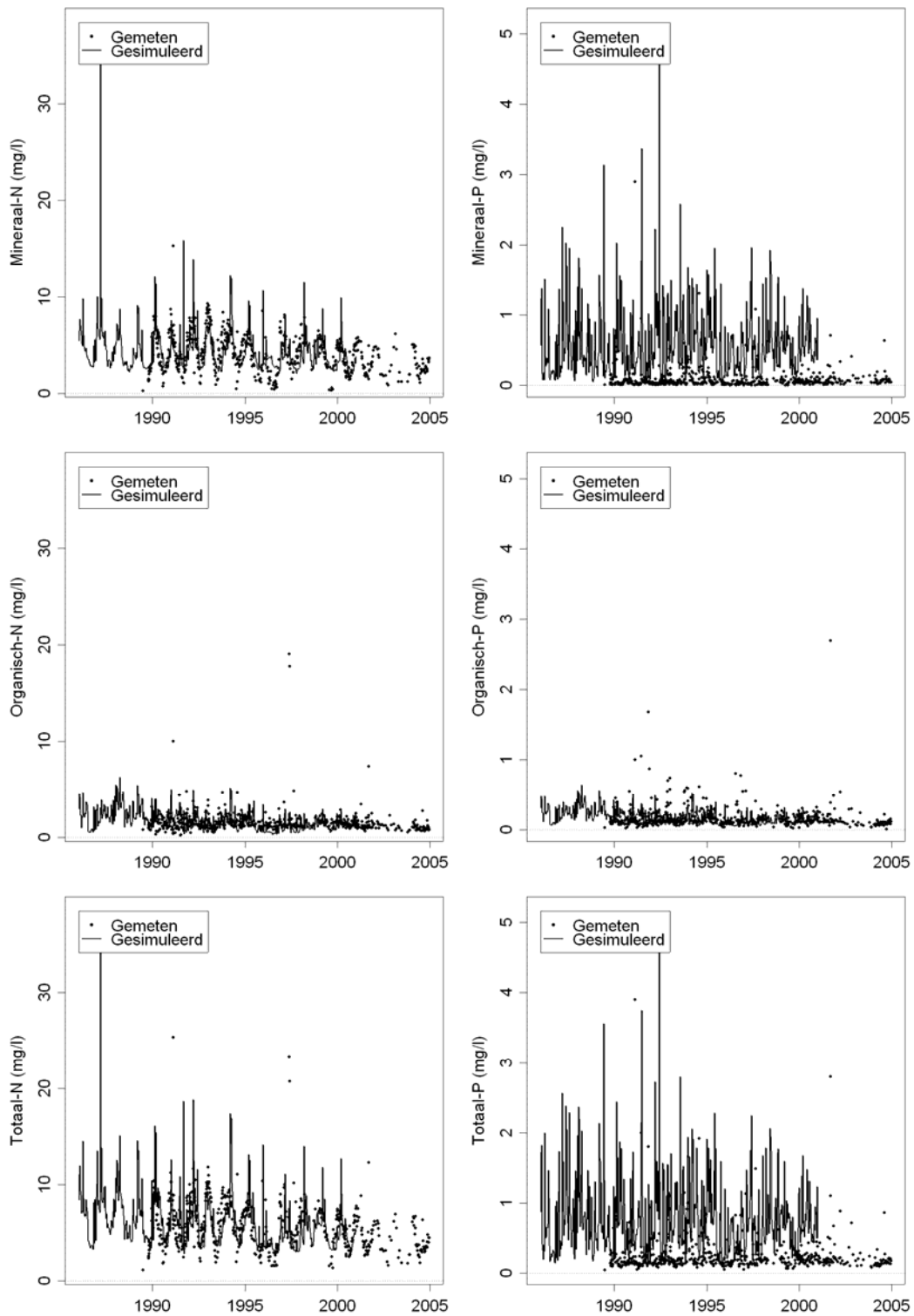
nat: 110% langjarig gemiddelde < gemiddelde < 120 % langjarig gemiddelde

zeer nat: 120% langjarig gemiddelde < gemiddelde

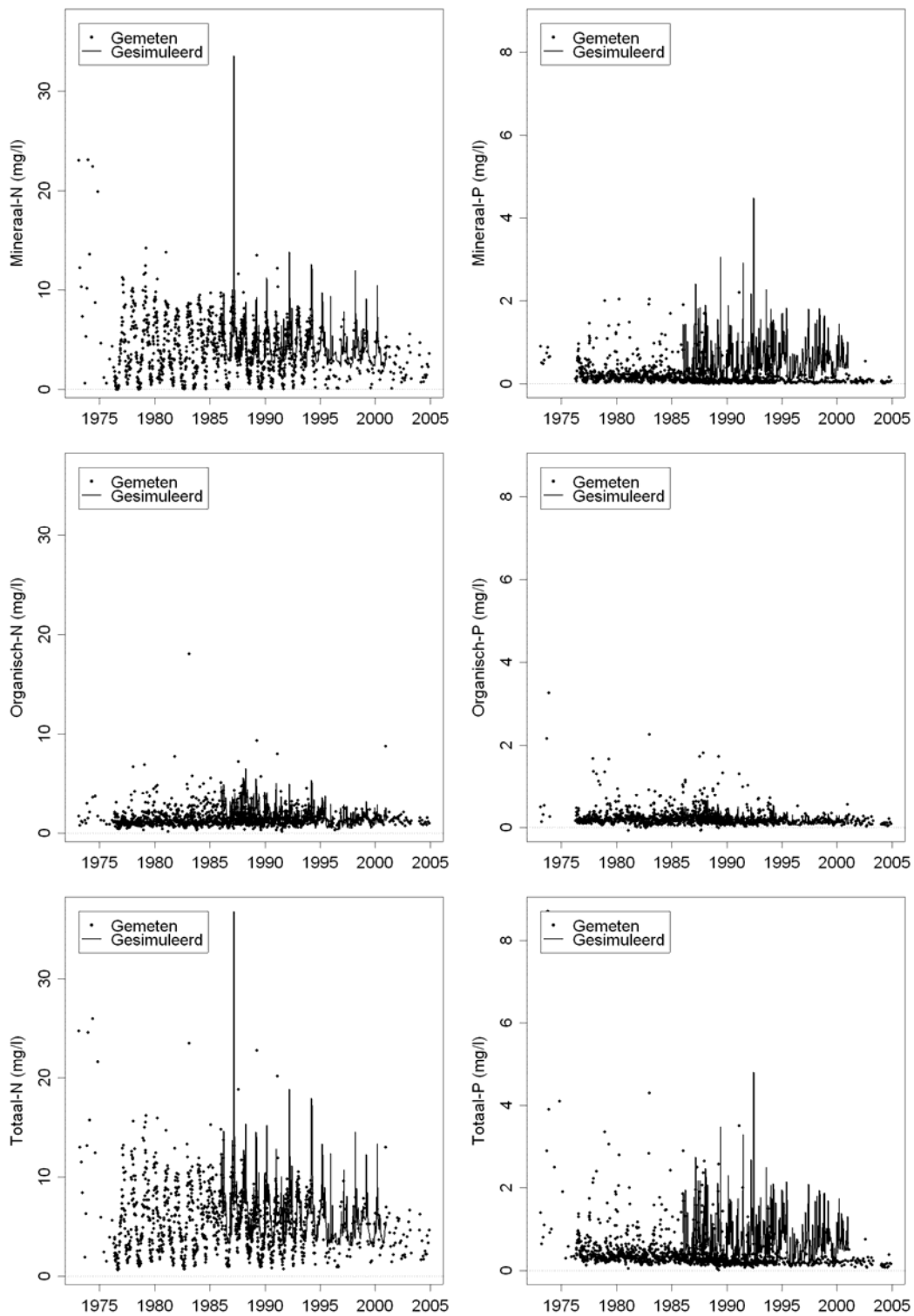
Gemeten en berekende jaarlijkse verdamping (Fase 2)

| Jaar | Fase 1 (mm) | Fase 2 (mm) | Gemeten (mm) | Verschil Fase 1 en gemeten (%) | Verschil Fase 2 en gemeten (%) | :Typering |
|-----------|----------------|----------------|-----------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------|
| 1986 | 574.8 | 576.7 | 581 | -1.1 | -0.7 | normaal |
| 1987 | 556.3 | 540.3 | 513 | 8.1 | 5.2 | nat |
| 1988 | 591.5 | 575.7 | 520 | 12.9 | 10.2 | normaal |
| 1989 | 620.4 | 613.4 | 620 | 0.1 | -1.1 | droog |
| 1990 | 623.5 | 612.7 | 600 | 3.8 | 2.1 | normaal |
| 1991 | 556.6 | 555.2 | 553 | 0.6 | 0.4 | droog |
| 1992 | 635.4 | 624.6 | 596 | 6.4 | 4.7 | nat |
| 1993 | 584.8 | 571.5 | 531 | 9.6 | 7.3 | nat |
| 1994 | 605.5 | 601.3 | 555 | 8.7 | 8.0 | zeer nat |
| 1995 | 616.0 | 616.0 | 607 | 1.5 | 1.5 | normaal |
| 1996 | 512.5 | 513.5 | 538 | -4.9 | -4.7 | droog |
| 1997 | 613.2 | 603.2 | 577 | 6.1 | 4.4 | normaal |
| 1998 | 591.7 | 572.6 | 506 | 15.6 | 12.3 | zeer nat |
| 1999 | 636.6 | 628.2 | 599 | 6.1 | 4.8 | normaal |
| 2000 | 625.3 | 609.9 | 556 | 11.7 | 9.2 | nat |
| Gemiddeld | 596.3 | 587.7 | 563.5 | 5.7 | 4.2 | |

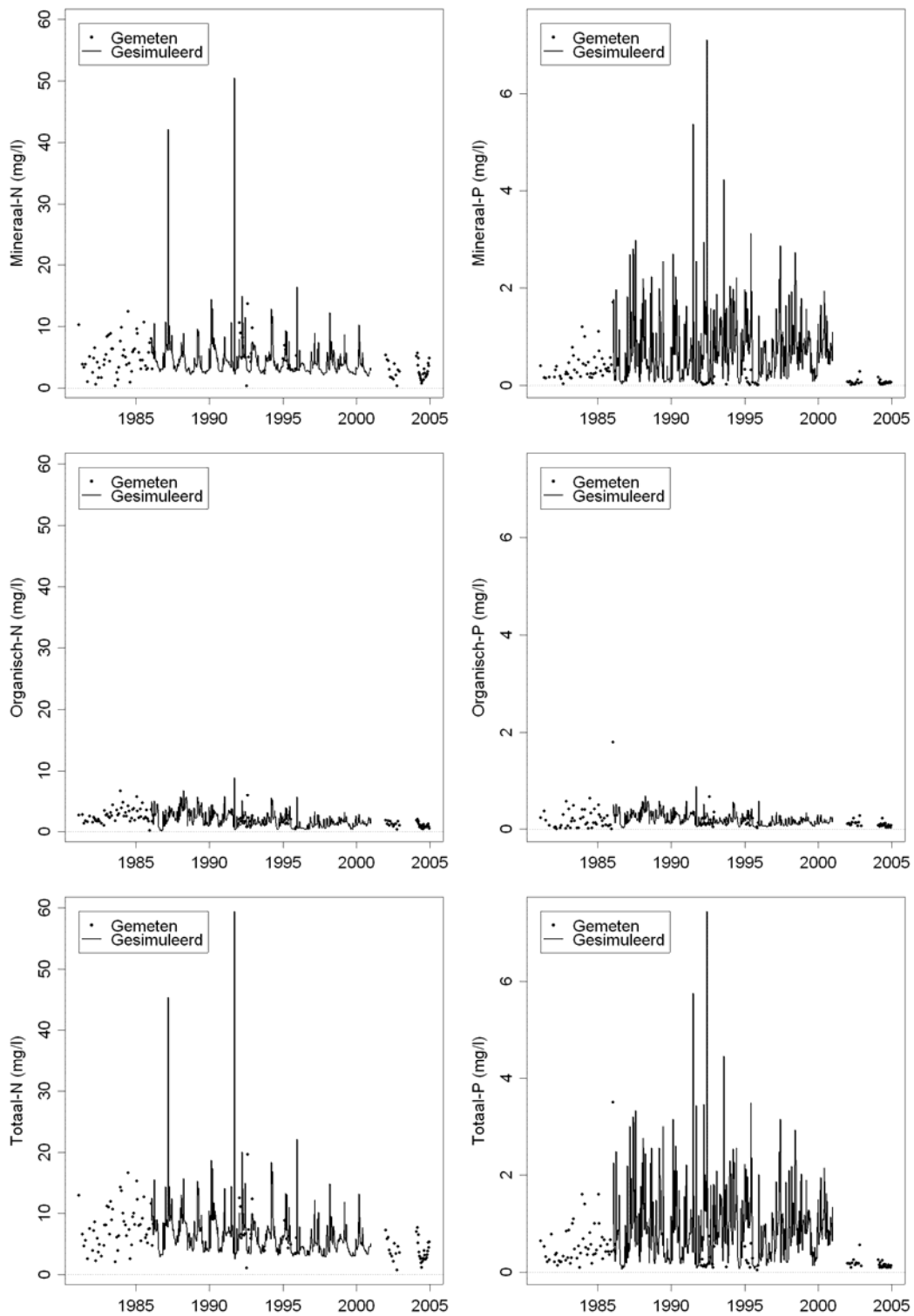
Bijlage 8 Gesimuleerde en gemeten waterkwaliteit voor het landsysteem (Fase 2)



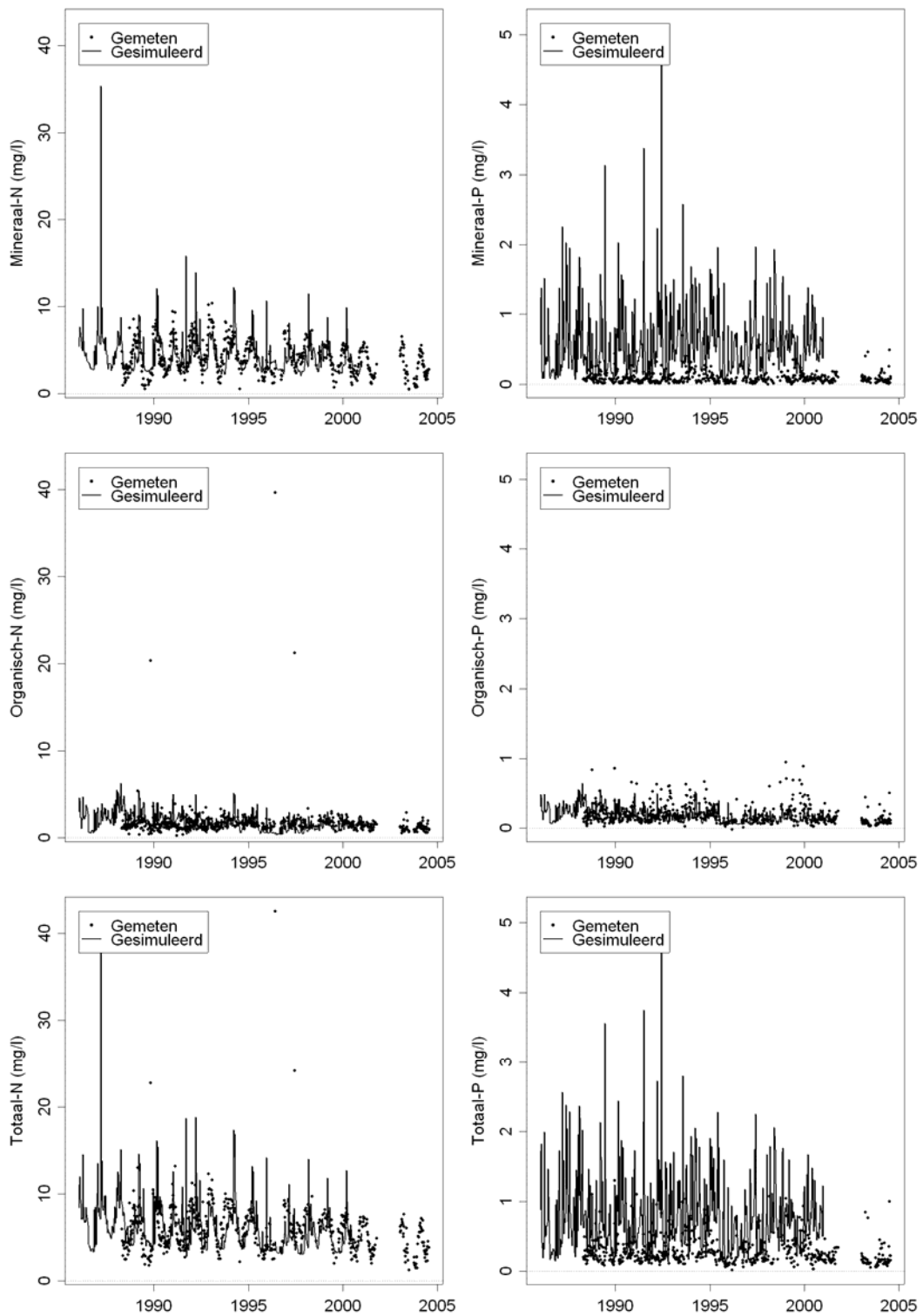
Gesimuleerde en gemeten concentraties stikstof en fosfor op Meetpunt 25200 (Fase 2 landsysteem)



