



# Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Schuitenbeek Fase 3

## Monitoring Stroomgebieden

H.C. Jansen  
R.J. Löschner-Wolleswinkel  
F.J.E. van der Bolt  
J. Roelsma  
O.F. Schoumans  
C. Siderius  
T.P. van Tol-Leenders  
M.E. Sicco Smit

Alterra-rapport 1765, ISSN 1566-7197  
Reeks Monitoring Stroomgebieden 13-II



## Systemanalyse voor het stroomgebied de Schuitenbeek Fase 3



## **Systeemanalyse voor het stroomgebied de Schuitenbeek Fase 3**

**H.C. Jansen  
R.J. Löschner-Wolleswinkel  
F.J.E. van der Bolt  
J. Roelsma  
O.F. Schoumans  
C. Siderius  
T.P. van Tol-Leenders  
M.E. Sicco Smit**

**Alterra-Rapport 1765**

**Alterra, Wageningen, 2008**

## REFERAAT

Jansen, H.C., R.J. Löschner-Wolleswinkel, M.E. Sicco Smit, F.J.E. van der Bolt, J. Roelsma, O.F. Schoumans, C. Siderius & T.P. van Tol-Leenders. *Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Schuitenbeek Fase 3*. Wageningen, Alterra, Alterra-Rapport 1765. 174 blz.; 91 fig.; 43 tab.; 11 ref.

Voor het project 'Meerjarig monitoringsprogramma naar de uit- en afspoeling van nutriënten vanuit landbouwgronden in stroomgebieden en polders' wordt, als vervolg op een eerder afgeronde systeemverkenning, een systeemanalyse uitgevoerd voor het stroomgebied van de Schuitenbeek. Deze systeemanalyse wordt gefaseerd uitgevoerd. Dit rapport geeft de resultaten weer van Fase 3.

In de verschillende fases, 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 Fase 3 zijn regionale (gebiedspecifieke) data toegepast, die stapsgewijs in de modellen zijn geïntroduceerd. Dit heeft geleid tot een beter inzicht in de diverse componenten van het land- en watersysteem en tot een beter (meer gebiedspecifiek) modelsysteem. Door deze opzet konden ook de belangrijkste (meest bepalende) gegevens en systeemcomponenten worden geïdentificeerd en specifieke aanbevelingen worden gedaan voor vervolgfases.

In Fase 3 zijn de afvoerberekeningen verbeterd, maar er vindt nog steeds een overschatting plaats. Voor een verdere verbetering van de berekende afvoeren is het (onder andere) nodig een verfijnder ruimtelijke schematisering toe te passen, waarbij de meest bepalende datasets (neerslag en randvoorwaarden aan de onderzijde van het model) meer ruimtelijk gedifferentieerd kunnen worden ingevoerd.

De concentraties mineraal stikstof worden te hoog berekend. Belangrijke factoren zijn hierbij de procesparameters die de denitrificatie bepalen, alsmede de bemesting, waarvoor momenteel nog geen goede regionale data beschikbaar zijn.

De concentraties organisch stikstof (en organisch fosfor) worden vooral in de winter te laag berekend. Hierbij is (onder andere) de berekende geringe oppervlakkige afspoeling/erfafspoeling en ondiepe uitspoeling van belang. Verbeterde hydrologische berekeningen (met name de verdeling van de waterafvoer over de verschillende drainageniveaus) in combinatie met meer gedetailleerde mestgegevens zullen waarschijnlijk een aanzienlijke verbetering van de modelresultaten opleveren.

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

ISSN 1566-7197

Dit rapport is gratis te downloaden van [www.alterra.wur.nl](http://www.alterra.wur.nl) (ga naar 'Alterra-rapporten'). Alterra verstrekt geen gedrukte exemplaren van rapporten. Gedrukte exemplaren zijn verkrijgbaar via een externe leverancier. Kijk hiervoor op [www.boomblad.nl/rapportenservice](http://www.boomblad.nl/rapportenservice).

© 2008 Alterra

Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland

Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: [info.alterra@wur.nl](mailto:info.alterra@wur.nl)

Niets uit deze uitgave mag worden vervoelvoudigd 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	13
1.1 Project aanpak	13
1.2 Fasering	14
1.3 Doelstellingen	15
1.4 Opzet modelsysteem	15
1.5 Leeswijzer	16
2 Stroomgebied van de Schuitenbeek	19
2.1 Beschrijving van het gebied	19
2.2 Toetsgegevens voor het fase 3 modelsysteem	22
3 Fase 3 modelsysteem	25
3.1 Inleiding	25
3.2 Het modelinstrumentarium	25
3.3 Ruimtelijke schematisering Schuitenbeek	26
3.3.1 Schematisering landsysteem	26
3.3.2 Schematisering oppervlaktewatersysteem	27
3.4 Referentiesituatie	27
3.4.1 Beschrijving	27
3.4.2 Harmonisatie Fase 2	28
3.4.3 Modelversies	29
3.5 Tijdstap	29
3.6 Regionale gegevens	29
3.6.1 Overzicht	29
3.6.2 Waterkwantiteit landsysteem	30
3.6.3 Waterkwaliteit landsysteem	33
3.6.4 Waterkwantiteit oppervlaktewatersysteem	36
3.6.5 Waterkwaliteit oppervlaktewatersysteem	39
4 Resultaten Fase 3 modelsysteem	43
4.1 Inleiding	43
4.2 Stroomgebied	44
4.2.1 Toetsing	44
4.2.2 Balansen	50
4.3 Deelgebieden	56
4.3.1 Inleiding	56
4.3.2 Toetsing	56
4.3.3 Balansen deelstroomgebieden	65
5 Discussie	73
5.1 Introductie	73
5.2 Gebiedspecifieke data	73
5.2.1 Oppervlaktewatersysteem	73
5.2.2 Landsysteem	79
5.3 Regionale parameters	88

6	Verschillen ten opzichte van Fase 2	97
6.1	Waterkwaliteit	97
6.2	Waterafvoeren	102
7	Conclusies	105
7.1	Doelstellingen Fase 3	105
7.2	Conclusies	105
7.2.1	Resultaten	105
7.2.2	Gegevens	107
8	Aanbevelingen	109
8.1	Inleiding	109
8.2	Modellschematisering	109
8.3	Regionale data	110
8.4	Modellen en procesparameters	112
	Literatuur	113

### ***Bijlagen***

1	Percentage akkerbouwgewassen (aardappelen, bieten en granen) in het gebied Schuitenbeek volgens LGN4	115
2	Harmonisatie Fase 2	117
3	Gebiedspecifieke data waterkwantiteit landsysteem	135
4	Gebiedspecifieke data waterkwaliteit landsysteem	143
5	Gebiedspecifieke data oppervlaktewatersysteem	147
6	Resultaten berekeningen waterkwaliteit deelgebieden	149
7	Resultaten berekeningen afvoer oppervlaktewater deelgebieden	159
8	Verskil in jaarafvoeren tussen Fase 2 en Fase 3	165
9	Stofbalansen voor meest voorkomend landgebruik	169
10	Regionale parameters oppervlaktewater kwaliteitsmodel	173

## Woord vooraf

Deze rapportage Systemanalyse Fase 3 vormt een onderdeel van het project '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.

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

Het project wordt aangestuurd door een stuurgroep. De stuurgroep bestaat uit de Ministeries van LNV, VROM en V&W (als opdrachtgevers), de Unie van Waterschappen en de betrokken waterbeheerders. Het project wordt uitgevoerd door Alterra Research Instituut voor de Groene Ruimte, onderdeel van Wageningen Universiteit en Researchcentrum.