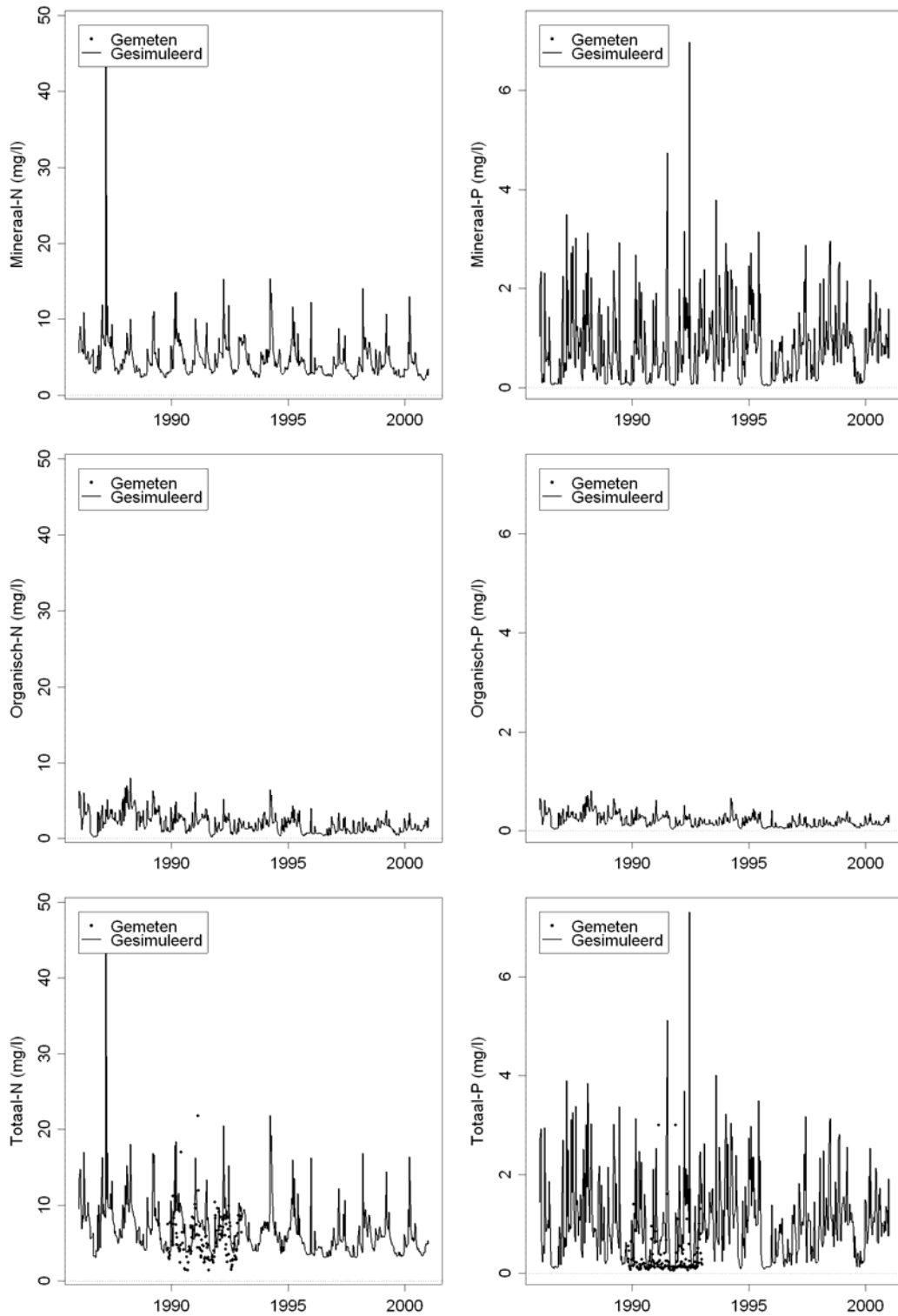
Gesimuleerde en gemeten concentraties stikstof en fosfor op Meetpunt 25201 (Fase 2 landsysteem)



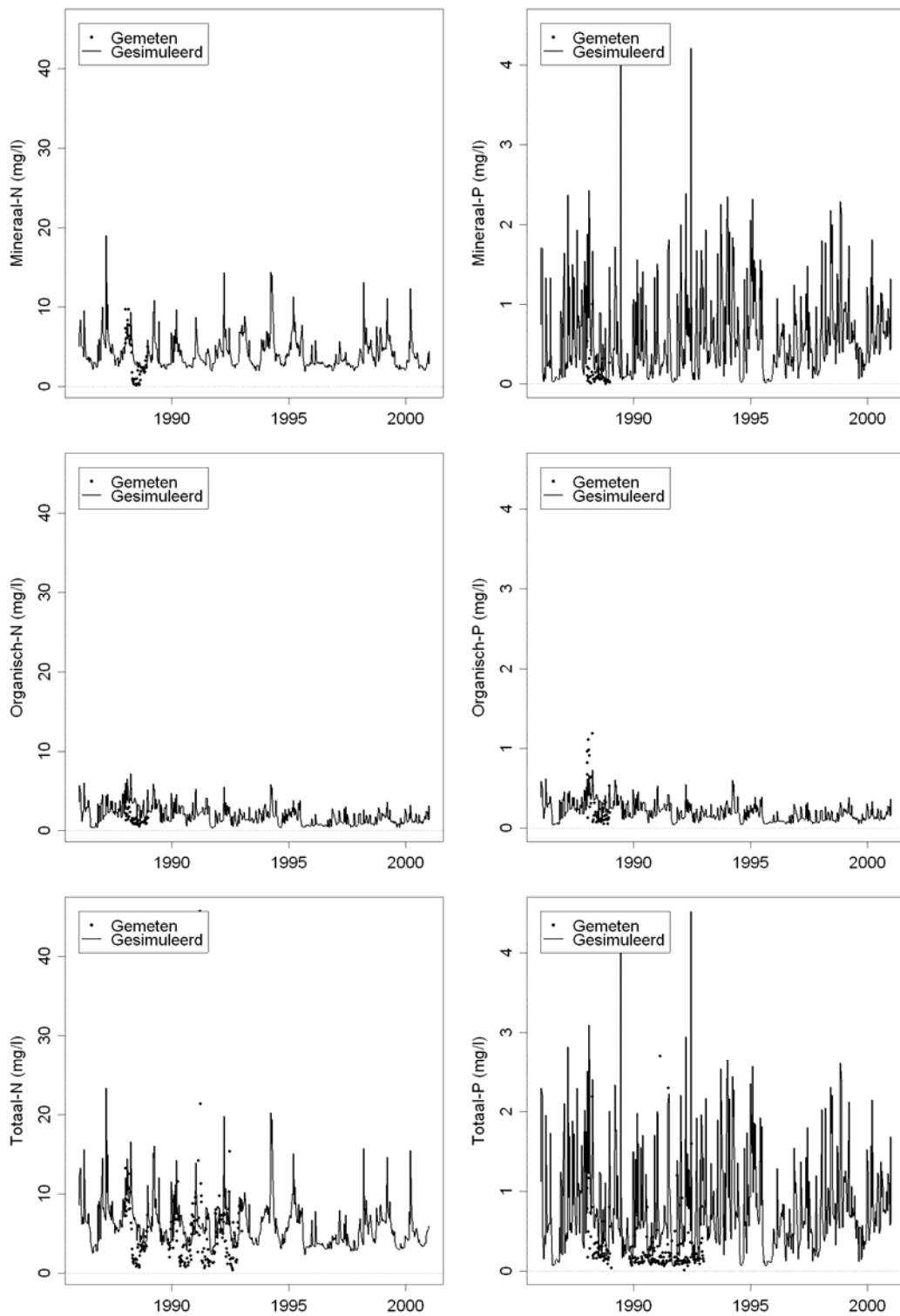
Gesimuleerde en gemeten concentraties stikstof en fosfor op Meetpunt 25202 (Fase 2 landsysteem)



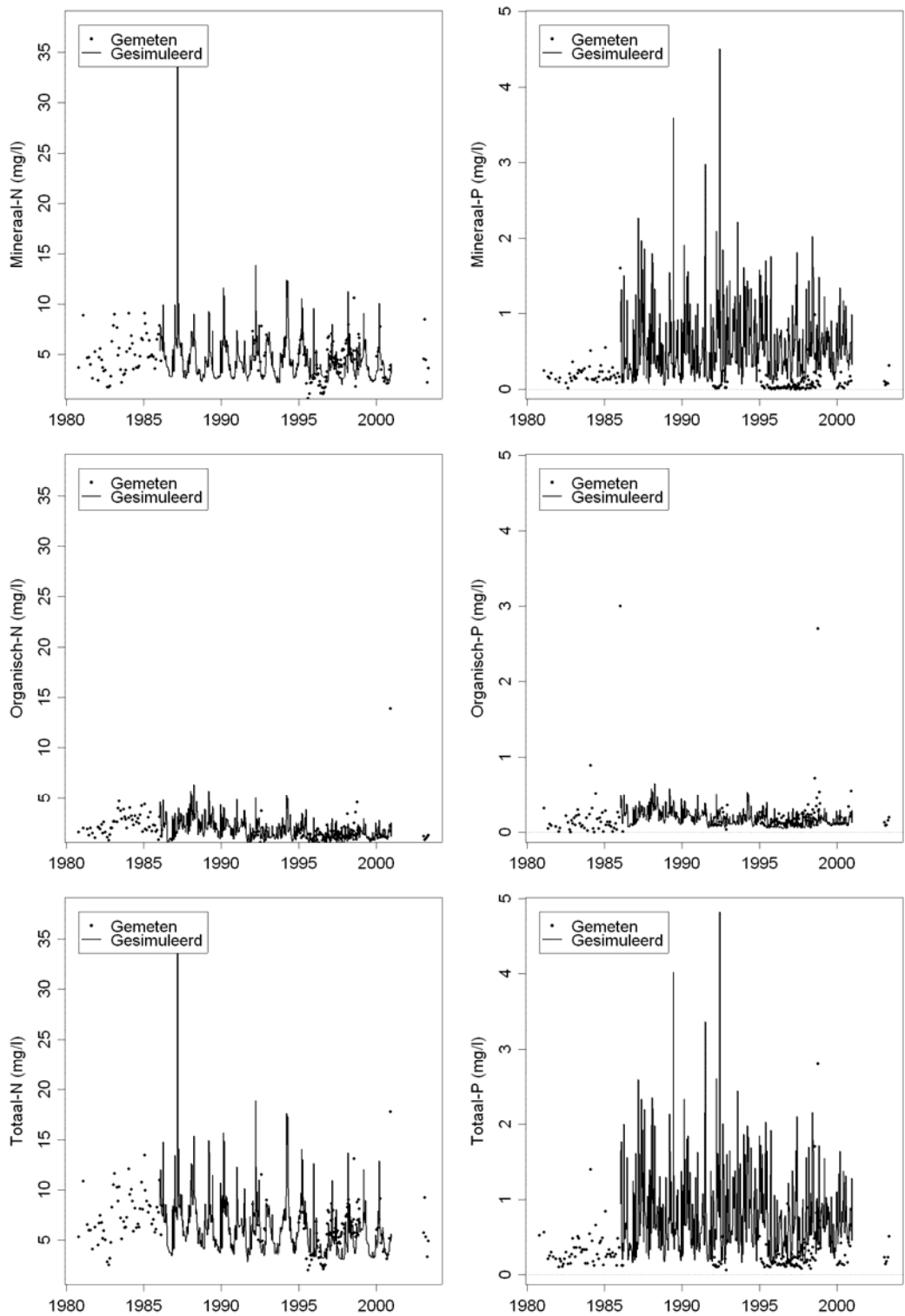
Gesimuleerde en gemeten concentraties stikstof en fosfor op Meetspunt 25210, continu meetpunt (Fase 2 landsysteem)



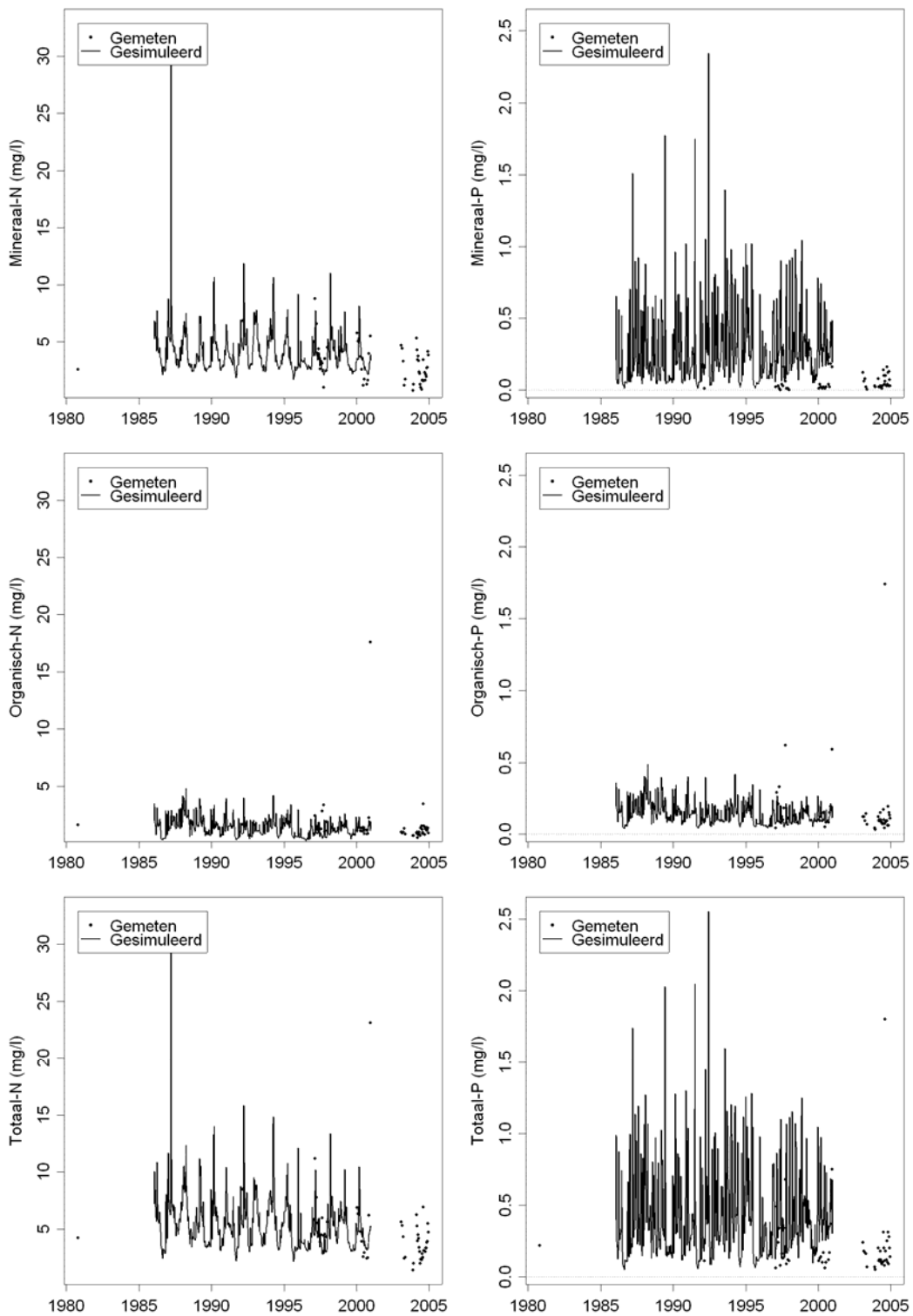
Gesimuleerde en gemeten concentraties stikstof en fosfor op Meetpunt 25220 (Fase 2 landsysteem)



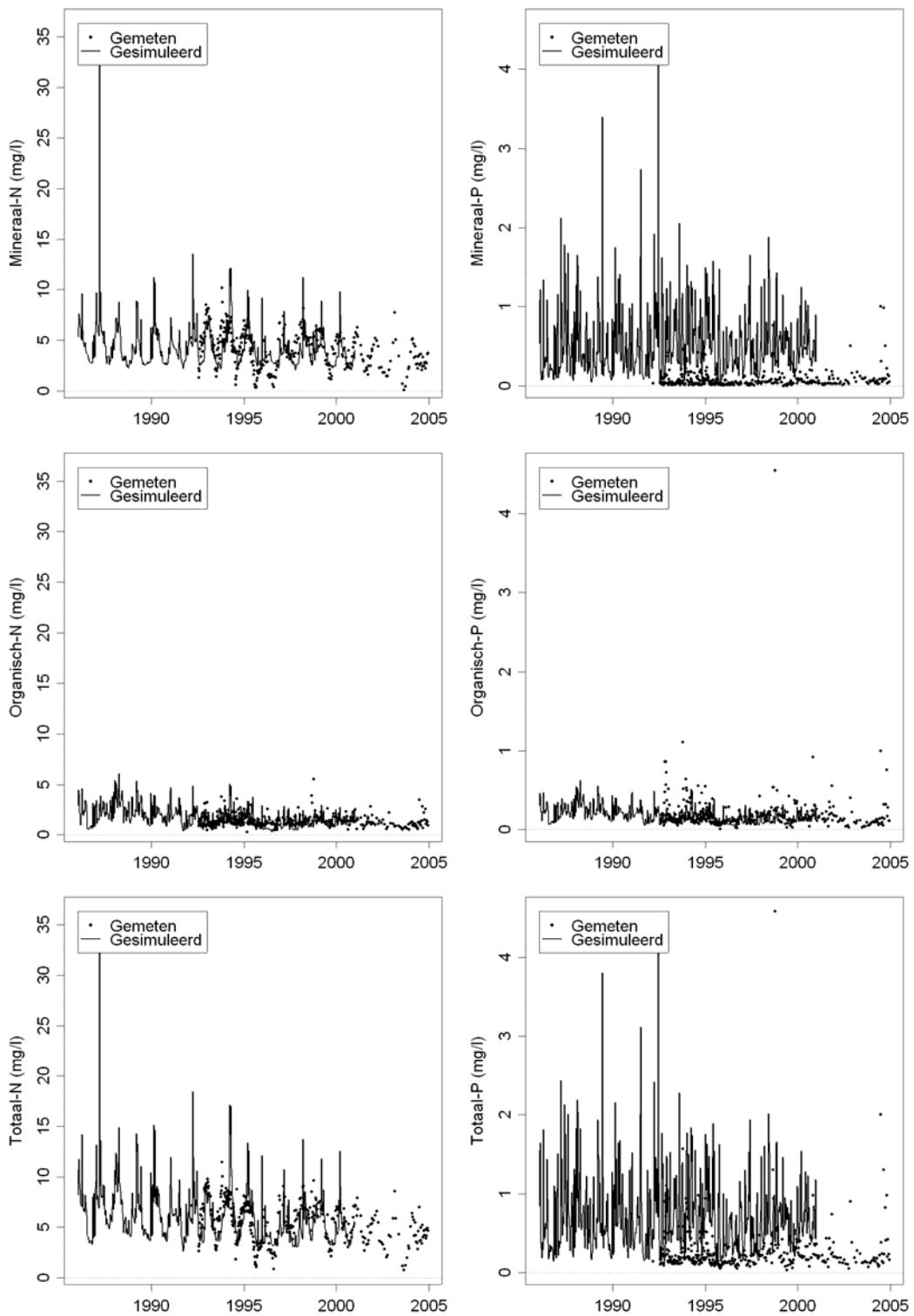
Gesimuleerde en gemeten concentraties stikstof en fosfor op Meetpunt 25221 (Fase 2 landsysteem)



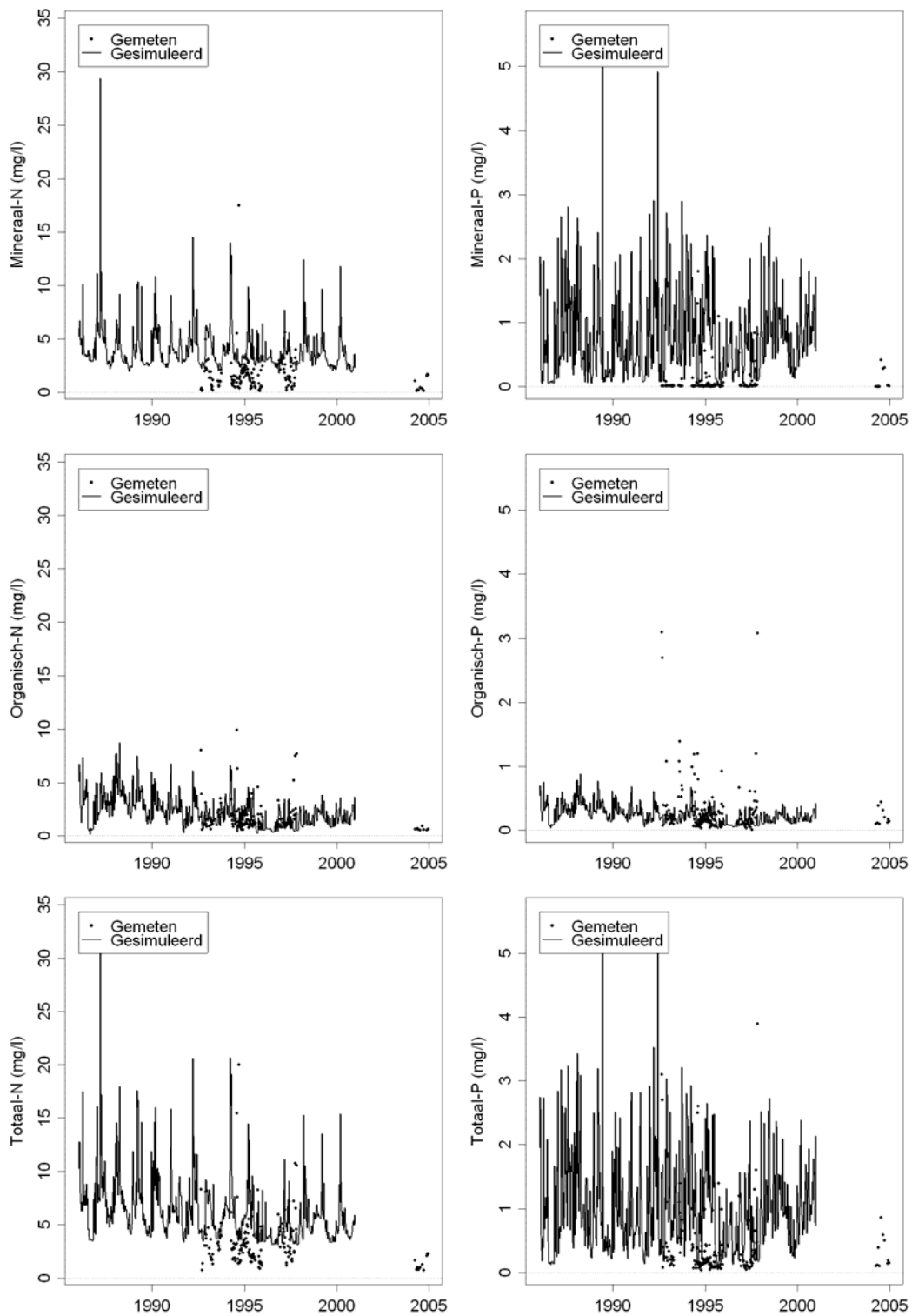
Gesimuleerde en gemeten concentraties stikstof en fosfor op Meetpunt 25301 (Fase 2 landsysteem)



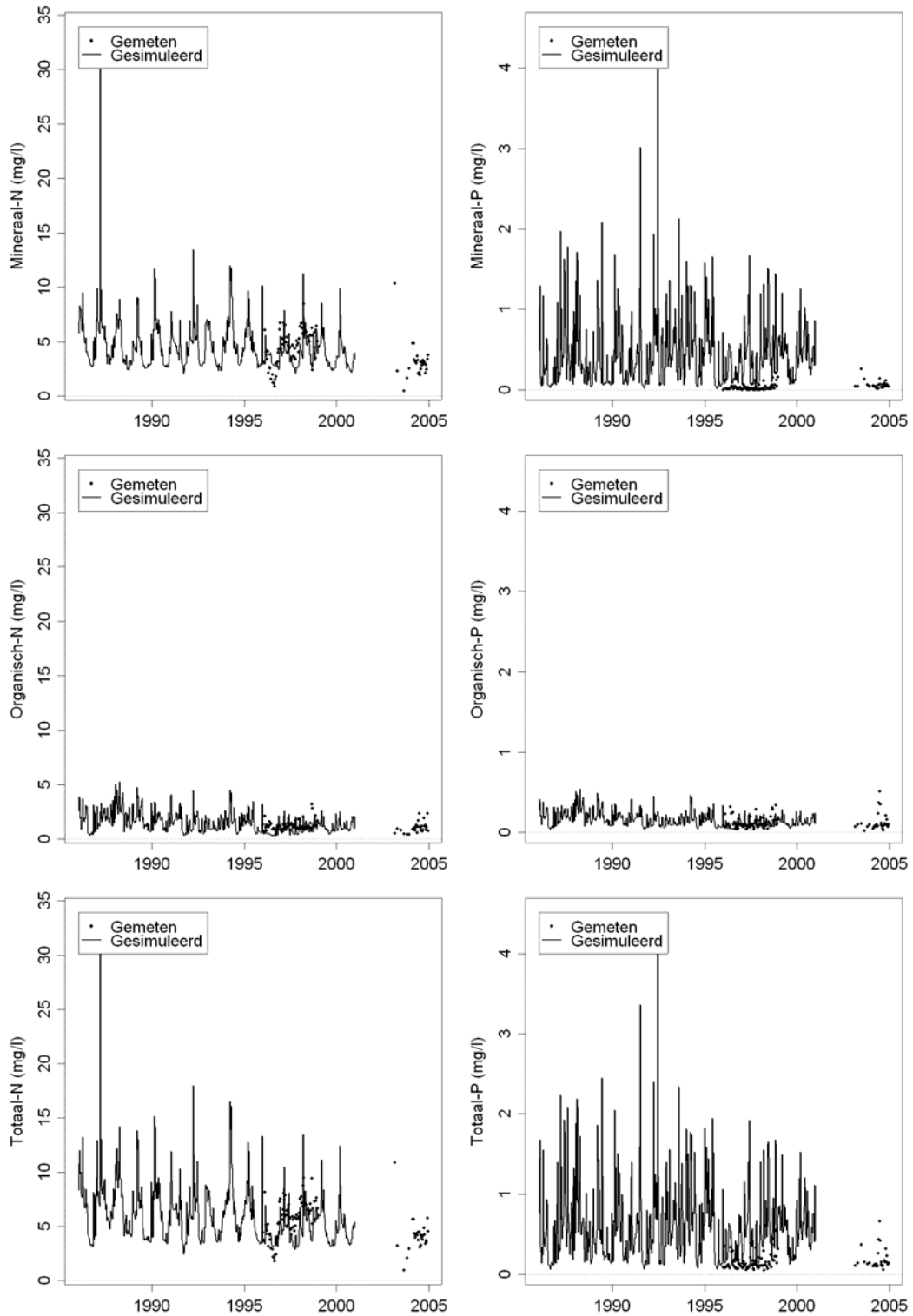
Gesimuleerde en gemeten concentraties stikstof en fosfor op Meetpunt 25305 (Fase 2 landsysteem)



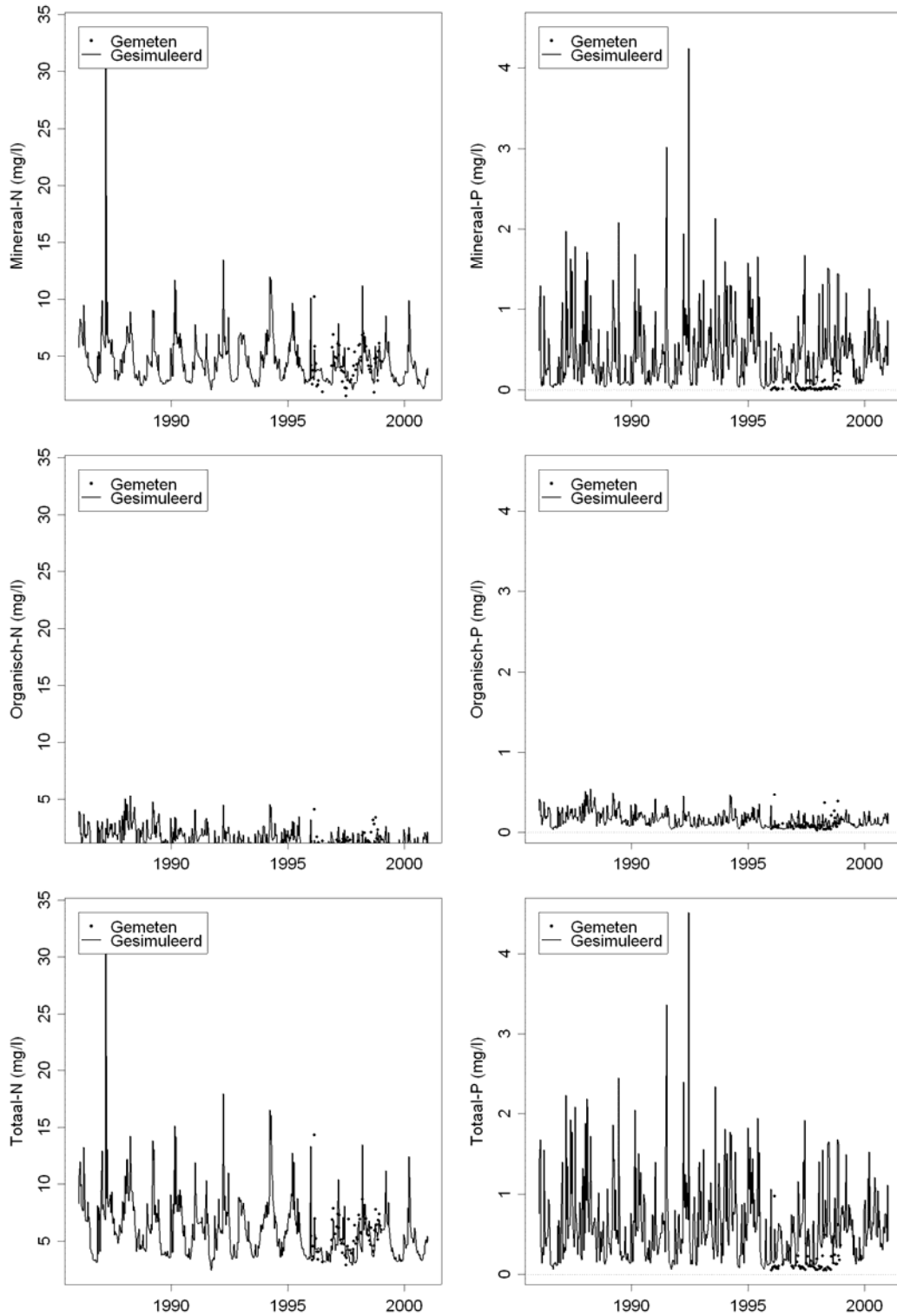
Gesimuleerde en gemeten concentraties stikstof en fosfor op Meetspunt 25311 (Fase 2 landsysteem)



Gesimuleerde en gemeten concentraties stikstof en fosfor op Meetpunt 25312 (Fase 2 landsysteem)

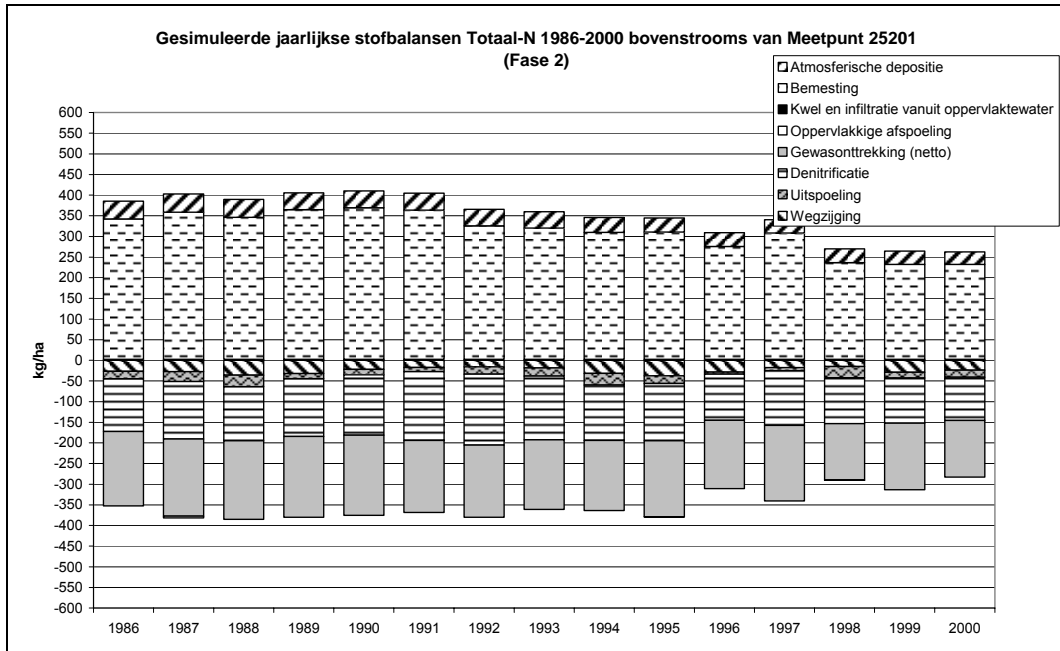


Gesimuleerde en gemeten concentraties stikstof en fosfor op Meetpunt 25316 (Fase 2 landsysteem)

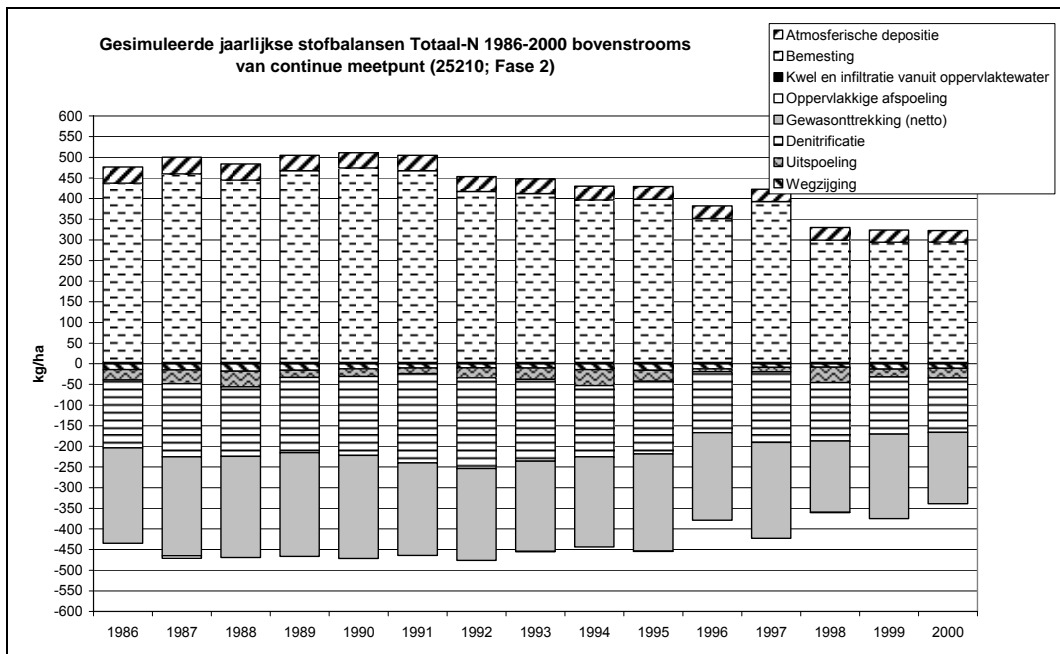


Gesimuleerde en gemeten concentraties stikstof en fosfor op Meetpunt 25317 (Fase 2 landsysteem)

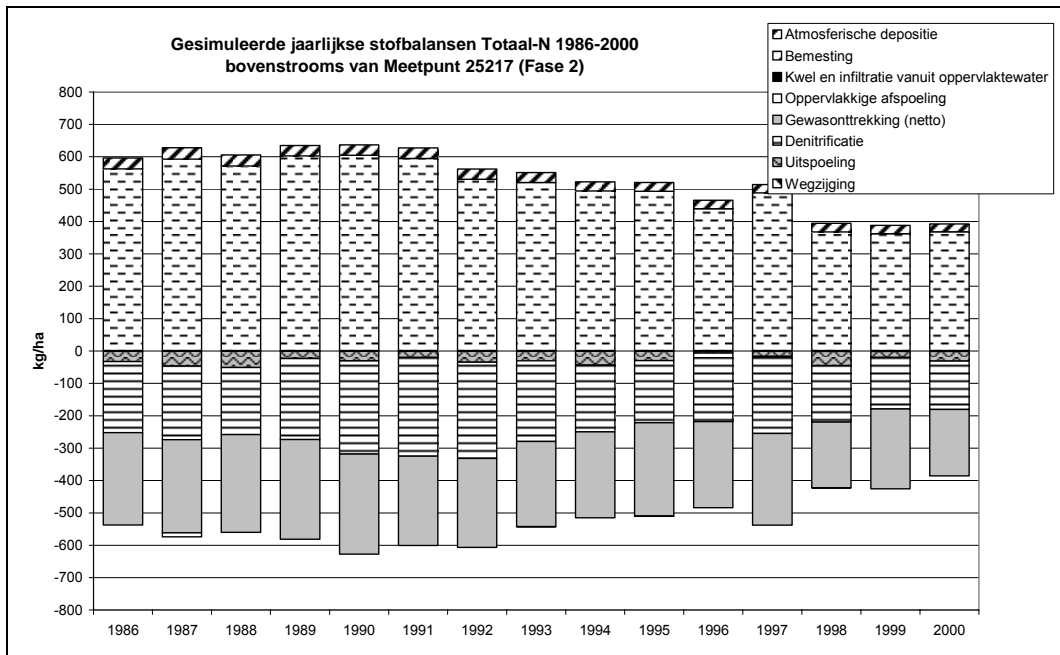
Bijlage 9 Gesimuleerde jaarlijkse stikstofbalansen voor het landsysteem (Fase 2)