Het project 'Monitoring Stroomgebieden' is voor ieder gebied gestart met een Systemverkenning. Op basis van deze systeemverkenningen is vervolgens begonnen met het gefaseerd opzetten van een modelinstrumentarium per pilotgebied. Allereerst is het landelijke modelinstrumentarium STONE per gebied uitgewerkt en gerapporteerd (Fase 1). Vervolgens heeft per gebied een verfijning van de modellering plaatsgevonden (Fase 2). In Fase 3 is regiospecifieke data in de modellering toegepast. Het modelinstrumentarium Fase 3 is met behulp van metingen geanalyseerd en als volgt gerapporteerd:

Rapport no. 13. I	Systeemanalyse Drentse Aa Fase 3
Rapport no. 13. II	Systeemanalyse Schuitembeek Fase 3
Rapport no. 13. III	Systeemanalyse Krimpenerwaard Fase 3
Rapport no. 13. IV	Systeemanalyse Quarles van Ufford Fase 3

Voor informatie over het project 'Monitoring stroomgebieden' kunt u terecht op [www.monitoringstroomgebieden.nl](http://www.monitoringstroomgebieden.nl) of bij:

Dorothee van Tol-Leenders  
0317 - 48 42 79  
[dorothee.vantol-leenders@wur.nl](mailto:dorothee.vantol-leenders@wur.nl)

Frank van der Bolt  
0317 - 48 64 44  
[frank.vanderbolt@wur.nl](mailto:frank.vanderbolt@wur.nl)





## Samenvatting

Voor het project ‘Monitoring Stroomgebieden’ is voor het stroomgebied van de Schuitenbeek de Systeemanalyse Fase 3 uitgevoerd, als vervolg op de Systeemverkenning (2004) en de Systeemanalyses Fase 1 en Fase 2 (2006).

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 het Fase 1 en 2 modelsysteem werd voor de berekening van de uitspoeling van nutriënten naar het grond- en oppervlaktewatersysteem gebruik gemaakt van landelijke rekenresultaten (Evaluatie Mestbeleid 2004). In Fase 2 is hierbij een nieuwe schematisering gemaakt, welke beter overeenkomt met het schaalniveau van de vier proefgebieden. In Fase 3 is, op basis van de aanbevelingen uit de Systeemanalyse Fase 2, het modelsysteem verder geregionaliseerd. Hierbij is de ruimtelijke schematisering van Fase 2 (grotendeels) gehandhaafd, maar is de temporele resolutie verhoogd. Daarnaast zijn gebiedspecifieke datasets gegenereerd en in de modellen ingevoerd. Ook is in Fase 3 met nieuwere modelversies gerekend.

Met het Fase 3 modelsysteem is het daarom mogelijk om het effect van de toepassing van gebiedsspecifieke gegevens op de oppervlaktewaterkwaliteit te bepalen. Teneinde de betekenis (gevoeligheid) van de afzonderlijke rekenmodules en gebiedspecifieke datasets te kunnen kwantificeren is de modellering van Fase 3 in deelstappen uitgevoerd. Hierbij is stapsgewijs gebiedspecifieke data geïntroduceerd. Door deze werkwijze is het mogelijk om sterk bepalende processen en datasets te identificeren, zodat juiste prioriteiten kunnen worden gesteld ten aanzien van vervolgactiviteiten.

### *Waterafvoer*

Door het gebruik van gebiedspecifieke gegevens verbeteren de Fase 3 modelresultaten ten aanzien van de waterafvoer. Er vindt echter nog steeds een overschatting van de afvoer plaats, zowel in het gehele stroomgebied als in alle onderzochte deelstroomgebieden (orde grootte 15-20%). Voor een verdere verbetering van de resultaten is het nodig een verfijnder ruimtelijke schematisering toe te passen, zodat de meest bepalende datasets (neerslag en randvoorwaarden aan de onderzijde) nauwkeuriger (d.w.z. meer ruimtelijk gedifferentieerd) kunnen worden ingevoerd. Dit betreft vooral de beekdalen, waar de grondwaterstanden met de huidige plotbenadering niet goed kunnen worden gevolgd. In de beekdalen worden nu te hoge GHGs berekend, hetgeen leidt tot een overschatting van de afvoeren.

### *Stikstof*

Voor stikstof is de bemesting de grootste balanspost. De meeste afvoer vanuit het landsysteem vindt plaats door gewasopname en denitrificatie. Slechts een klein deel komt in het oppervlaktewater terecht, maar er is wel een relatie tussen bemesting en belasting van het oppervlaktewater. Van het stikstof dat in het oppervlaktewater terecht komt wordt het grootste deel afgevoerd in opgeloste fractie. De berekende (gemiddelde jaarlijkse) retentie in het oppervlaktewater (door denitrificatie en sedimentatie van organisch materiaal) is ongeveer 10%, dat wil zeggen dat ca. 10% van de stikstofbelasting in het oppervlaktewatersysteem achter blijft.

De Fase 3 modelberekeningen laten ten opzichte van Fase 2 een verslechtering zien van de gesimuleerde concentraties stikstof. Dit betreft vooral aanzienlijk hogere concentraties mineraal stikstof. Een deel van de verschillen tussen de gemeten en berekende waarden kan worden verklaard door onnauwkeurigheden in de waterkwantiteit berekeningen. Mineralisatie van organisch materiaal en denitrificatie zijn sterk afhankelijk zijn van de hydrologische condities.

Daarnaast is gebleken, dat met name de *procesparameters* in de kwaliteitsmodellen voor het landsysteem zeer bepalend zijn. De kritische waarde van de waterverzadigingsgraad waarboven denitrificatie optreedt is cruciaal, en deze is met de huidige gegevens regionaal nog niet vast te stellen. De landelijk toegepaste waarde binnen het STONE-instrumentarium is verhoogd, hetgeen voor het stroomgebied van de Schuitenbeek leidt tot een aanzienlijke vermindering van de denitrificatie en derhalve tot een hogere uitspoeling van mineraal stikstof. Voor het verbeteren van de resultaten dient deze parameters nader te worden onderzocht. Dit geldt ook voor de bemesting, waarvoor nog geen goede regionale data beschikbaar zijn.

De concentraties organisch stikstof (en organisch fosfor) zijn vooral in de winter te laag. Dit is waarschijnlijk het gevolg van de berekende geringe oppervlakkige afspoeling/erfafspoeling en ondiepe uitspoeling, en de te diepe stroombanen in de bodem met langere verblijftijden als gevolg, waardoor teveel organisch materiaal in de bodem wordt omgezet. Verbeterde hydrologische berekeningen (met name de verdeling van de afvoer van water over de verschillende drainageniveaus) in combinatie met meer gedetailleerde mestgegevens zullen waarschijnlijk een aanzienlijke verbetering van de modelresultaten opleveren.

### *Fosfor*

Voor fosfor is de bemesting verreweg de grootste aanvoerpost in de balans. Het fosfor wordt door de planten opgenomen, maar het grootste deel wordt opgeslagen in de bodem. Slechts een zeer klein deel komt in het oppervlaktewater terecht. Van het fosfor dat in het oppervlaktewater terecht komt wordt het grootste deel afgevoerd in opgeloste fractie. De berekende (gemiddelde jaarlijkse) retentie (door sedimentatie) is ongeveer 30%.

De berekende fosforconcentraties in het oppervlaktewater zijn doorgaans te laag, met name ortho-fosfaat. Dit is een gevolg van een te hoge sedimentatie in het oppervlaktewater, vooral in de zomer. Voor organisch fosfor is de belasting vanuit

het landsysteem te laag, met name in de winter. Dit is –net als voor organisch stikstof- waarschijnlijk sterk gerelateerd aan de hydrologische berekeningen, waarbij te geringe oppervlakkige afspoeling/erfafspoeling en ondiepe uitspoeling plaatsvindt, in combinatie met diepe stroombanen, waarbij teveel organisch materiaal in de bodem wordt omgezet.

Voor organisch fosfor worden de piekwaarden vaak niet op de juiste tijdstippen berekend. In het vervolg zullen de tijdstippen van mesttoediening meer op de landbouwpraktijk in het stroomgebied en op de neerslaggegevens moeten worden afgestemd.