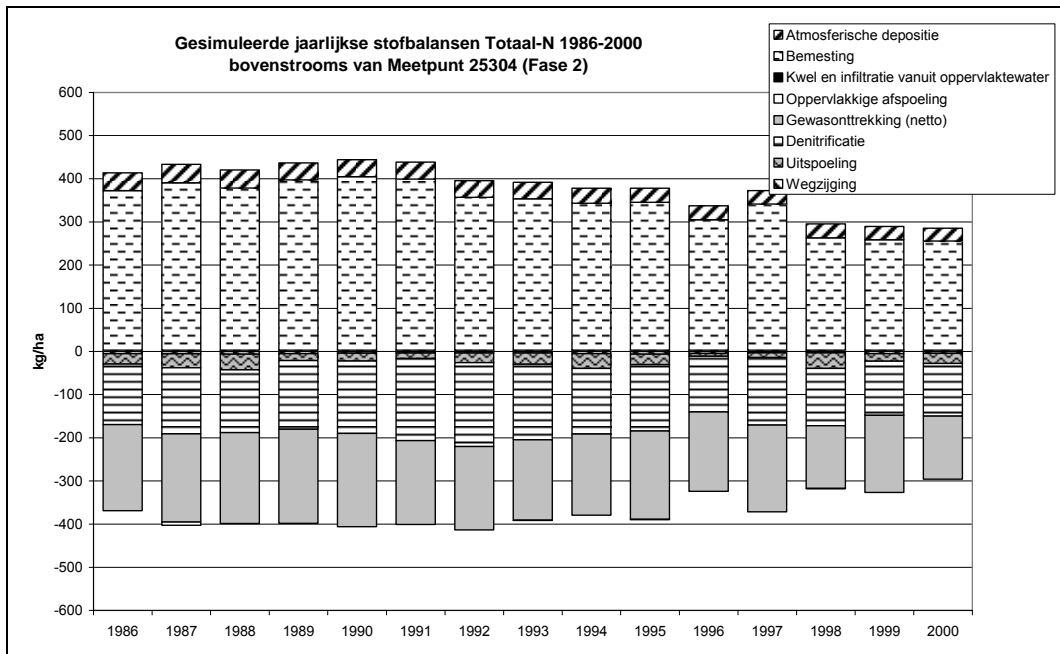
Gesimuleerde jaarlijkse stofbalansen Totaal-N op Meetpunt 25201 (Fase 2 landsysteem)



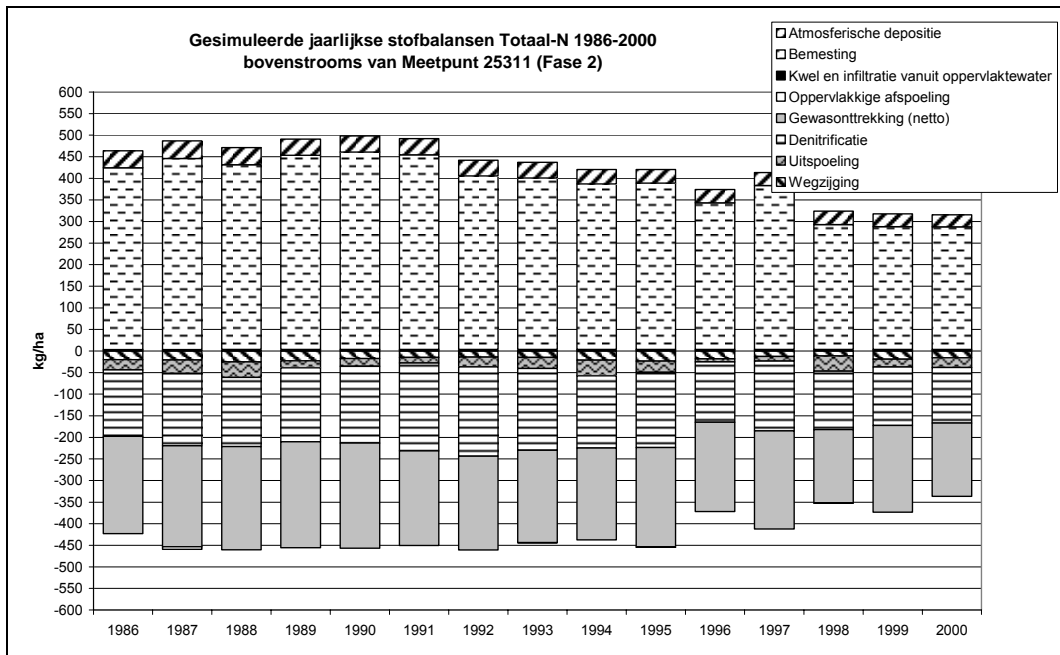
Gesimuleerde jaarlijkse stofbalansen Totaal-N op Meetpunt 25210 (Fase 2 landsysteem)



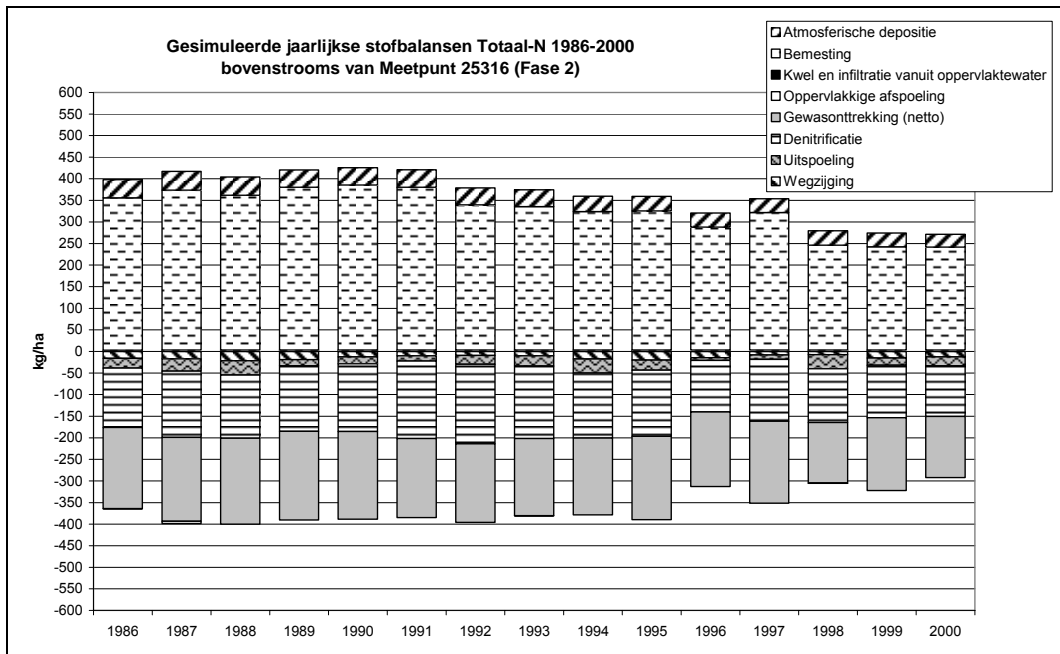
Gesimuleerde jaarlijkse stofbalansen Totaal-N op Meetpunt 25217 (Fase 2 landsysteem)



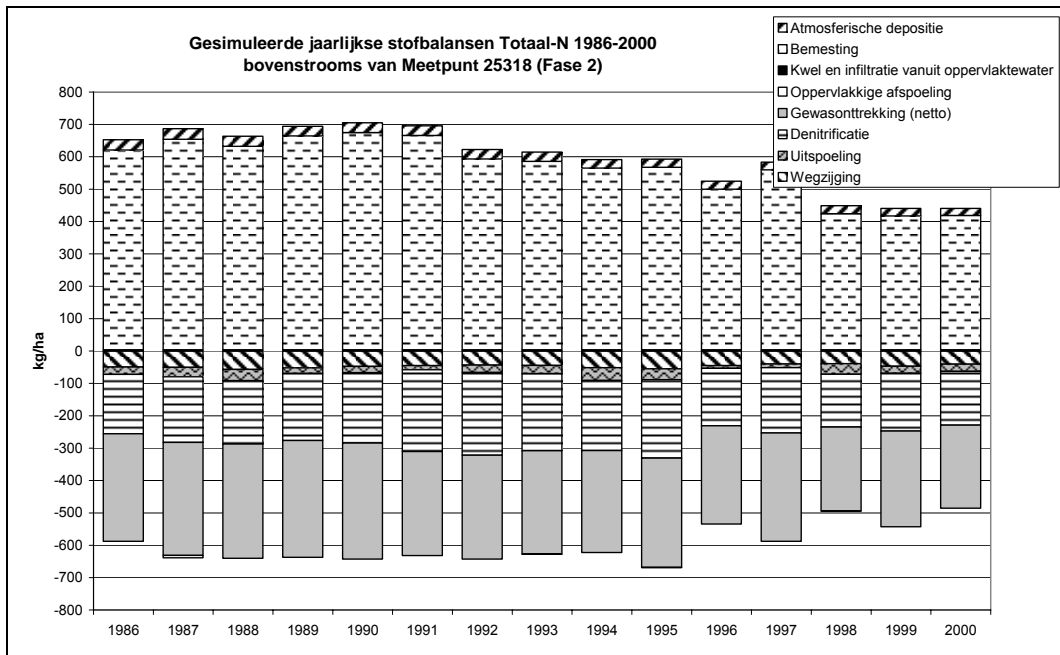
Gesimuleerde jaarlijkse stofbalansen Totaal-N op Meetpunt 25304 (Fase 2 landsysteem)



Gesimuleerde jaarlijkse stofbalansen Totaal-N op Meetpunt 25311 (Fase 2 landsysteem)

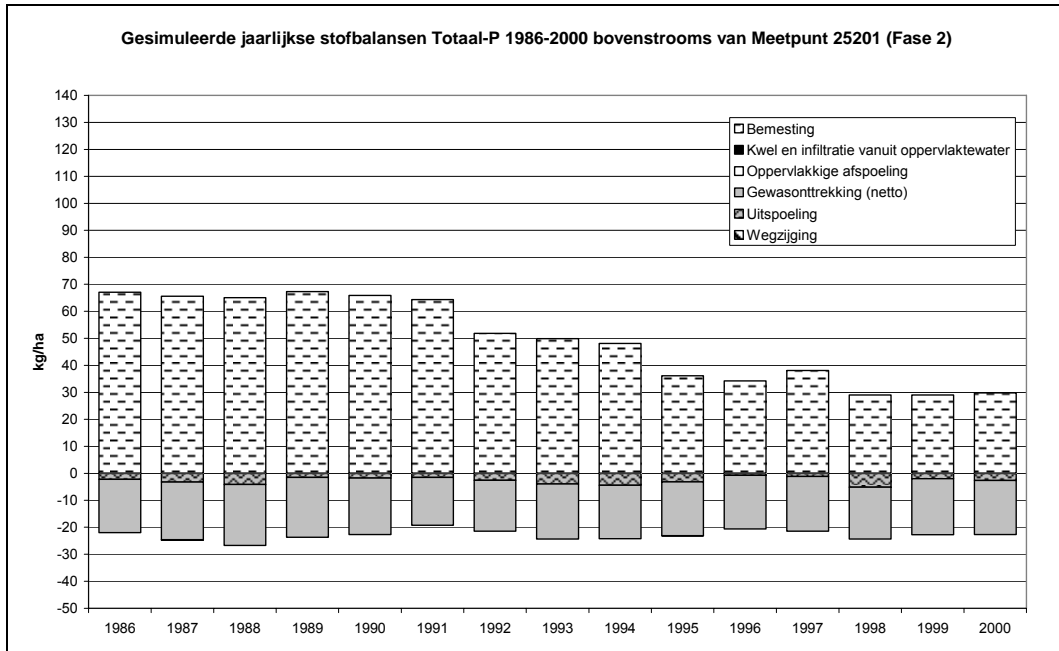


Gesimuleerde jaarlijkse stofbalansen Totaal-N op Meetpunt 25316 (Fase 2 landsysteem)

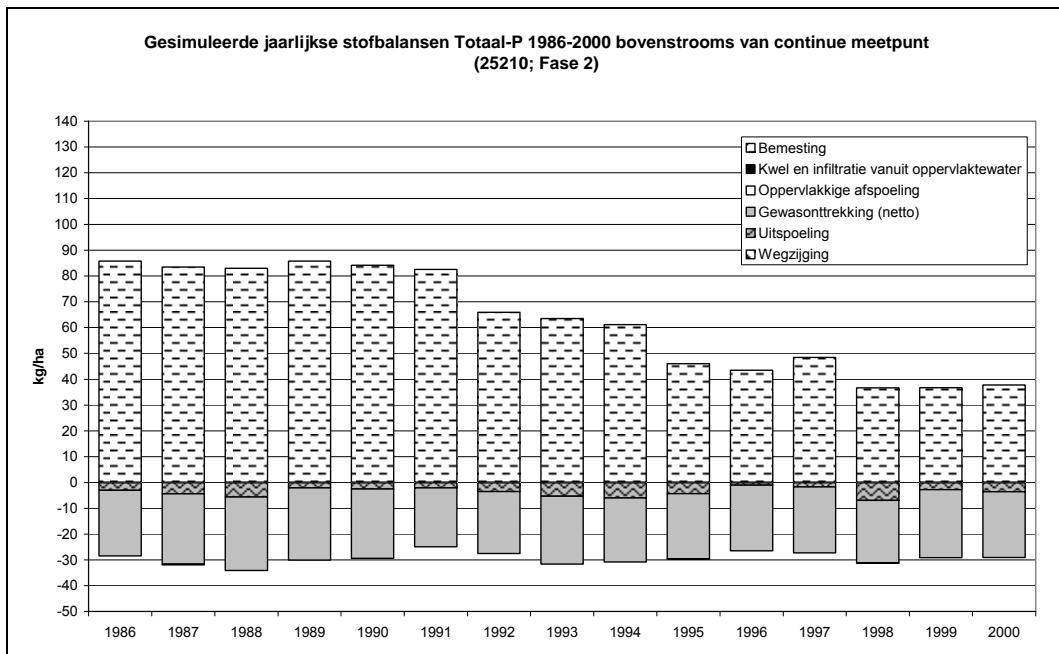


Gesimuleerde jaarlijkse stofbalansen Totaal-N op Meetpunt 25318 (Fase 2 landsysteem)

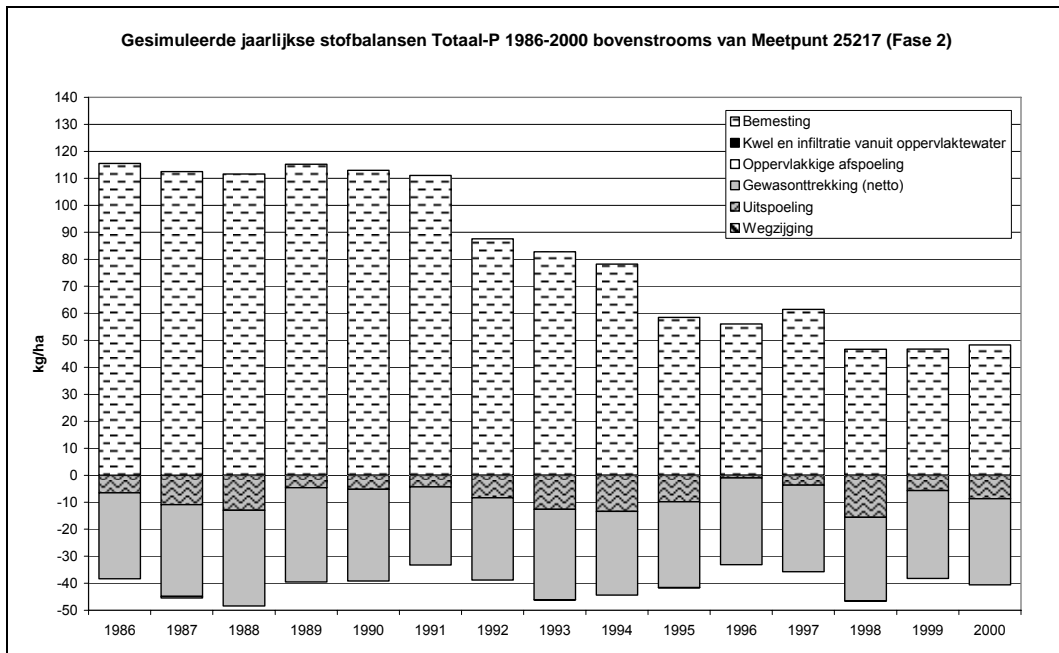
Bijlage 10 Gesimuleerde jaarlijkse fosforbalansen voor het landsysteem (Fase 2)



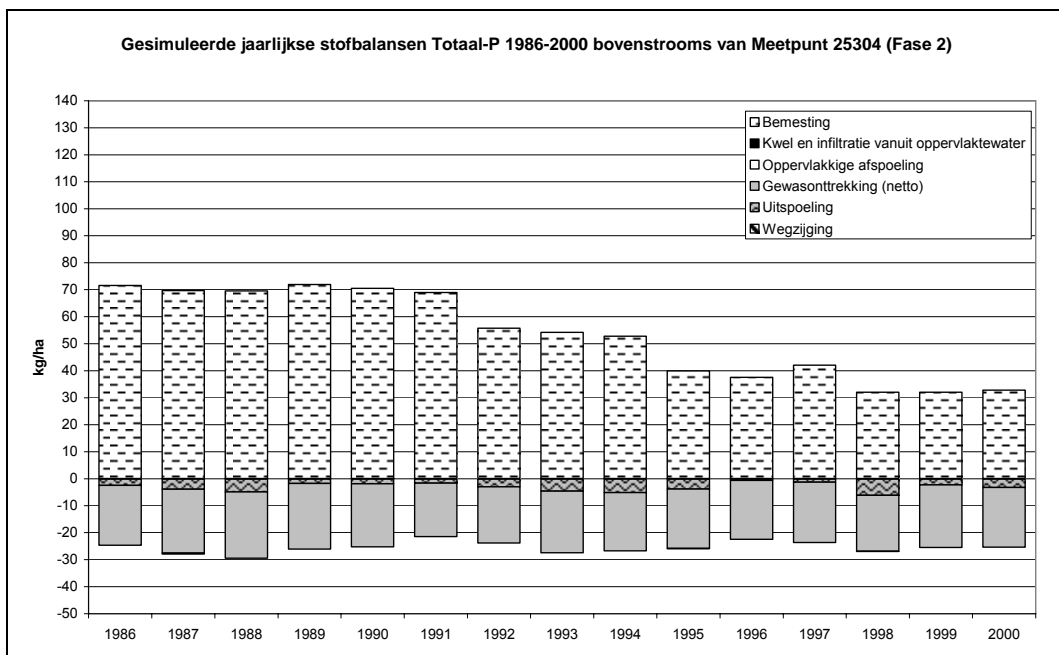
Gesimuleerde jaarlijkse stofbalansen Totaal-P op Meetpunt 25201 (Fase 2 landsysteem)



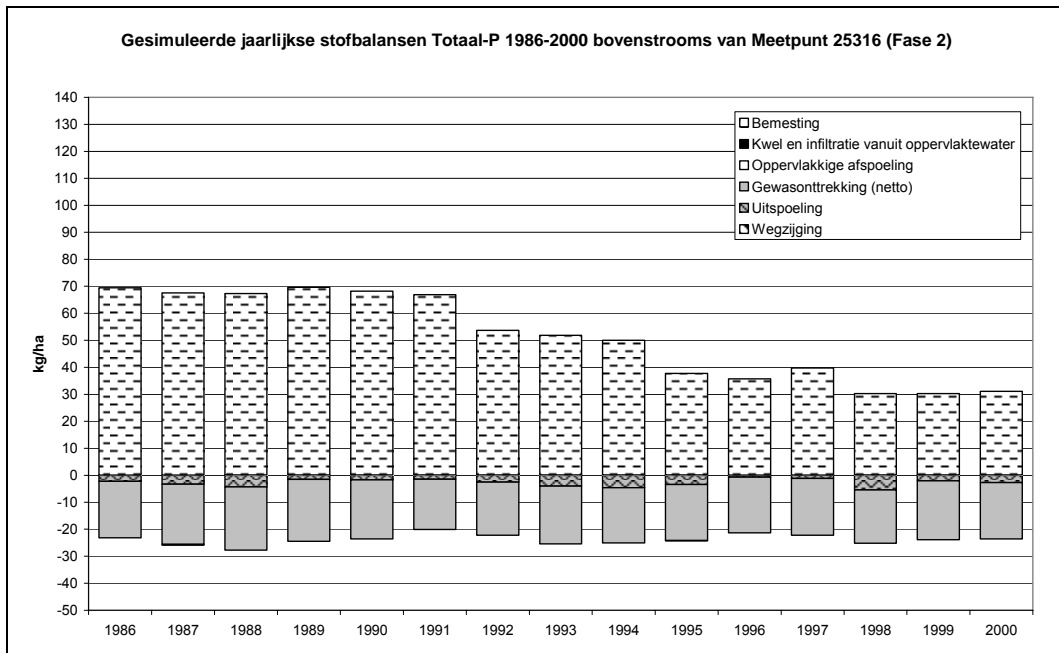
Gesimuleerde jaarlijkse stofbalansen Totaal-P op Meetpunt 25210 (Fase 2 landsysteem)



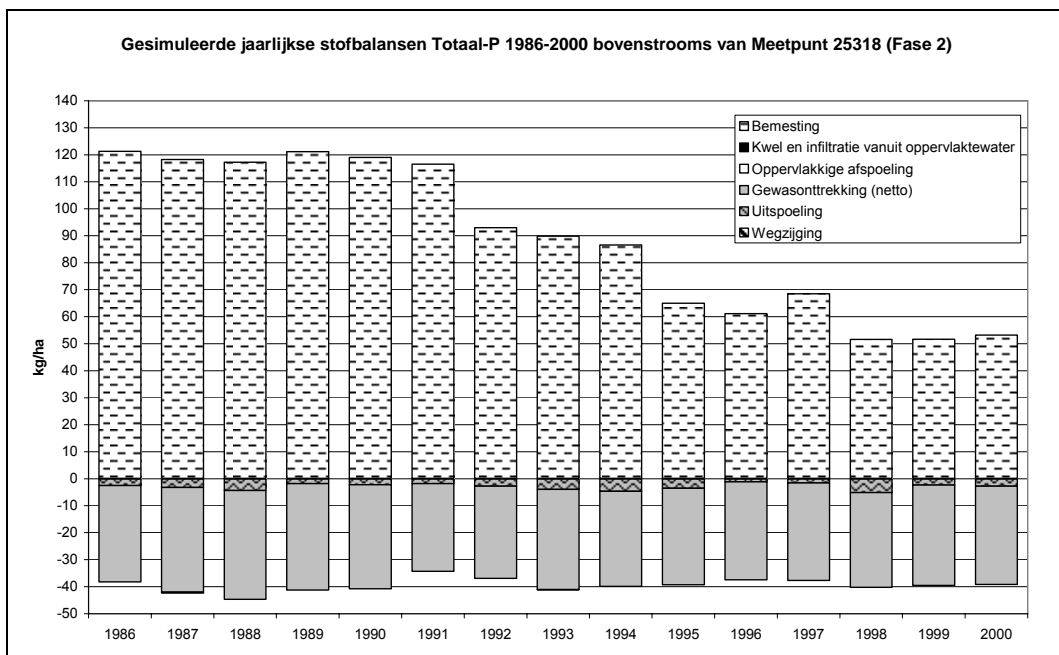
Gesimuleerde jaarlijkse stofbalansen Totaal-P op Meetpunt 25217 (Fase 2 landsysteem)



Gesimuleerde jaarlijkse stofbalansen Totaal-P op Meetpunt 25304 (Fase 2 landsysteem)

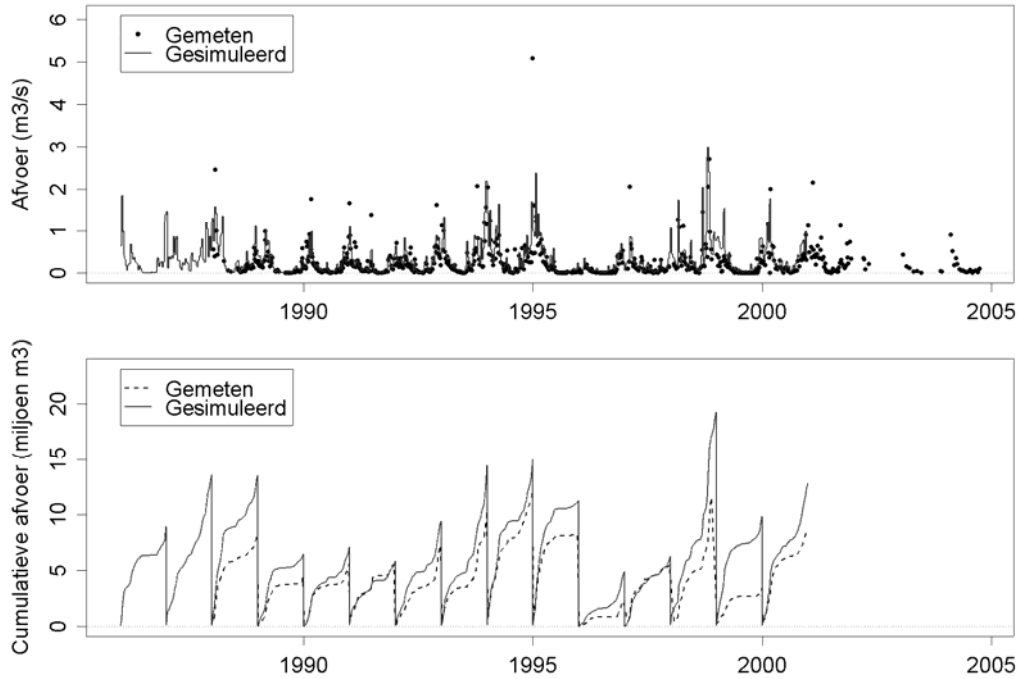


Gesimuleerde jaarlijkse stofbalansen Totaal-P op Meetpunt 25316 (Fase 2 landsysteem)

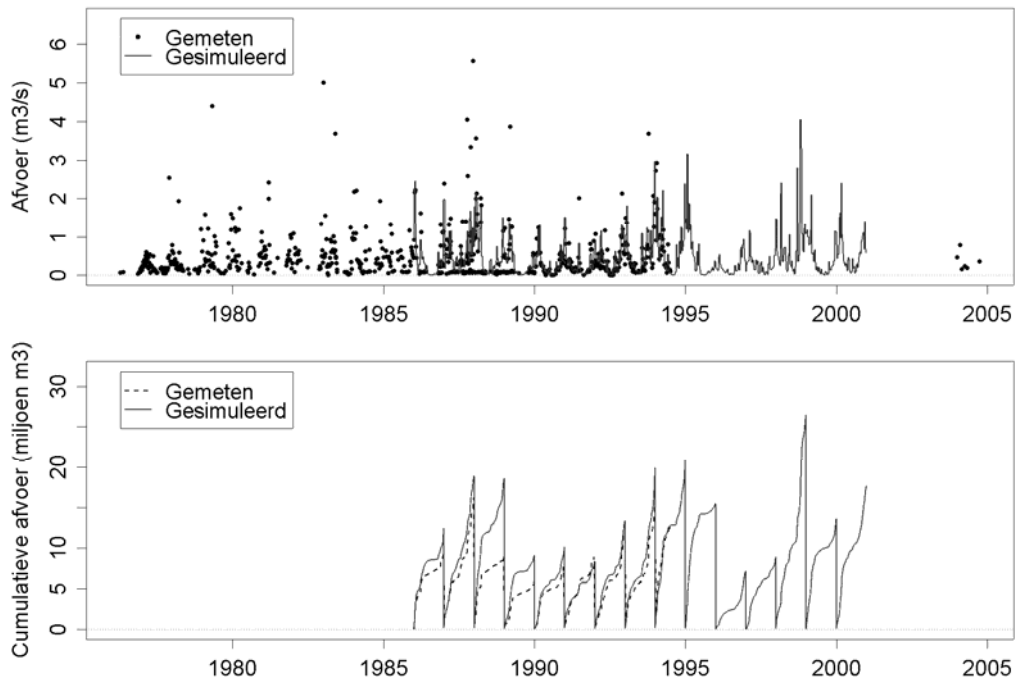


Gesimuleerde jaarlijkse stofbalansen Totaal-P op Meetpunt 25318 (Fase 2 landsysteem)

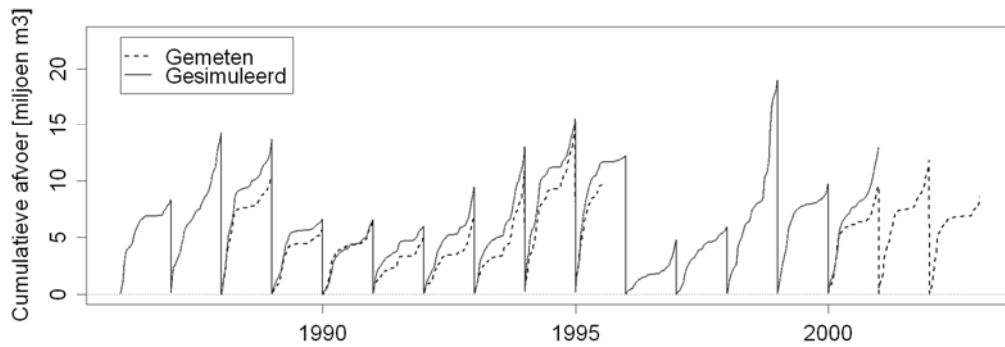
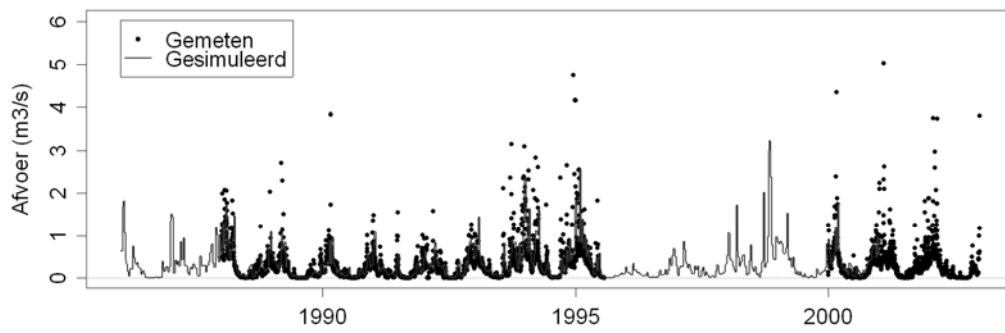
Bijlage 11 Gesimuleerde en gemeten afvoer water door het oppervlaktewaterstelsel (Fase 2)



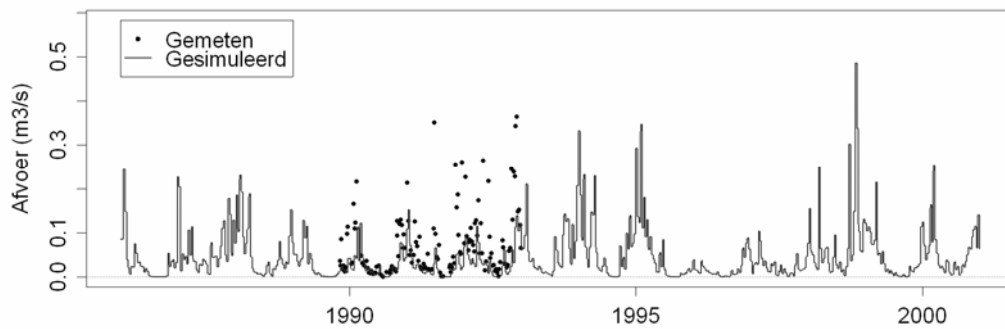
Gesimuleerde en gemeten afvoer water op Meetpunt 25200 (Fase 2 oppervlaktewaterstelsel)



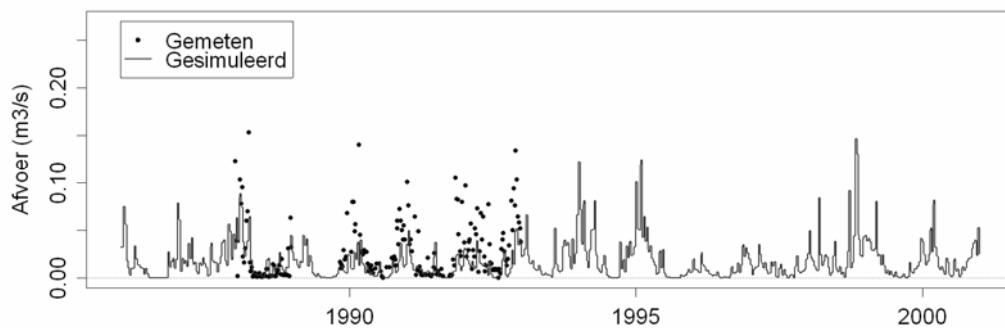
Gesimuleerde en gemeten afvoer water op Meetpunt 25201 (Fase 2 oppervlaktewaterstelsel)



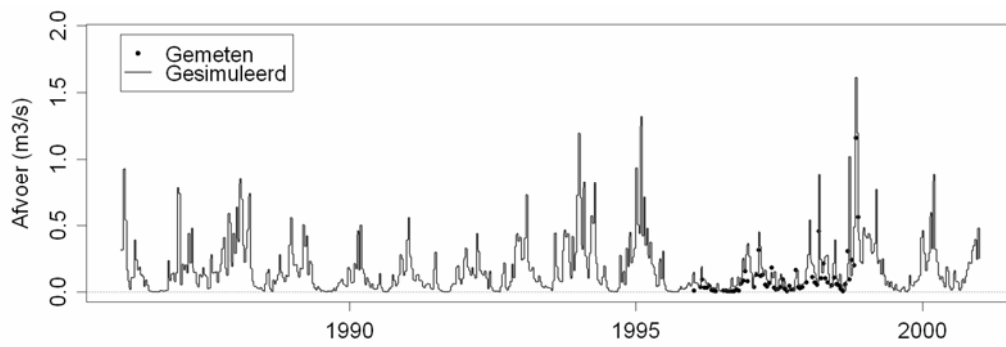
Gesimuleerde en gemeten afvoer water op Meetpunt 25210; continu meetpunt (Fase 2 oppervlaktewatersysteem)



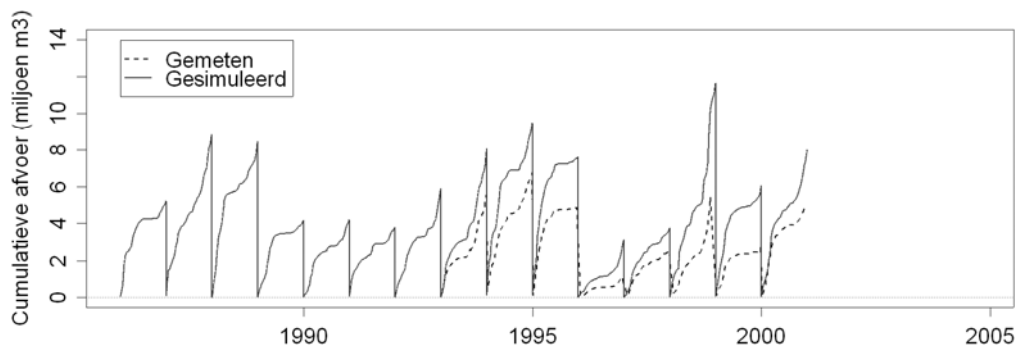
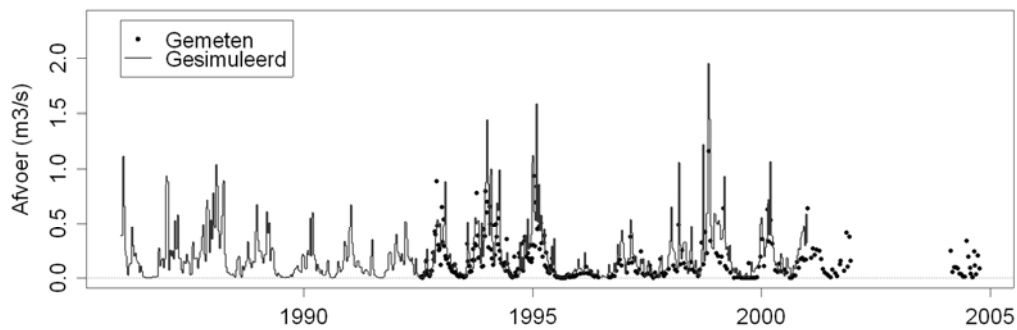
Gesimuleerde en gemeten afvoer water op Meetpunt 25220 (Fase 2 oppervlaktewatersysteem)