Volgens de berekeningen leidt de afname van de bemesting tot minder voorraadvorming in de bodem, maar de hoeveelheid opgeslagen fosfor neemt nog steeds toe. De afnemende bemesting resulteert niet in een afnemende trend van de belasting van het oppervlaktewater. Er wordt geen relatie waargenomen tussen het landgebruik (met het daaraan gerelateerde bemestingniveau) en de belasting van het oppervlaktewater. De hydrologie, en dan met name het tijdelijk optreden van hoge grondwaterstanden en oppervlakkige afspoeling, is meer bepalend voor de uitspoeling.

#### *Aanbevelingen*

Op basis van de resultaten van Fase 3 wordt aanbevolen een aantal verbeteringen/aanpassingen toe te passen ten aanzien van de modelschematisering, modelinvoer (regionale data) en de procesparameters van de modellen. Daarnaast zijn aanvullende meetgegevens nodig voor toetsing.

Met de huidige ruimtelijke schematisering kunnen de gegevens alleen op plotniveau worden toegekend. Hierbij is geen ruimtelijke differentiatie mogelijk voor gegevens die binnen een plot variëren. Voor sterk bepalende (gevoelige) ruimtelijk variabele datasets kan dit plaatselijk tot onnauwkeurige rekenresultaten leiden. Aanbevolen wordt om in vervolgfases de ruimtelijke schematisering te verfijnen, waarbij dus meer rekeneenheden worden gebruikt, en waarbij de gevoelige datasets in de ruimtelijke schematisering worden meegenomen. Het betreft met name de neerslag, de randvoorwaarden aan de onderzijde (diepe stijghoogten en hydraulische weerstanden), bemesting en drainageweerstanden.

Daarnaast kan de kwaliteit van een aantal datasets nog worden verbeterd. Hierbij dient prioriteit te worden gegeven aan de belangrijkste (meest gevoelige) regionale gegevens. Onderzocht moet worden of een andere manier van regionaliseren van de neerslaggegevens leidt tot een meer nauwkeurige modelinvoer. Verder kan worden onderzocht of de kwel en wegzijging over de onderrand van het bodemprofiel beter kunnen worden gesimuleerd wanneer voor het bepalen van deze flux ook gebruik wordt gemaakt van gemeten diepe stijghoogten. Gezien de te geringe gesimuleerde ondiepe uitspoeling dienen de drainageniveaus en de indeling van de ontwateringssystemen over de drainageniveaus opnieuw te worden beoordeeld.

De bemestinggegevens dienen verder geregionaliseerd te worden. Dit betreft ook de toedieningsmomenten, die beter op de bedrijfsvoering moeten worden afgestemd. De momenteel nog ontbrekende leggergegevens dienen te worden aangevuld.

#### *Toetsgegevens*

De mogelijkheden om op een aantal strategische punten de waterkwaliteit in het bovenste grondwater te bepalen, moeten worden onderzocht, omdat toetsing van waterkwaliteit in het landsysteem nu niet mogelijk is.

#### *Modellen en procesparameters*

Voor het Schuitembeekgebied dient de kritische waarde van de waterverzadigingsgraad waarboven denitrificatie optreedt (WFPS) nader te worden onderzocht en, indien mogelijk, worden gecalibreerd aan de hand van gemeten regionale nitraatconcentraties.

Ten aanzien van de oppervlaktewater kwaliteitsmodellen dient nader aandacht te worden besteed aan de processen (en parameters) die de omzetting van organisch materiaal beschrijven, alsmede het proces van de sedimentatie van mineraal fosfor.

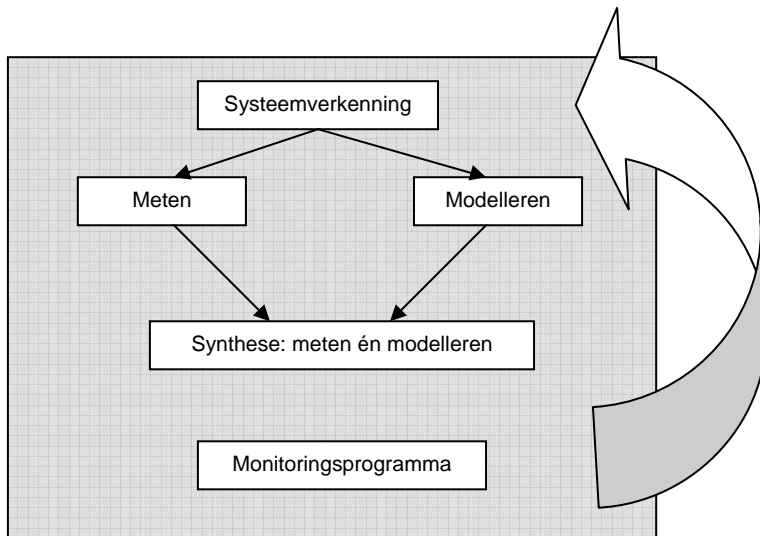
# 1 Inleiding

## 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 op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater en de invloed van het (mest)beleid hierop 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 (pilot)gebieden die van elkaar verschillen qua eigenschappen: een zandgebied met hoge nutriëntenbelasting (Schuitenbeek); een zandgebied met lage nutriëntenbelasting (Drentsche Aa); een veengebied (Krimpenerwaard); en een kleigebied (Quarles van Ufford).

Middels een verkennende systeembeschrijving is voor ieder gebied een overzicht gemaakt van de beschikbare informatie in relatie tot de benodigde informatie voor het effectief kunnen uitvoeren van een monitoringprogramma (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 is in de eigenschappen van- en de processen in de gebieden om uitspraken te kunnen doen over effecten van het mestbeleid. Geconcludeerd is dat het noodzakelijk is om een andere manier van monitoren (meten én modelleren) te introduceren om het mestbeleid te kunnen evalueren.

De constatering uit de systeemverkenningen heeft er toe geleid dat in ieder van de vier pilotgebieden, in overleg met de waterbeheerders, een intensief meetprogramma is opgezet. Dit meetprogramma wordt voor ieder gebied jaarlijks in een meetplan vastgelegd. Daarnaast is er gestart met het opzetten van een modelsysteem, dat gefaseerd, van grof naar fijn, wordt uitgebouwd (Paragraaf 1.2). Per gebied worden na elke fase van de modellering de modelresultaten van de betreffende fase vergeleken met de meetwaarden, in het kader van een systeemanalyse. De systeemanalyse biedt inzicht in de karakteristieke eigenschappen van- en de bepalende processen in het gebied. Uit de systeemanalyse moet blijken of de modelresultaten voldoende betrouwbaar zijn om de effecten van het mestbeleid te voorspellen. Aan de hand van het meest geschikte modelsysteem in combinatie met gerichte metingen zal een monitoringprogramma voor de evaluatie van het mestbeleid worden opgezet. In figuur 1 is de projectaanpak schematisch weergegeven.



Figuur 1. Schematische weergave projectopzet

## 1.2 Fasering

In dit rapport wordt Fase 3 van de systeemanalyse beschreven, een vervolg op de fases 1 en 2 (tabel 1), die zijn beschreven in Jansen et al, 2006a en Jansen et al, 2006b. In Fase 1 en Fase 2 van de systeemanalyse werd voor de berekening van de uitspoeling van nutriënten naar het grond- en oppervlaktewatersysteem gebruik gemaakt van de rekenresultaten van STONE 2.1, een model dat ook is gebruikt voor Evaluatie Mestbeleid 2004. In Fase 1 is daarbij de landelijke opzet aangehouden voor het studiegebied waarbij het ruimtelijk en temporeel schaalniveau in Fase 1 nog gelijk zijn aan STONE2.1. In Fase 2 is een nieuwe schematisering gemaakt welke beter overeenkomt met het schaalniveau van de vier proefgebieden en is ook een oppervlaktewatermodel toegevoegd voor de berekening van zowel de waterkwantiteit alsook de waterkwaliteit. De data voor- en daarmee de parameterisering van het landsysteem is in deze fase nog gelijk aan het landelijke model (tabel 1).