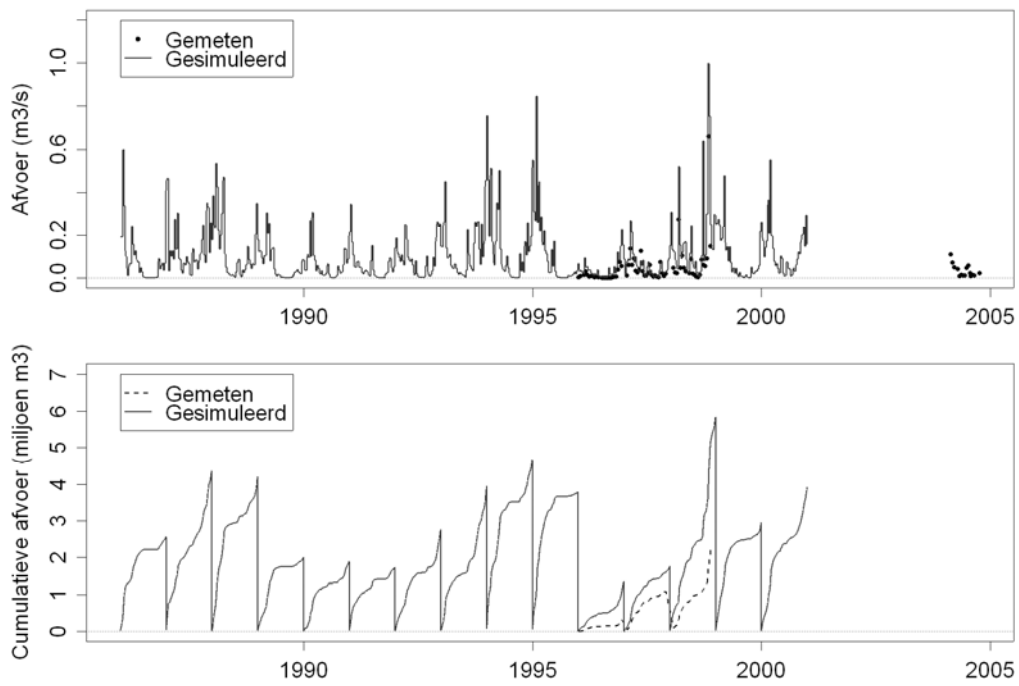
Gesimuleerde en gemeten afvoer water op Meetpunt 25221 (Fase 2 oppervlaktewatersysteem)



Gesimuleerde en gemeten afvoer water op Meetpunt 25301 (Fase 2 oppervlaktewatersysteem)

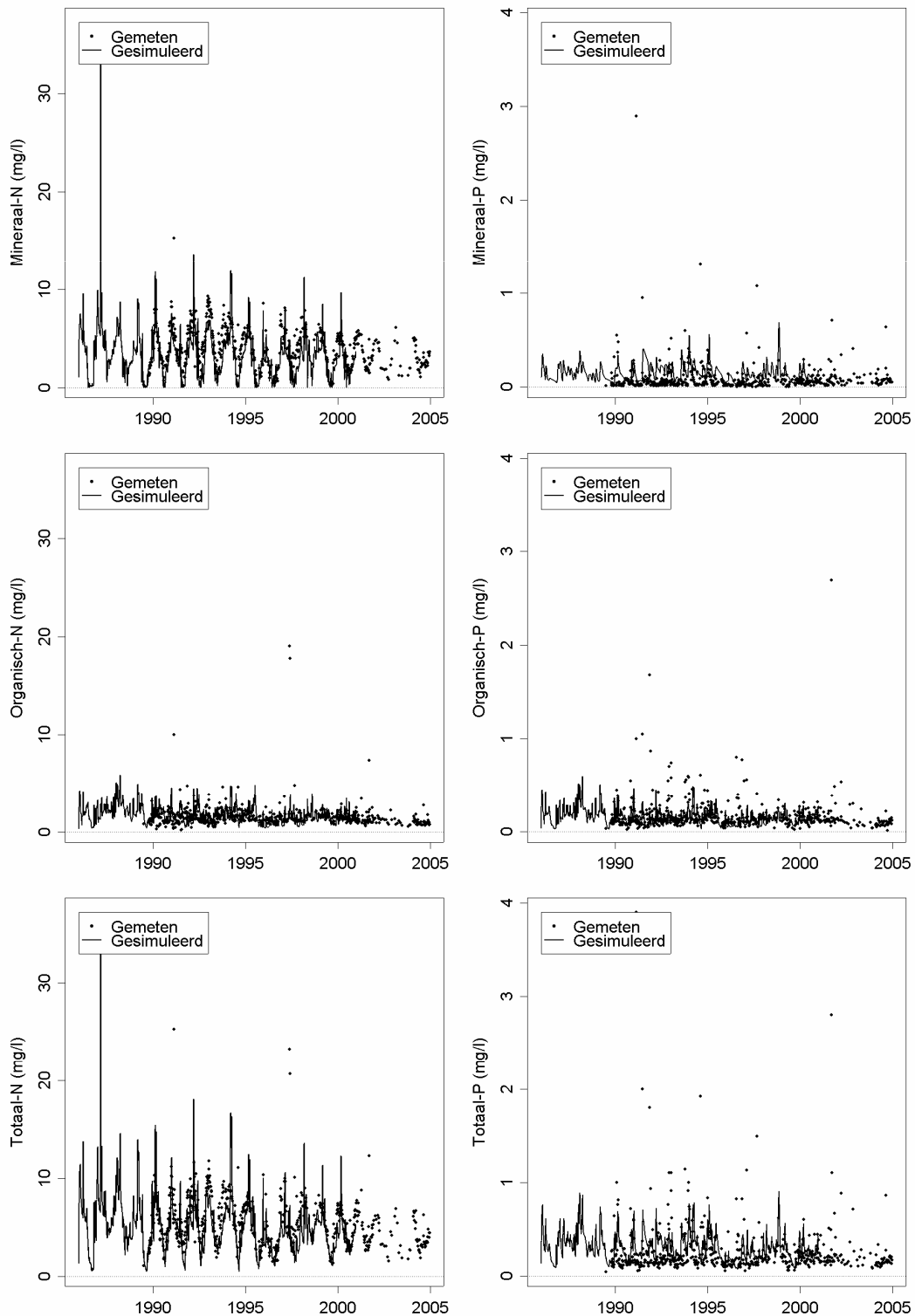


Gesimuleerde en gemeten afvoer water op Meetpunt 25311 (Fase 2 oppervlaktewatersysteem)

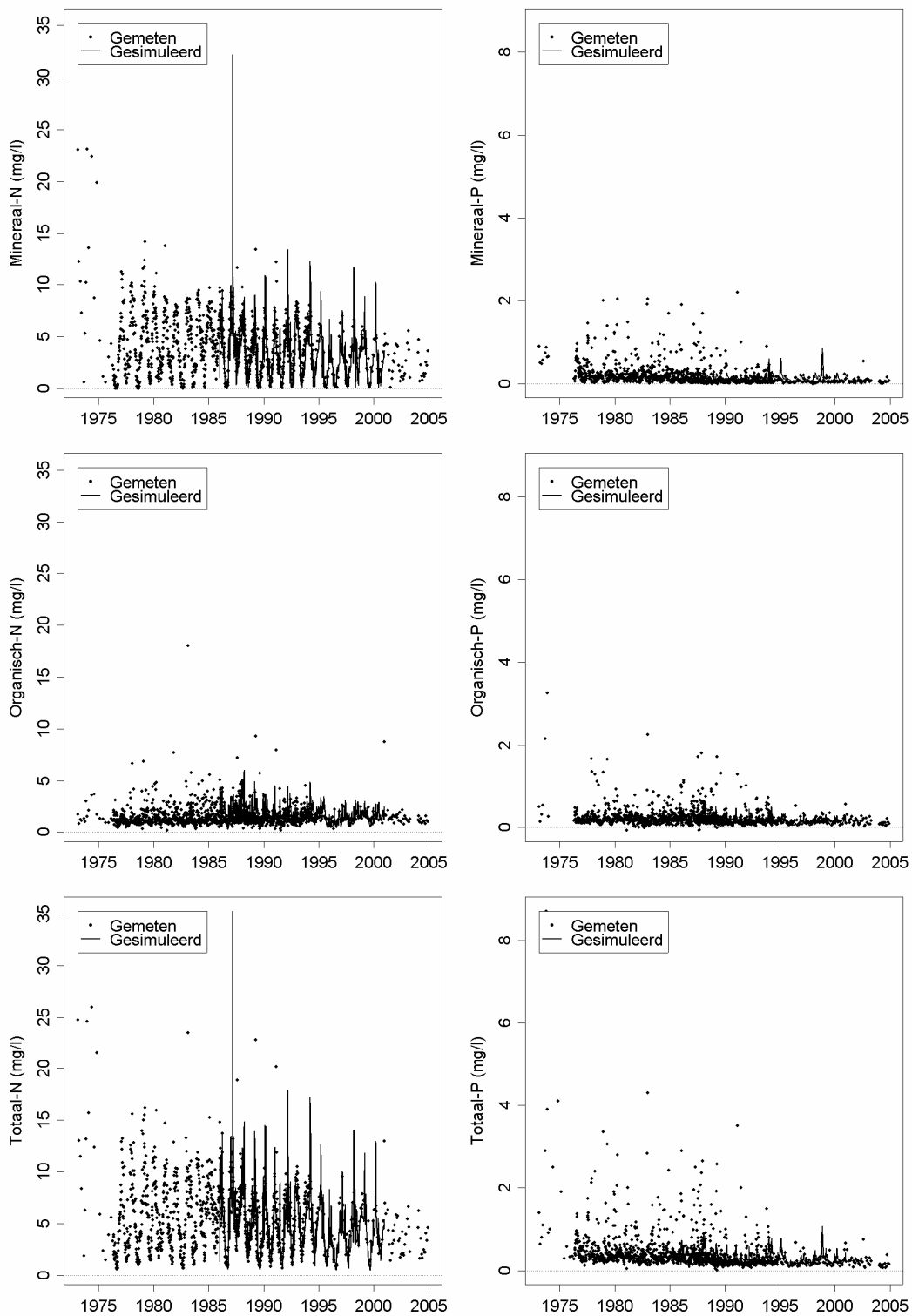


Gesimuleerde en gemeten afvoer water op Meetpunt 25316 (Fase 2 oppervlaktewaterstelsel)

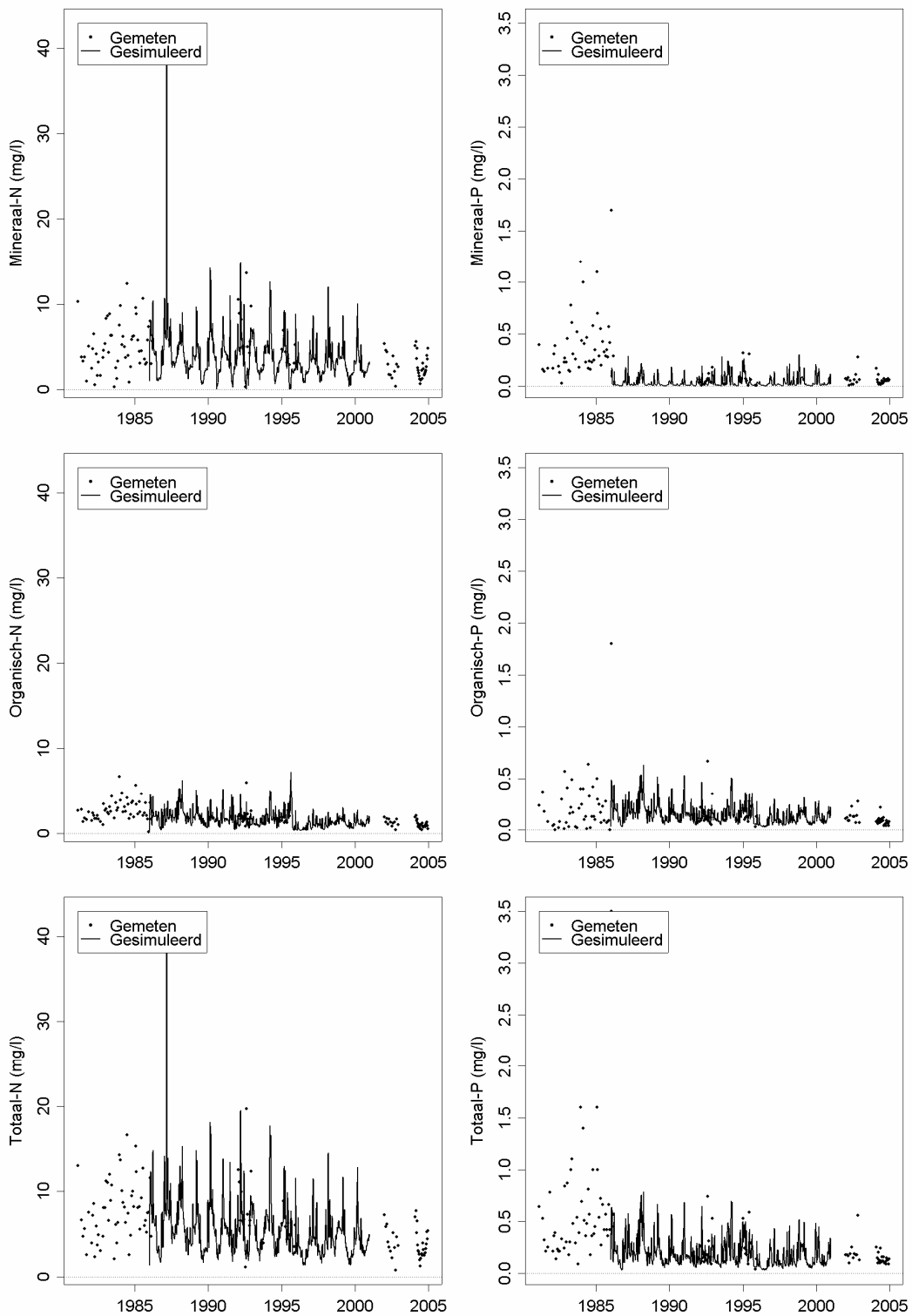
Bijlage 12 Resultaten waterkwaliteit voor het oppervlaktewatersysteem (Fase 2)



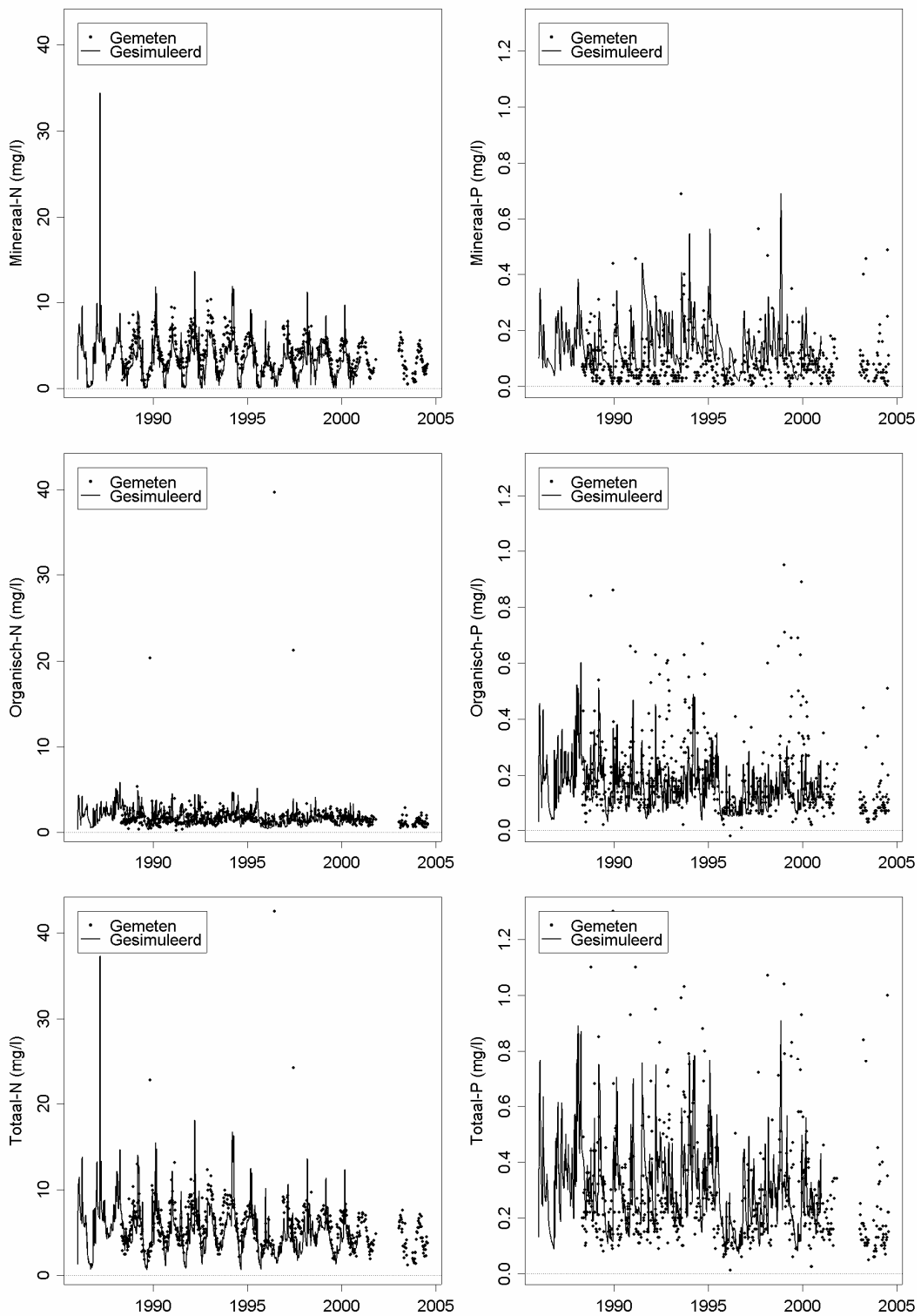
Gesimuleerde en gemeten concentraties stikstof en fosfor op Meetpunt 25200 (Fase 2 oppervlaktewatersysteem)



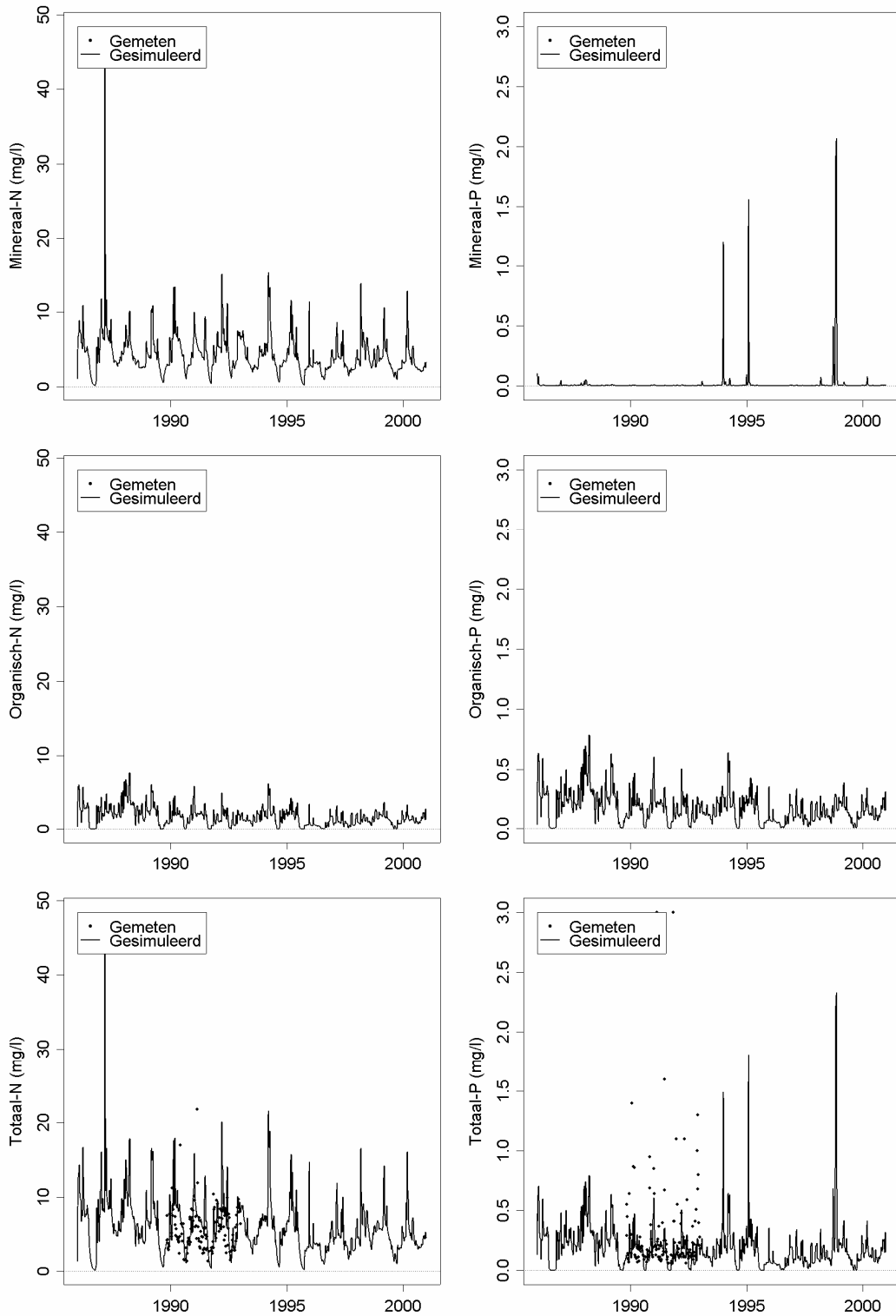
Gesimuleerde en gemeten concentraties stikstof en fosfor op Meetpunt 25201 (Fase 2 oppervlaktewatersysteem)



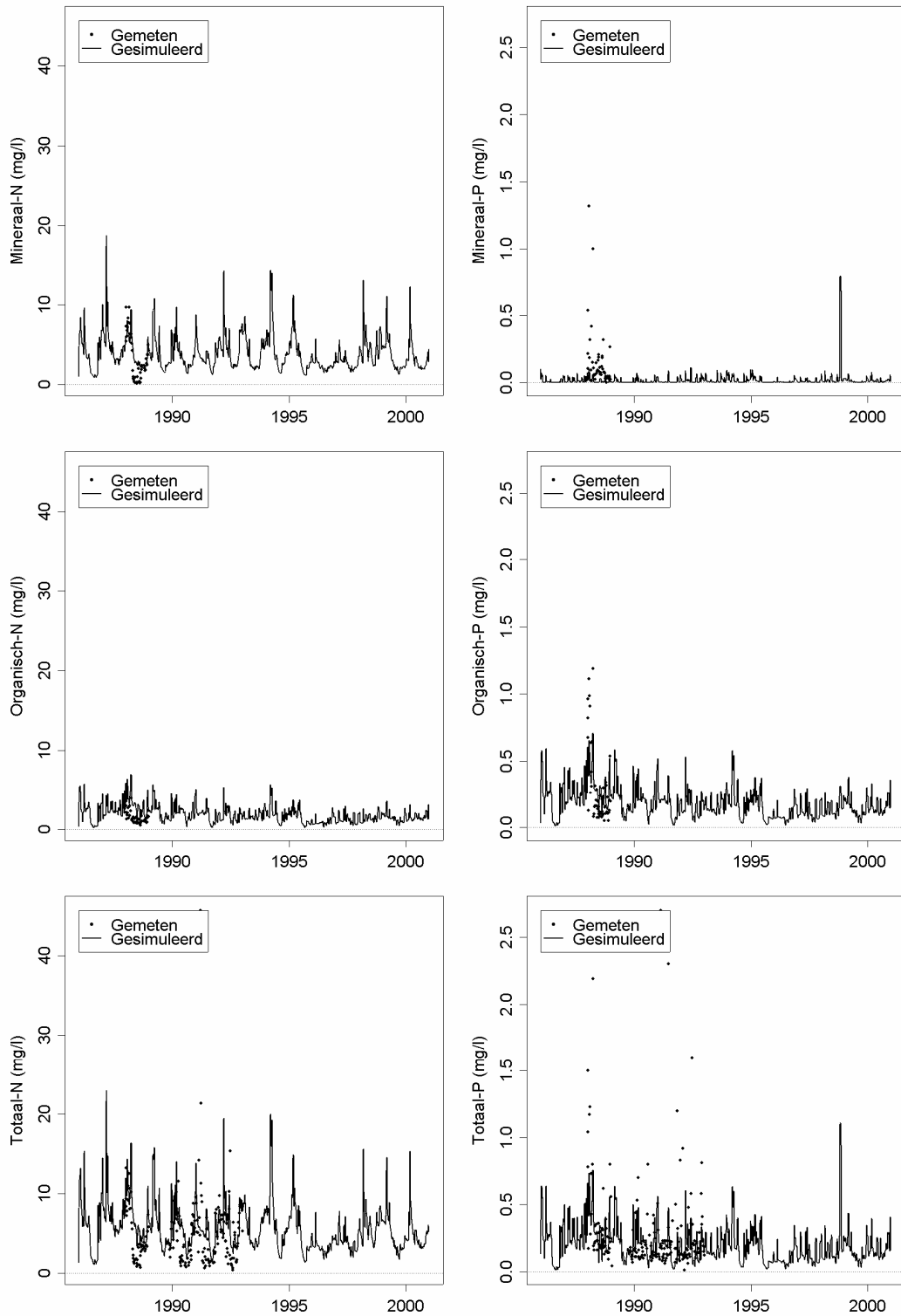
Gesimuleerde en gemeten concentraties stikstof en fosfor op Meetpunt 25202 (Fase 2 oppervlaktewatersysteem)



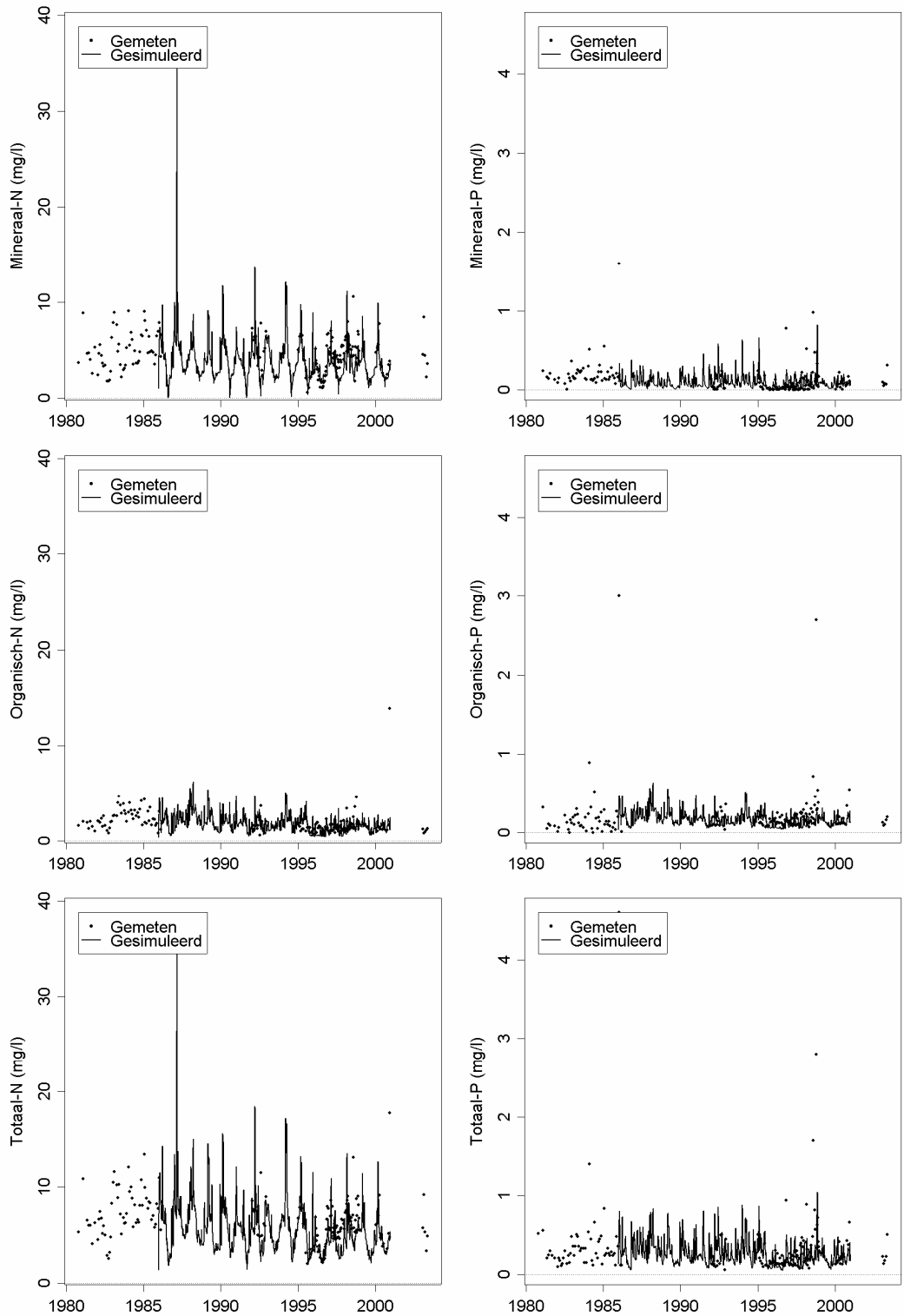
Gesimuleerde en gemeten concentraties stikstof en fosfor op Meetpunt 25210, continu meetpunt (Fase 2 oppervlaktewaterstelsel)



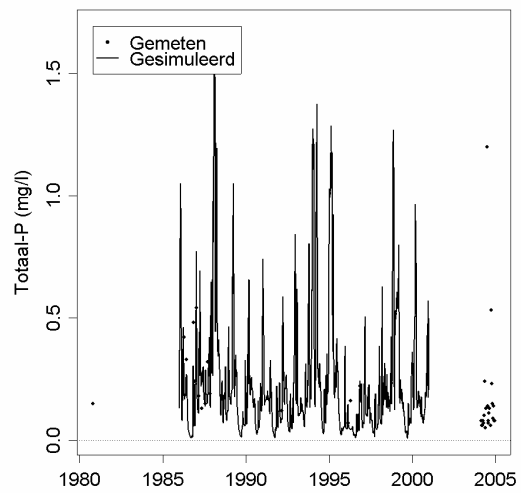
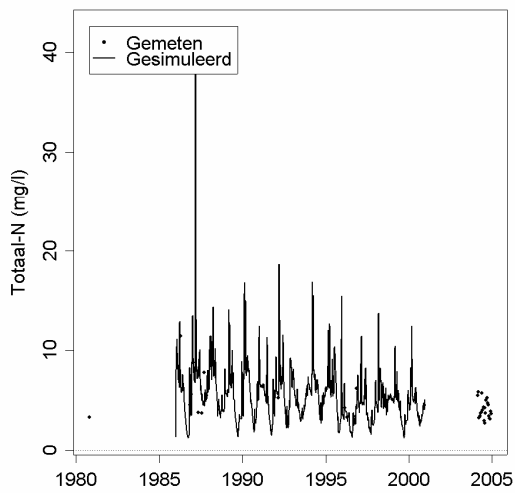
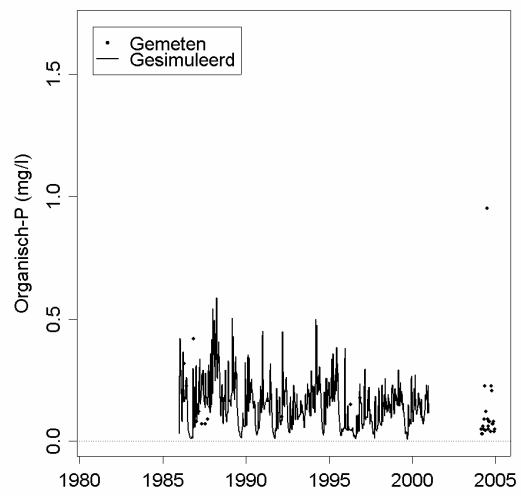
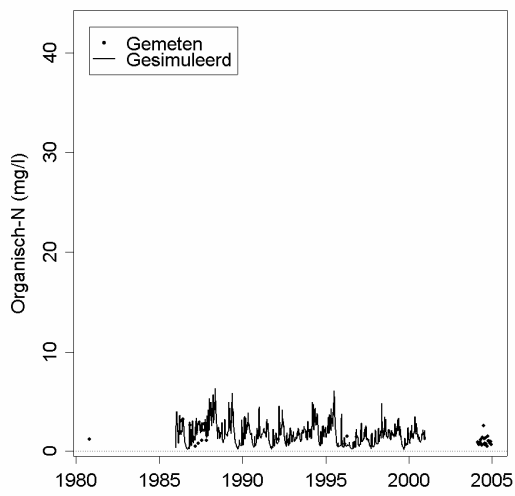
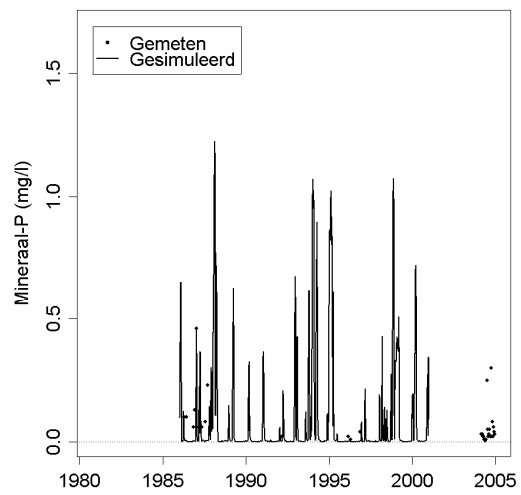
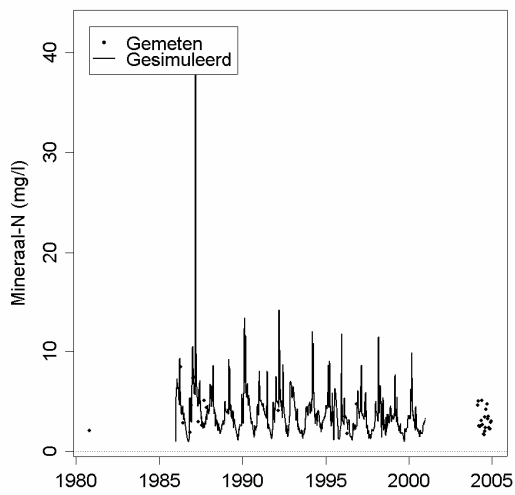
Gesimuleerde en gemeten concentraties stikstof en fosfor op Meetspunt 25220 (Fase 2 oppervlaktewatersysteem)



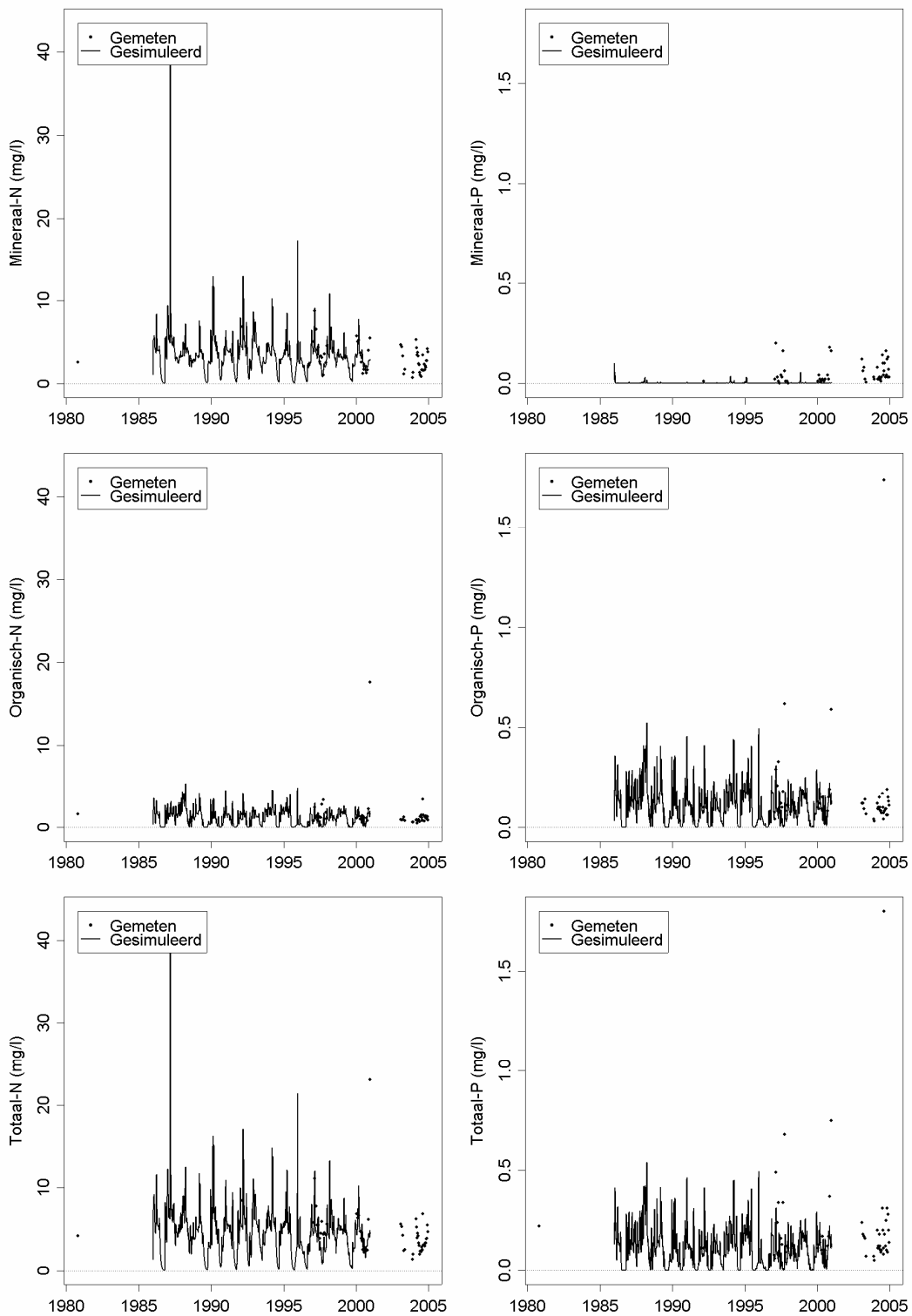
Gesimuleerde en gemeten concentraties stikstof en fosfor op Meetspunt 25221 (Fase 2 oppervlaktewatersysteem)