Tabel 1. Opzet gefaseerd modelsysteem

	Omschrijving	Land	Opp. water	Temporele schaal	Data
Fase 1	'Stone 2.1 – nationaal'	+	-	Langjarig	Nationaal
Fase 2	'Stone 2.1 – regionaal' Nationale combinaties (bodem, bodemgebruik en GT) regionaal toegewezen	+	+	Decade-langjarig	Nationaal
Fase 3	Gebiedspecifieke benadering op basis van regionale data	+	+	Dag- langjarig	Regionaal

In Fase 2 zijn een aantal tekortkomingen geconstateerd. De (belangrijkste) algemene aanbevelingen uit de systeemanalyse van het Fase 2 modelsysteem voor de vier studiegebieden zijn het verhogen van de temporele resolutie en het regionaliseren van de modelinvoer. Deze zijn richtinggevend voor de aanpassingen in het Fase 3 modelsysteem.

### **1.3 Doelstellingen**

De overkoepelende doelstelling van het project Monitoring Stroomgebieden is het ontwikkelen van een monitoringprogramma voor de evaluatie van het mestbeleid met behulp van een modelsysteem in combinatie met metingen. Om te onderzoeken welk modelsysteem voor dit doel geschikt is wordt het modelsysteem gefaseerd ontwikkeld. In Fase 3 wordt daarbij de invloed van regionale verfijning van de invoergegevens van het modelsysteem onderzocht. Daarnaast wordt in Fase 3 de tijdstapgrootte van de invoer verkleind om de temporele variatie van de waterafvoer, de stikstof- en de fosforconcentraties in het oppervlaktewater beter te kunnen voorspellen. Uit de systeemanalyse Fase 3 moet blijken:

- of de variatie in de waterafvoer, de stikstof- en fosforconcentraties is toegenomen ten opzichte van fase 2;
- of de voorspellingen voor deelgebieden en meetpunten binnen het stroomgebied zijn verbeterd;
- wat de kritische systeemcomponenten en – parameters van het studiegebied zijn.

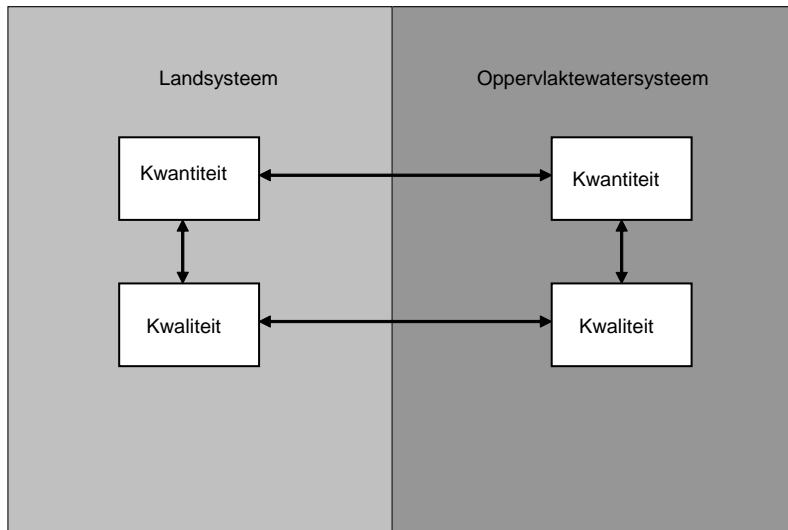
Om te bepalen wat het effect is van gebiedsspecifieke data op de voorspelling van de oppervlaktewaterkwaliteit is ook de modellering in Fase 3 zelf in deelstappen uitgevoerd. Per deelstap zijn voor alle vier gebieden gebiedsspecifieke data toegevoegd en zijn de effecten geanalyseerd. In dit rapport ‘Systeemanalyse Fase 3’ wordt de aanpak van het modelsysteem Fase 3 beschreven, worden de resultaten gepresenteerd en bediscussieerd en worden conclusies getrokken t.a.v. het effect van het toevoegen van gebiedsspecifieke invoer. Dit rapport zal daarmee richting geven aan de vervolgfase in het project Monitoring Stroomgebieden. Of het modelsysteem Fase 3 in combinatie met metingen geschikt is als monitoringprogramma voor de evaluatie van het mestbeleid wordt onderzocht in een apart projectonderdeel genaamd ‘de synthese’. Dit Fase 3 rapport vormt daarbij een onderbouwing van de conclusies uit de synthese.

### **1.4 Opzet modelsysteem**

In Fase 3 van het project ‘Monitoring Stroomgebieden’ is gekozen voor een modulaire aanpak van het modelsysteem zoals ook gebruikt in Fase 2 (figuur 2). Het modelsysteem wordt onderverdeeld in het landsysteem en het oppervlaktewatersysteem. Daarnaast wordt in beide deelsystemen onderscheid gemaakt tussen waterkwantiteit (stroming, peilen en grondwaterstanden) en waterkwaliteit (uitspoeling van nutriënten, processen). Het modelsysteem moet voldoen aan de volgende eisen:



- Het kan relaties leggen tussen bronnen (beleid en maatregelen) en nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater i.e. paden en lotgevallen beschrijven;
- Het kan metingen één op één beschrijven, in overeenstemming met tijd en ruimteschaal;
- Resultaten moeten te beoordelen zijn op verschillende schalen: van afwaterings-eenheden tot stroomgebied en van dag tot langjarig gemiddelde.



*Figuur 2. Modulaire opzet modelsysteem*

In Fase 3 wordt er nog gebruik gemaakt van de 'plotbenadering'. Om de verschillende modellen regionaal toe te kunnen passen wordt het studiegebied opgedeeld in kleinere ruimtelijke eenheden. Deze ruimtelijke eenheden, 'plots', zijn uniek ten aanzien van fysische en chemische bodemsamenstelling, landgebruik en hydrologie en zijn afgestemd op de toepassingsschaal (ruimtelijke afmeting) van de modellen. Dit proces van onderlinge afstemming van gebiedsgegevens op de toepassingsschaal van de modellen wordt schematisering genoemd. Een uitgebreide beschrijving van de modellen en plotbenadering is te vinden in de systeemanalyse Fase 2 (Jansen et al, 2006b).

## 1.5 Leeswijzer

De indeling van de Systeemanalyse Fase 3 is voor de vier gebieden, die in het project 'Monitoring Stroomgebieden' worden bestudeerd, zo veel mogelijk uniform gehouden. De rapportage begint met een overzicht van het stroomgebied (Hoofdstuk 2). Allereerst wordt in dit hoofdstuk een algemene beschrijving van het betreffende stroomgebied gegeven (Paragraaf 2.1). Daarna wordt een overzicht gegeven van de meetpunten waaraan de modelsystemen getoetst worden (Paragraaf 2.2).

In Hoofdstuk 3 wordt het modelsysteem Fase 3 beschreven. Dit hoofdstuk begint met een korte inleiding (Paragraaf 2.1), vervolgens wordt het modelinstrumentarium uiteengezet (Paragraaf 3.2). De vier pilotgebieden zijn qua kenmerken erg verschillend, hetgeen tot uiting moet komen in de modelschematisering. In Paragraaf 3.3 is de ruimtelijke schematisering voor het stroomgebied van de Schuitenbeek beschreven. De tijdstap (temporele schematisering) volgt in Paragraaf 3.5.

Vervolgens wordt in Paragraaf 3.4 de uitgangstoestand vastgelegd. De uitgevoerde berekeningen worden hiermee vergeleken. In Paragraaf 3.6 wordt een overzicht gegevens van de regionale gegevens die voor het Fase 3 onderzoek zijn gebruikt.

De resultaten van de berekeningen worden in Hoofdstuk 4 weergegeven. Allereerst worden de resultaten voor het gehele stroomgebied gepresenteerd in Paragraaf 4.2, vervolgens wordt ingezoomd in deelgebieden (Paragraaf 4.3). Hierbij wordt getoetst op de beschikbare meetgegevens en worden water- en nutriëntenbalansen gepresenteerd.

De resultaten worden in Hoofdstuk 5 bediscussieerd waarbij onderscheid wordt gemaakt tussen de regionale datasets (Paragraaf 5.2) en regionale parameters (Paragraaf 5.3).

Een vergelijking met de resultaten van Fase 2 vindt plaats in Hoofdstuk 6. Conclusies en aanbevelingen volgen tenslotte in Hoofdstuk 7 en Hoofdstuk 8.



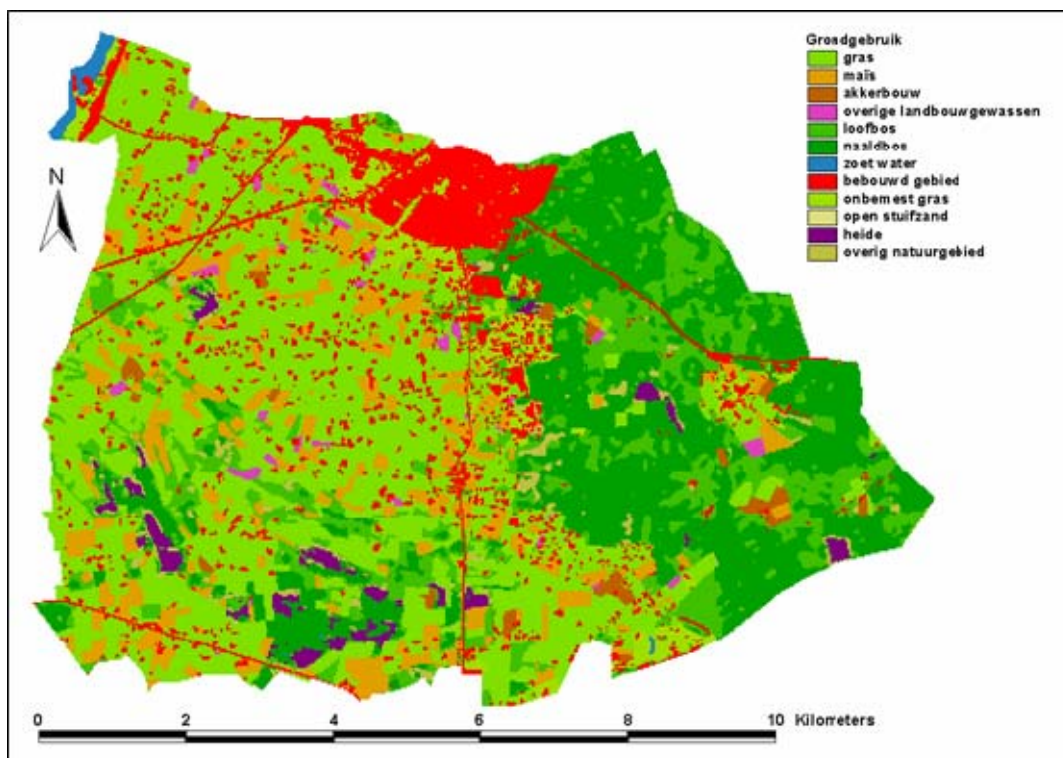
## 2 Stroomgebied van de Schuitenbeek

### 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.

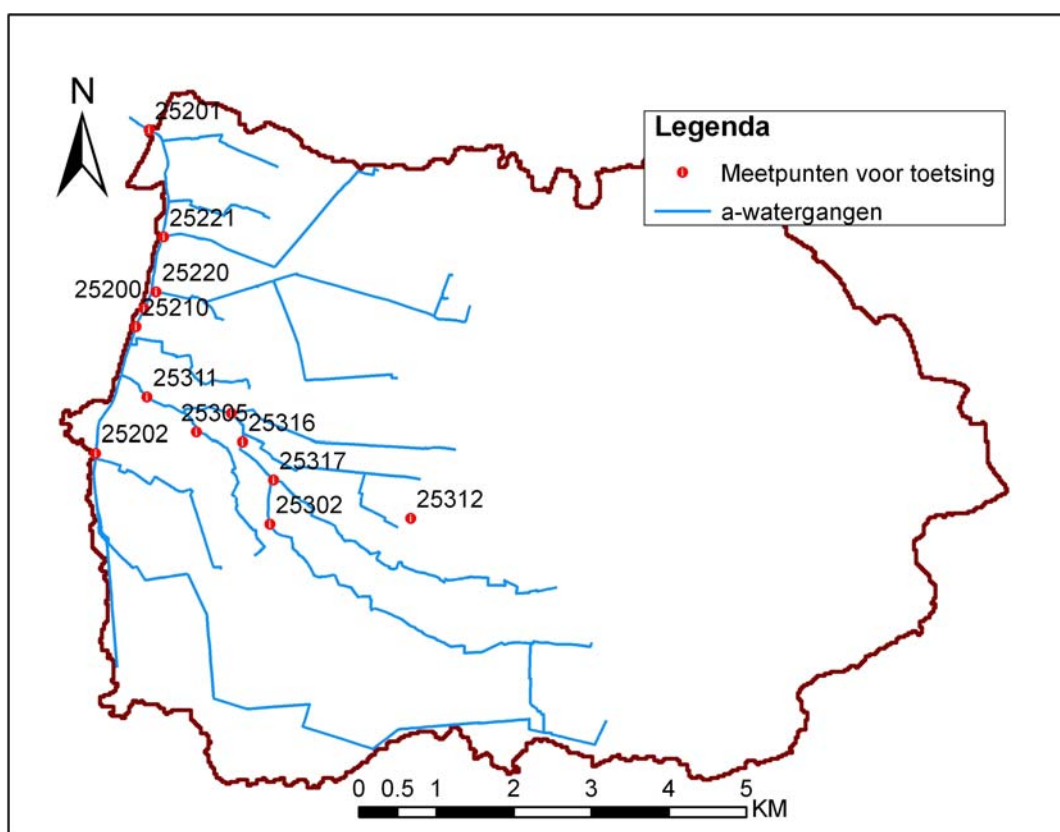
In het gebied komen vrijwel uitsluitend zandgronden voor. De meest voorkomende bodemeenheden zijn podzolen (ca. 66%, vooral in het hooggelegen deel) en enkeerdgronden (ca 11%, vooral langs de rand van het Veluwemassief). In een klein deel (8% van het stroomgebied) bevinden zich beekdal- en beekkeerdgronden.



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.



Figuur 4. Oppervlaktewatersysteem en locaties meetpunten voor toetsing

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 watervoerend<sup>1</sup>.

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 m<sup>3</sup>/s. gemeten. De gemiddelde jaarafvoer is hier ongeveer 9 miljoen m<sup>3</sup>. 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 jaarsituatie<sup>2</sup>).

Tabel 2. Voorlopige waterbalans stroomgebied Schuitenbeek (niet gerioleerde gebied; 6781 ha)

	IN (10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> )		UIT (10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> )
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 m<sup>3</sup>/jaar meer dan de kwel.

Tabel 3. Voorlopige stikstofbalans

	IN (10 <sup>3</sup> kg N)		UIT (10 <sup>3</sup> 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 <sup>3</sup>	-- (2)	Waterafvoer	89
Uitspoeling vanuit:	-- (2)		
- grasland			
- maïsland			
- overig bouwland			
- natuur			
Totaal		Totaal	

<sup>1</sup> In 2003 stonden alle beken in het stroomgebied droog, inclusief de Schuitenbeek.