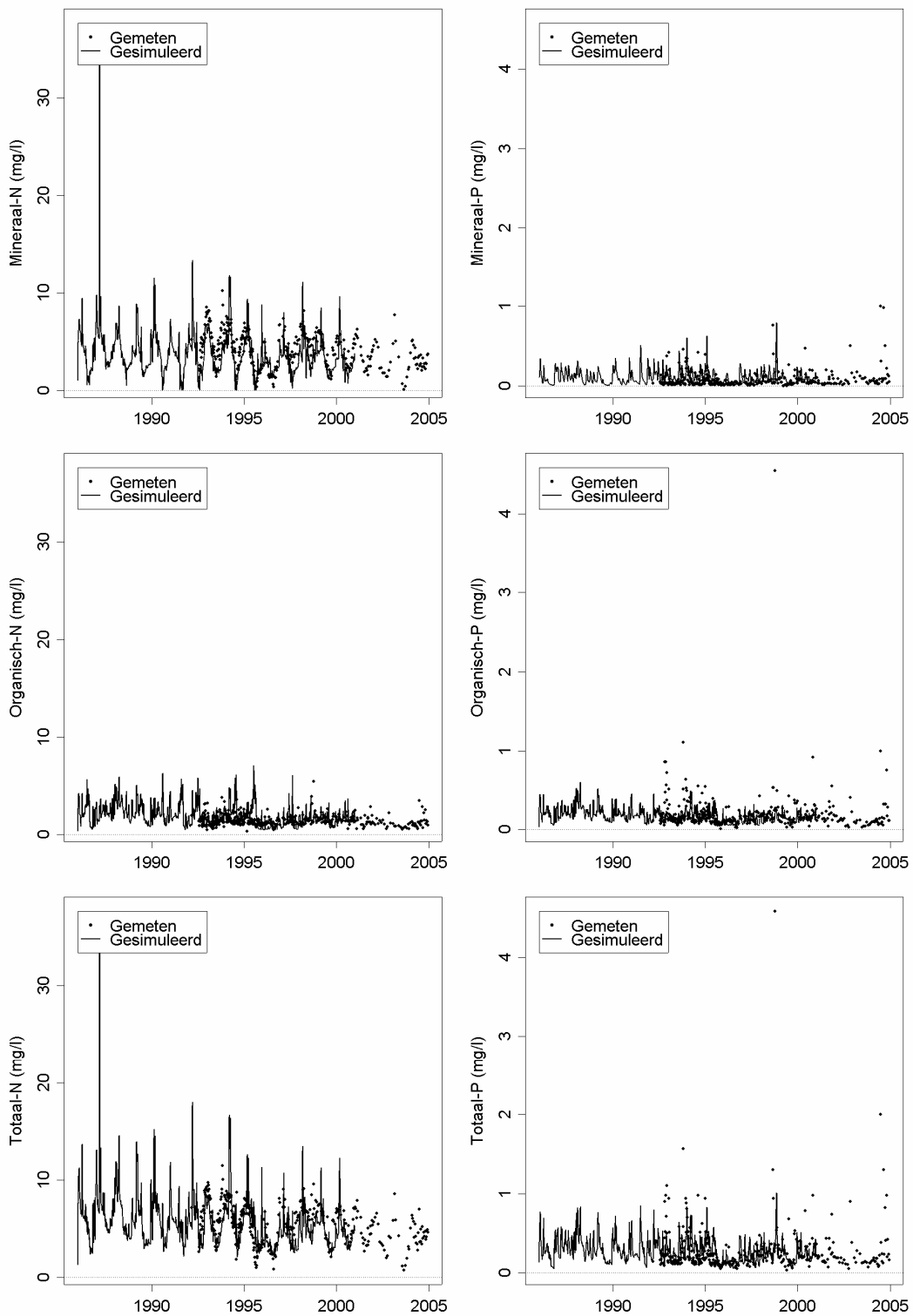
Gesimuleerde en gemeten concentraties stikstof en fosfor op Meetpunt 25301 (Fase 2 oppervlaktewatersysteem)



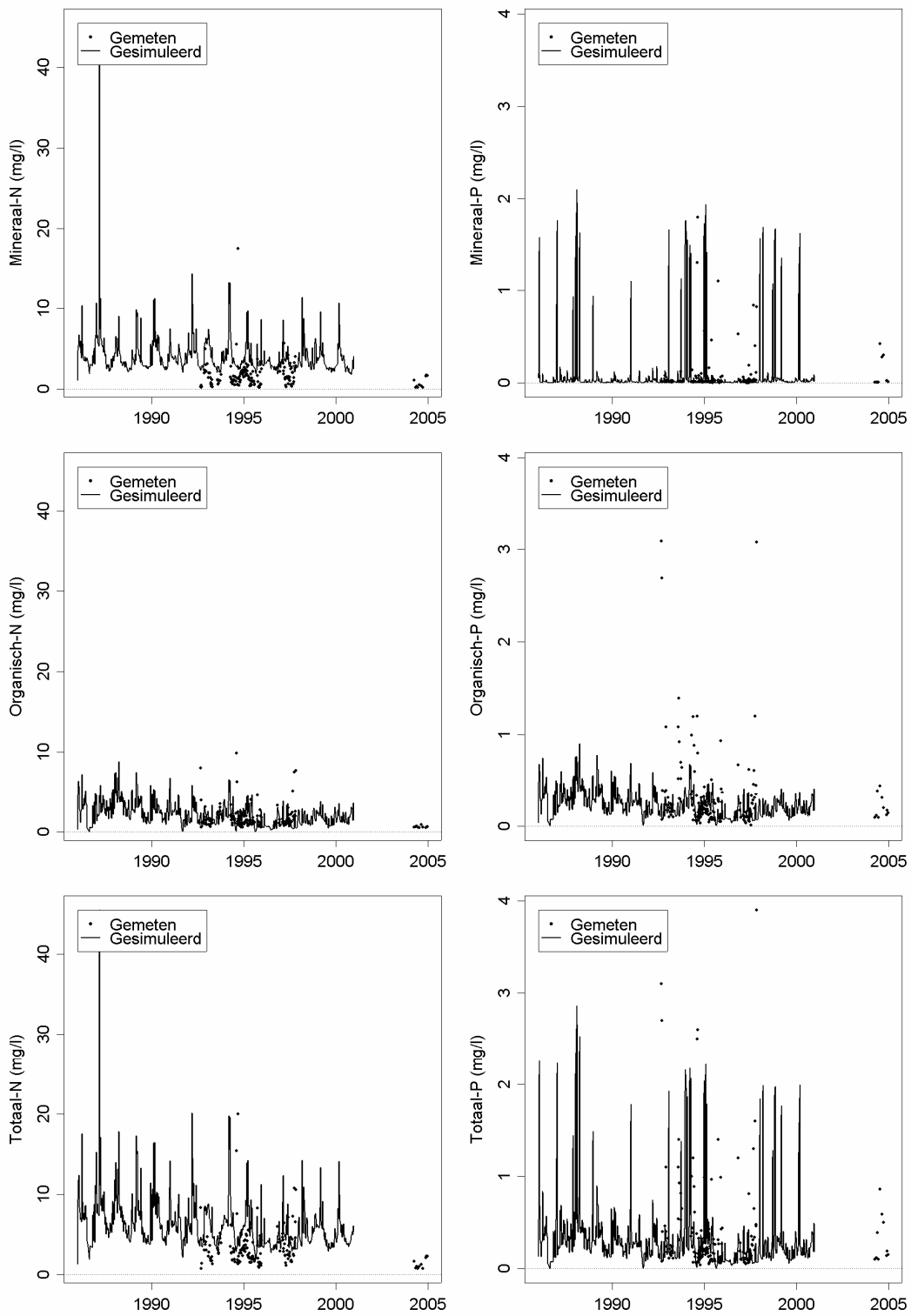
Gesimuleerde en gemeten concentraties stikstof en fosfor op Meetpunt 25302 (Fase 2 oppervlaktewatersysteem)



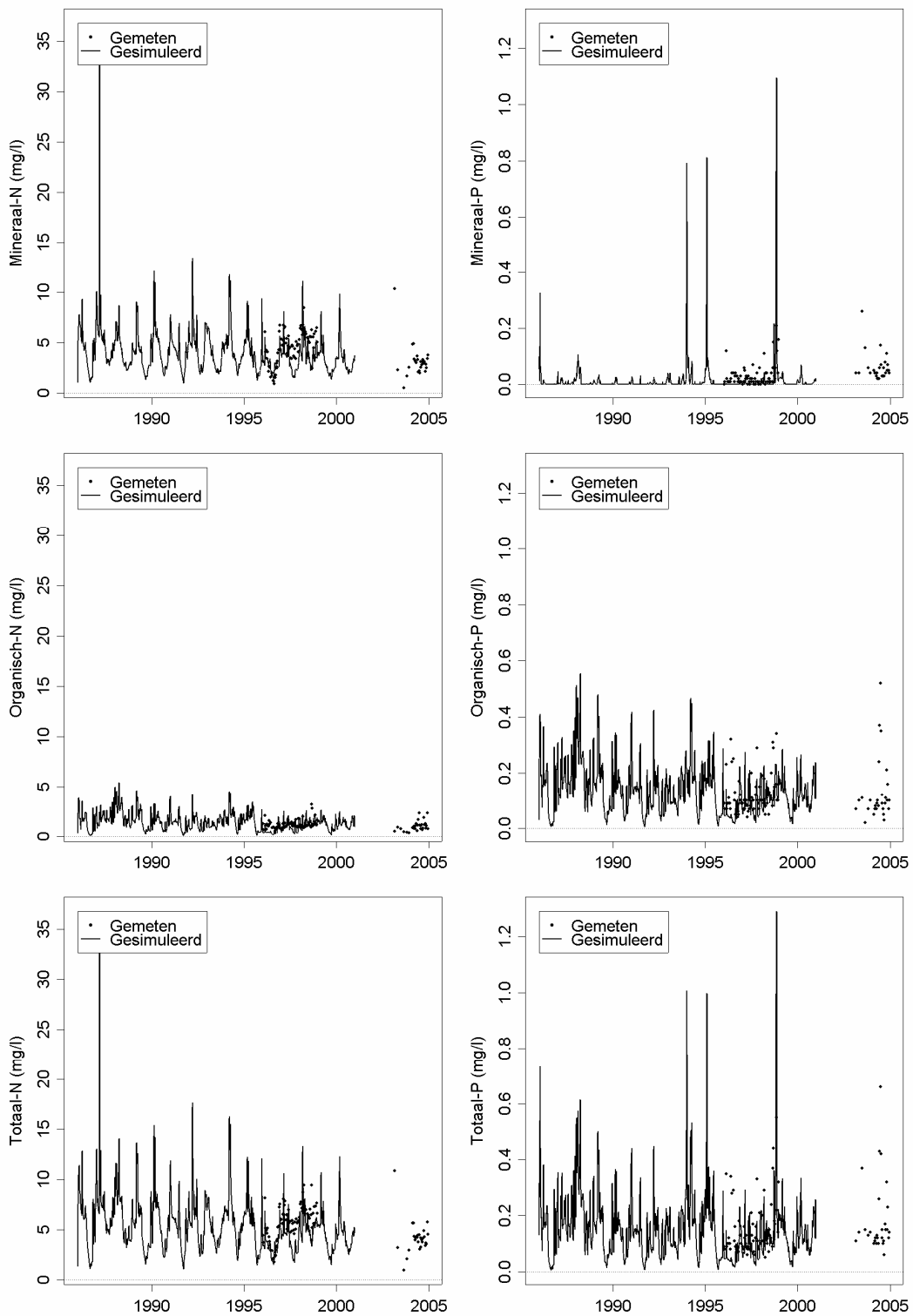
Gesimuleerde en gemeten concentraties stikstof en fosfor op Meetpunt 25305 (Fase 2 oppervlaktewatersysteem)



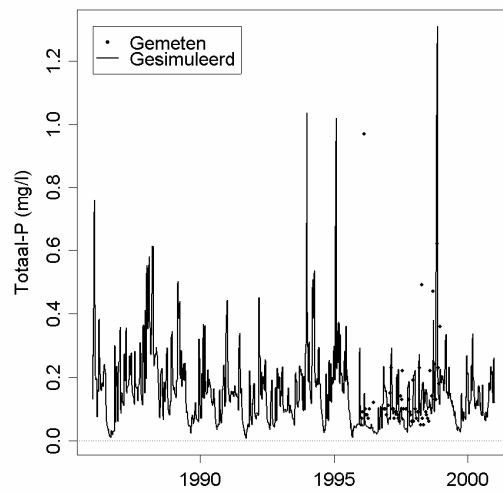
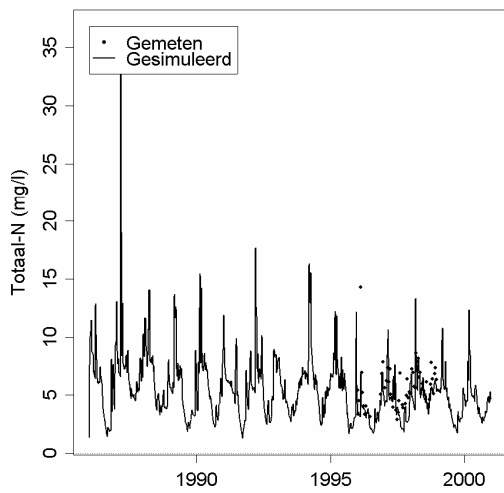
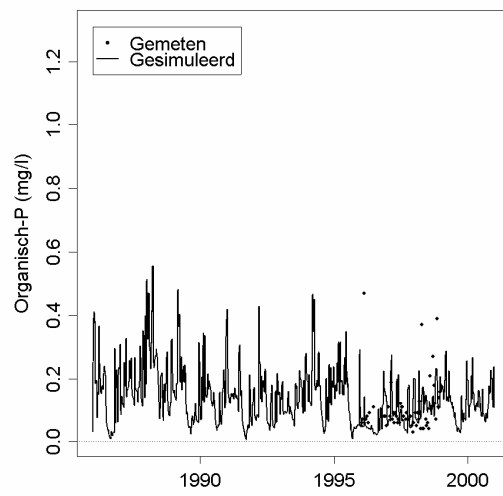
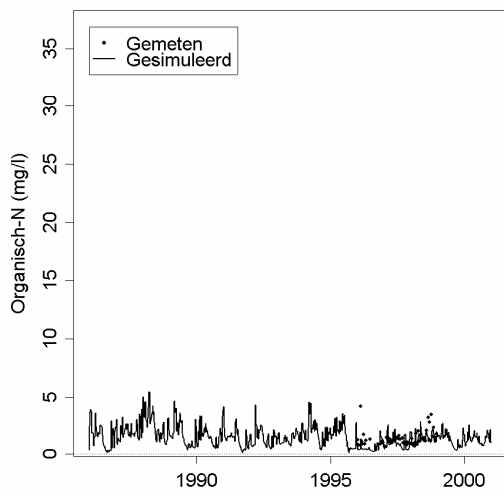
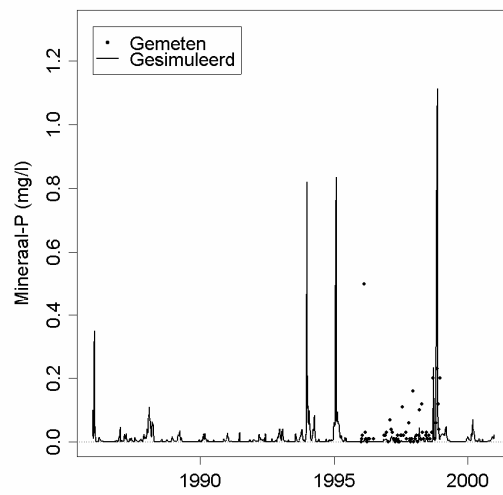
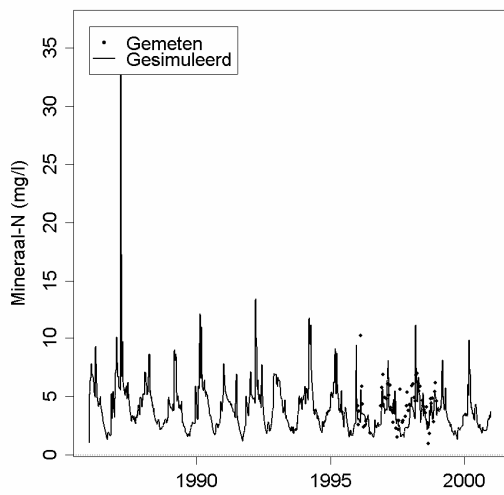
Gesimuleerde en gemeten concentraties stikstof en fosfor op Meetpunt 25311 (Fase 2 oppervlaktewatersysteem)



Gesimuleerde en gemeten concentraties stikstof en fosfor op Meetpunt 25312 (Fase 2 oppervlaktewatersysteem)



Gesimuleerde en gemeten concentraties stikstof en fosfor op Meetspunt 25316 (Fase 2 oppervlaktewatersysteem)



Gesimuleerde en gemeten concentraties stikstof en fosfor op Meetpunt 25317 (Fase 2 oppervlaktewatersysteem)