<sup>2</sup> De geschatte bemestinggegevens betreffen medio jaren tachtig.

<sup>3</sup> In de tabellen wordt met oppervlakkige afspoeling ook erfafspoeling bedoeld.

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 Toetsgegevens voor het fase 3 modelsysteem

Het in Fase 3 toegepaste modelsysteem, waarbij regiospecifieke modelinvoer wordt gebruikt, biedt de mogelijkheid om resultaten te genereren voor deel(stroom)-gebieden. Voor de toetsing kunnen daarom ruimte- en tijdsafhankelijke toetsinggegevens worden gebruikt.

Voor de toetsing kunnen alleen die gegevens dienen die:

- niet direct of indirect zijn gebruikt voor de modelinvoer;
- voldoende nauwkeurig kunnen worden bepaald;
- zijn bepaald in de periode waarvoor modelsimulaties zijn uitgevoerd (1986-2000).

Voor de toetsing worden dus nog niet de aanvullende meetgegevens gebruikt die in het kader van de meetplannen vanaf 2004 verzameld worden. Deze zullen worden gebruikt in de synthese, voor de validatie van de modelsystemen uit de verschillende fases.

Ten aanzien van de hydrologie geldt dat alleen de afvoeren door het oppervlaktewatersysteem en grondwaterstanden c.q. grondwatertrappen<sup>4</sup> kunnen worden gebruikt als toetsinggegevens. De grondwatertrappen zijn weergegeven in figuur 5.

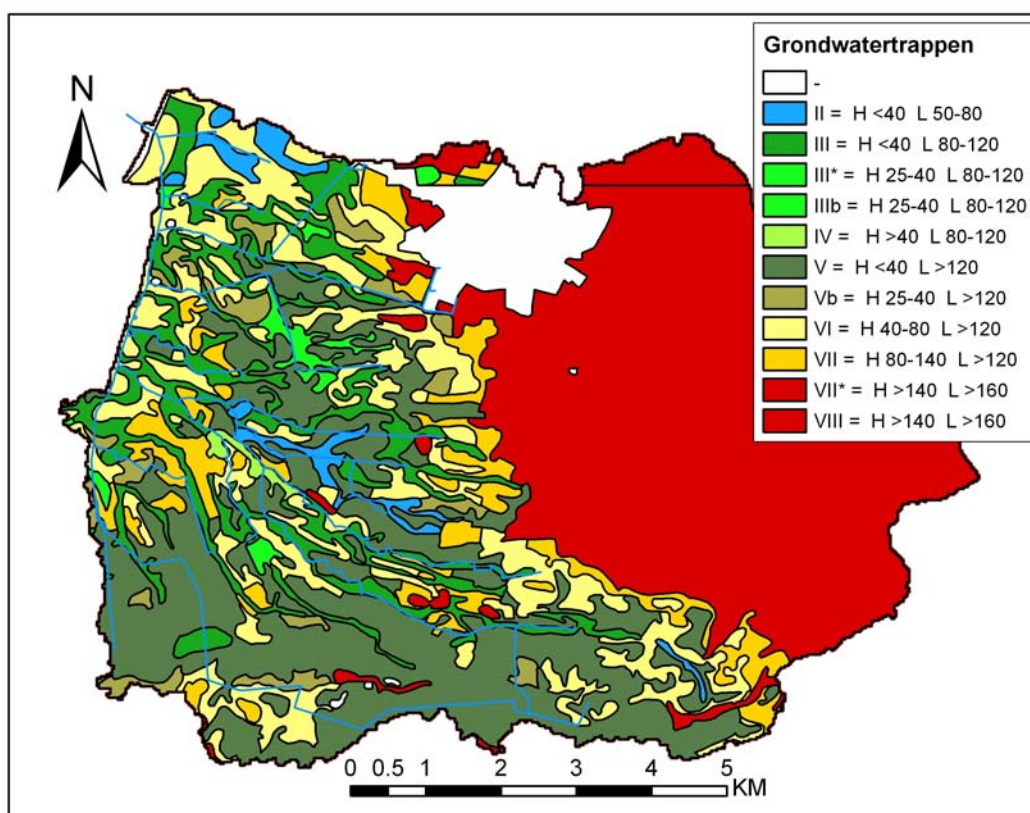
Ten aanzien van de nutriënten geldt dit alleen voor de in het oppervlaktewater gemeten concentraties stikstof en fosfor (of de hieruit afgeleide vrachten). Hierbij kan nog onderscheid worden gemaakt tussen mineraal en organisch N en P.

De meetpunten 25200, 25201, 25210, 25220, 25221, 25301, 25311 en 25316 zijn gebruikt voor de toetsing van afvoeren (zie voor de locaties figuur 4). Het betreft 7 meetpunten waar discrete metingen hebben plaatsgevonden (met gebruik van een

<sup>4</sup> Als randvoorwaarden aan de onderzijde van het modelsysteem zijn fluxen gebruikt. Deze fluxen zijn onafhankelijk van de gemeten grondwaterstanden berekend.

Voor sommige gebieden zou de wateraanvoer ook als toetsingsvariabele kunnen dienen, maar deze is doorgaans onvoldoende nauwkeurig bekend.

Ott-molen) en één ‘continu’ meetpunt (25210) waar de afvoer ieder kwartier is geregistreerd (voor de toetsing verwerkt tot dagwaarden).



Figuur 5. Grondwatertrappen

De locaties van de meetpunten, die voor de toetsing van de nutriëntenconcentraties/-vrachten zijn gebruikt, zijn weergegeven in figuur 4. Dit betreft 12 meetpunten waar discrete metingen hebben plaatsgevonden (met behulp van steekmonsters) en één meetpunt (25210) waar volumeproportioneel is gemeten (op weekbasis).

Genoemde meetpunten hebben in de periode 1986 – 2000 een redelijke hoeveelheid gegevens. Deze toetsingslocaties betreffen ook een aantal meetpunten, dat niet is opgenomen in het huidige meetprogramma<sup>5</sup> (zie Jansen et al, 2007). Door deze toch bij de toetsing te betrekken worden de beschikbare historische gegevens optimaal gebruikt.

<sup>5</sup> Dit meetprogramma wordt sinds 2004 uitgevoerd. Voor het lopende meetprogramma is ook een aantal nieuwe meetpunten ingericht, maar deze nieuwe meetpunten kunnen niet worden gebruikt voor toetsing, omdat de meetreeksen geen historische gegevens bevatten in de toetsingsperiode 1986-2000. Wel zullen deze meetpunten worden gebruikt voor de validatie van de modellen.



Evenals in Fase 2 is de toetsing van het modelsysteem afzonderlijk voor het land- en oppervlaktewatersysteem uitgevoerd. Dit betekent, dat toetsing heeft plaatsgevonden voor:

- Waterafvoeren door het landsysteem (waterkwantiteitsmodule);
- Grondwatertrappen in het landsysteem (waterkwantiteitsmodule);
- Nutriëntenconcentraties/-vrachten vanaf het landsysteem (waterkwaliteitsmodule);
- Waterafvoeren door het oppervlaktewatersysteem (waterkwantiteitsmodule);
- Nutriëntenconcentraties/-vrachten in het oppervlaktewatersysteem (waterkwaliteitsmodule).

## **3 Fase 3 modelsysteem**

### **3.1 Inleiding**

Met behulp van een modelsysteem kan een bijdrage aan de evaluatie van het mestbeleid geleverd worden door het kwantificeren van het aandeel van de landbouw in de belasting van het oppervlaktewater (zie Hoofdstuk 1). Het modelsysteem is gefaseerd opgebouwd, waarbij een stapsgewijze verfijning van het modelinstrumentarium wordt toegepast.

In het Fase 3 modelsysteem wordt gebruik gemaakt van het modelinstrumentarium STONE, toegepast op een regionale schematisering. In Paragraaf 3.2 wordt het modelinstrumentarium kort toegelicht. Paragraaf 3.3 beschrijft de regionale ruimtelijke schematisering.

De modelinvoer wordt stapsgewijs geregionaliseerd, dat wil zeggen dat in verschillende tussenstappen gebiedspecifieke gegevens worden geïntroduceerd. De modelberekeningen worden vervolgens vergeleken met de uitgangstoestand (referentiesituatie). Deze referentiesituatie wordt in Paragraaf 3.4 nader toegelicht. Door deze werkwijze kunnen de belangrijkste (i.e. de meest bepalende) datasets goed worden geïdentificeerd en kunnen specifieke aanbevelingen gedaan worden voor vervolgfases.

In Fase 3 is ook de temporele resolutie aangepast. De grootte van de tijdstappen wordt behandeld in Paragraaf 3.5. Paragraaf 3.6 geeft tenslotte een overzicht van de gebiedspecifieke gegevens die in de verschillende verfijningstappen worden geïntroduceerd

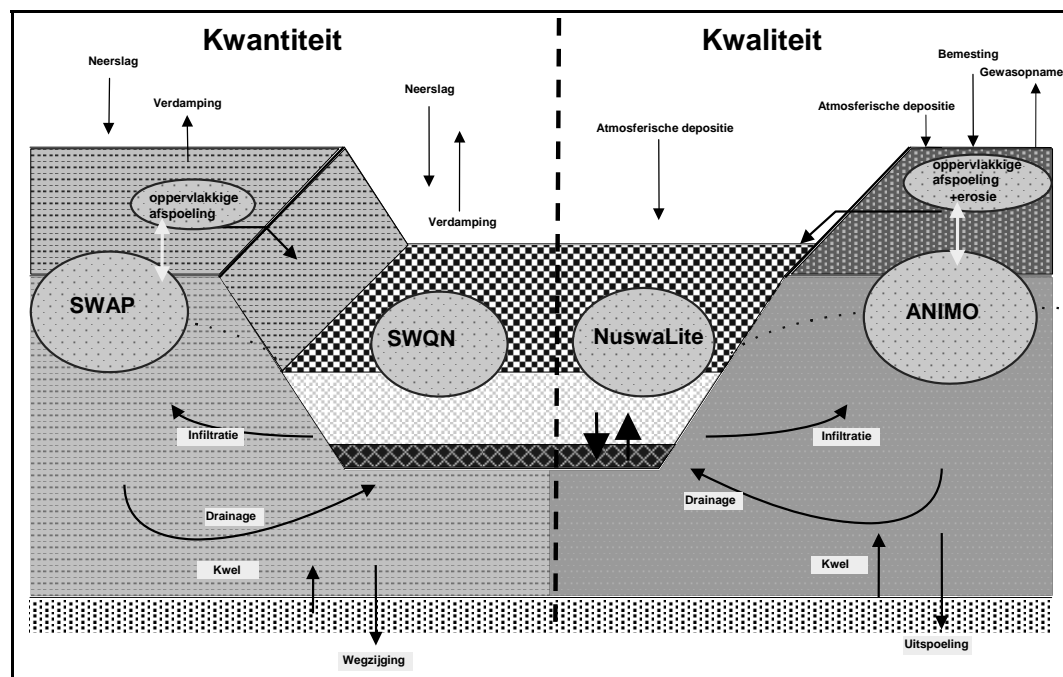
### **3.2 Het modelinstrumentarium**

Het modelinstrumentarium in Fase 3 is vrijwel niet veranderd ten opzichte van Fase 2. De aanpassingen in Fase 3 betreffen vooral het gebruik van regionale (gebiedspecifieke) gegevens voor de modellen.

Het modelinstrumentarium van Fase 3 bestaat uit vier modules (figuur 6). Het modelinstrumentarium kan worden opgedeeld in modules voor de beschrijving van de waterkwantiteit en modules voor de beschrijving van de waterkwaliteit (nutriënten). Daarnaast is het instrumentarium opgedeeld in modules voor het landsysteem en modules voor het oppervlaktewatersysteem. De koppeling tussen de modules voor het bodemsysteem en het (on)verzadigde grondwatersysteem (tezamen het landsysteem genoemd) met de modules voor het oppervlaktewatersysteem wordt, evenals in Fase 2, gerealiseerd middels zogenaamde afwateringseenheden. Dit zijn

eenheden<sup>6</sup> waarbinnen de uitvoer van de modellen voor het landsysteem worden geaggregeerd en doorgegeven aan de oppervlaktewatermodellen.

In de Systeemanalyse Fase 2 staat een uitgebreide beschrijving gegeven van het gebruikte modelinstrumentarium, inclusief de toegepaste methode voor de ruimtelijke schematisering van het stroomgebied (Jansen et al, 2006b).



Figuur 6. Blokdiagram van de verschillende modules van het Fase 3 modelsysteem

### 3.3 Ruimtelijke schematisering Schuitenbeek

#### 3.3.1 Schematisering landsysteem

Er is gekozen om het Fase 1 modelsysteem te laten aansluiten bij de aanpak voor de evaluatie mestwetgeving. In de tweede fase is het modelsysteem verder verfijnd op basis van een gedetailleerde gebiedschematisering. Deze verfijnde gebiedschematisering van het landsysteem is in Fase 3 vrijwel identiek gebleven aan Fase 2. Als basisinformatie voor de schematisering is opnieuw gebruik gemaakt de LGN4 kaart voor het landgebruik, en de 1 : 50 000 bodemkaart voor de bodem en grondwatertrappen. Deze kaarten hebben een ruimtelijke resolutie van 25x25 meter. Verder is een kaart met afwateringseenheden gegenereerd met behulp van het Digitaal Hoogtemodel van Nederland (AHN).

Het combineren van de basiskaarten resulteert in 101 unieke eenheden, waarvoor STONE plots zijn geselecteerd, die vervolgens zijn gebruikt voor de modellering in

<sup>6</sup> In feite zijn dit kleine deelstroomgebiedjes.

Fase 3 (Zie ook Massop et al, 2000). Het aantal plots is dus iets toegenomen ten opzichte van Fase 2 (101 versus 95). Eén en ander wordt nader toegelicht in Paragraaf 3.4.2.

Voor deze 101 plots zijn bij de Fase 3 modelberekeningen stapsgewijs gebiedspecifieke gegevens geïntroduceerd (Paragraaf 3.6).

### **3.3.2 Schematisering oppervlaktewatersysteem**

Evenals in Fase 2 heeft de schematisering van het oppervlaktewatersysteem plaatsgevonden op basis van de leggergegevens (locaties, hoogteligging en geometrie van de waterlopen, stuwen en andere kunstwerken), die door de waterbeheerder zijn aangeleverd (Jansen et al, 2006b). Het betreft de zogenaamde A-watgangen.

Omdat deze leggergegevens nog niet zijn geactualiseerd, zijn deze uitvoerig gecontroleerd op inconsistenties en hier en daar handmatig gecorrigeerd. Deze inconsistenties betroffen doorgaans onrealistische veranderingen in de bodemhoogtes van de waterloop. Het corrigeren/aanpassen van de leggerdata is uitgevoerd als verfijningstap, zodat het belang (gevoeligheid) van goede leggerdata hiermee nader kan worden gekwantificeerd (zie ook Paragraaf 3.6.4.1).

## **3.4 Referentiesituatie**

### **3.4.1 Beschrijving**

In Fase 3 wordt de modelinvoer stapsgewijs geregionaliseerd, dat wil zeggen dat in verschillende tussenstappen gebiedspecifieke gegevens worden geïntroduceerd. Om het effect hiervan te kunnen beoordelen dienen de modelberekeningen te worden vergeleken met een referentiesituatie: *het aanvankelijke model van Fase 3*. De referentiesituatie is in principe de eindsituatie van Fase 2.

Het bleek echter nodig om op de eindsituatie van Fase 2 een aantal kleine correcties toe te passen, opdat voor alle vier gebieden die in het project 'Monitoring Stroomgebieden' worden onderzocht de referentiesituatie eenduidig wordt vastgelegd. Dit proces wordt *Harmonisatie Fase 2* genoemd. Paragraaf 3.4.2 geeft een beschrijving van de Harmonisatie Fase 2.

Daarnaast zijn er tijdens en na het afronden van Fase 2 enkele verbeteringen in de modelversies aangebracht. Een aantal van deze nieuwe modelversies zijn direct in de referentiesituatie verwerkt, een aantal andere aanpassingen zijn als aparte verfijningstap geïntroduceerd. In Paragraaf 3.4.3 wordt een nadere toelichting gegeven.

De referentiesituatie is daarom de eindsituatie van Fase 2 met hierop toegepast de Harmonisatie Fase 2 en het gebruik van enkele nieuwe modelversies. Hierdoor

verschilt de referentiesituatie iets met de eindtoestand van Fase 2. Dit verschil is echter minimaal.

De aldus vastgelegde referentiesituatie vormt het startpunt van Fase 3.

### **3.4.2 Harmonisatie Fase 2**

#### *Achtergrond*

Hoewel Fase 2 voor de vier gebieden grotendeels synchroon en volgens dezelfde systematiek is uitgevoerd, zijn er op een aantal onderdelen toch kleine verschillen in de uitvoering opgetreden. Deze verschillen zijn vooral gerelateerd aan gebiedsspecifieke kenmerken en processen. Ook zijn er tijdens en na het afronden van Fase 2 enkele verbeteringen in de modelversies aangebracht (Paragraaf 3.4.3).

Om Fase 3 voor alle vier gebieden uniform uit te kunnen voeren, is het nodig, dat deze verschillen worden weggewerkt. Hiertoe is, voorafgaand aan Fase 3, de 'Harmonisatie Fase 2' uitgevoerd. In de Harmonisatie Fase 2 zijn de berekeningen van Fase 2 voor alle vier gebieden opnieuw uitgevoerd, volgens exact dezelfde systematiek ten aanzien van gebiedschematisering, modellen en modelparameters.

#### *Aanpassingen Schuitenbeek*

Voor het stroomgebied van de Schuitenbeek zijn er een aantal aanpassingen in het landsysteem (schematisering van bodem en landgebruik, de keuze van rekenenheden, en de bemesting) en oppervlaktewatersysteem (modelversies en modelparameters) aangebracht (zie voor een gedetailleerde beschrijving Bijlage 2).

#### *Overzicht resultaten Harmonisatie*

De verschillen in rekenresultaten tussen Fase 2 en de Harmonisatie Fase 2 betreffen ten aanzien van de waterkwantiteit vooral de gesimuleerde kwel. Er vindt een toename van de (overschatting van de) afvoeren plaats.

De kwaliteitsberekeningen laten vooral een verschil zien in de transport- en omzettingsprocessen van fosfor in het oppervlaktewater. Dit leidt tot realistischere waarden van de retentie (waarbij de afvoer in opgeloste fractie toeneemt ten opzichte van de sedimentatie). De gesimuleerde concentraties mineraal-P zijn echter te laag.

De overige modelresultaten veranderen weinig. De resultaten van de Harmonisatie Fase 2 worden meer uitgebreid beschreven in Bijlage 2. De harmonisatie van Fase 2 bevestigt de conclusies van Fase 2, dat in Fase 3 in ieder geval aandacht moet worden besteed aan de randvoorwaarden aan de onderzijde van het systeem en de schematisering van het oppervlaktewater (leggergegevens).

### 3.4.3 Modelversies

Sinds de uitvoering van Fase 2 is het modelinstrumentarium op een aantal punten verbeterd. Het betreft nieuwe versies van het model SWAP (waterkwantiteit landsysteem), ANIMO (waterkwaliteit landsysteem; op basis van gegevens uit de Evaluatie Mestbeleid 2007/STONE2.3), SWQN (waterkwantiteit oppervlaktewatersysteem) en NuswaLite (waterkwaliteit oppervlaktewatersysteem).

Met uitzondering van ANIMO zijn deze nieuwe modelversies toegepast bij het berekenen van de referentiesituatie. Hierbij zijn de veranderingen in de resultaten ten opzichte van de oude versies uitvoerig geanalyseerd, omdat geen (grote) veranderingen (discontinuïteiten) in de modelresultaten mogen ontstaan.

Het rekenen met de nieuwe versie van ANIMO, op basis van de resultaten van STONE2.3, is in Fase 3 als aparte verfijningstap toegepast. De aanpassingen ten opzichte van EMW2004, dat voor Fase 2 is gebruikt, zijn dusdanig substantieel, dat deze expliciet dienen te worden geanalyseerd.

## 3.5 Tijdstap

In Fase 2 is gerekend met een decade als tijdstap. In de Systeemanalyse Fase 2 is geconcludeerd dat de temporele resolutie verhoogd diende te worden om de temporele variatie van waterafvoer, stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater beter te kunnen volgen. Deze aanbeveling is in Fase 3 uitgevoerd door te rekenen met een tijdstapgrootte van een dag.

## 3.6 Regionale gegevens

### 3.6.1 Overzicht

In de Fase 3 modelberekeningen zijn stapsgewijs verfijningen aangebracht en gebiedspecifieke gegevens geïntroduceerd. De modelberekeningen zijn vervolgens vergeleken met de referentiesituatie (Paragraaf 3.4.1). Op deze wijze is het effect van regionale (gebiedsspecifieke) data op de oppervlaktewaterkwaliteit bepaald.

De stapsgewijze verfijning/regionalisatie van de modelinvoer is voor alle vier gebieden op dezelfde wijze uitgevoerd<sup>7</sup>.

De volgende gebiedspecifieke gegevens zijn geïntroduceerd:

- Meteorologische gegevens;
- Onderrand (wegzijging en kwel);
- Drainageweerstanden en -peilen;
- Nutriëntenconcentraties van het (diepe) grondwater (kwelkwaliteit);

---

<sup>7</sup> Tussen de vier gebieden bestaan uiteraard verschillen in de relevantie van bepaalde modelparameters. Zo zijn bijvoorbeeld de waterinlaten voor het stroomgebied van de Schuitenbeek niet van toepassing.

- Fosforvoorraad (P-ophoping) in de bodem;
- Leggergegevens (correcties);
- Onverhard bebouwd gebied (toevoegen);
- Diffuse detailontwatering (greppels en kleine watergangen; toevoegen);
- Neerslag en verdamping hoofdwaterlopen (toevoegen);
- Atmosferische depositie op hoofdwaterlopen (toevoegen).

Daarnaast is een aantal modelmatige verfijningstappen uitgevoerd:

- Tijdstap verkleinen (voor in- en uitvoer van gegevens);
- Gebruik modelversie ANIMO van Evaluatie Mestbeleid 2007 (STONE2.3), zie ook Paragraaf 3.4.3).

Een overzicht van de gebiedspecifieke data is weergegeven in de paragrafen 3.6.2 t/m 3.6.5.

De gebiedspecifieke gegevens zijn afkomstig van verschillende bronnen, zoals de waterbeheerder, het KNMI, TNO, Topografische Dienst en de Provincie Gelderland. De in de systeemverkenning (Jansen et al, 2004) verzamelde gegevens zijn hierbij geactualiseerd.

Een aantal gegevens is echter niet (vlakdekkend) beschikbaar, zoals bijvoorbeeld drainageweerstanden. Om deze gegevens toch te kunnen regionaliseren is gebruik gemaakt van de studie 'Karteerbare Kenmerken' (Van der Gaast et al, 2006). De in deze studie ontwikkelde systematiek om bepaalde parameters te kunnen kwantificeren is toegepast op het stroomgebied van de Schuitenbeek.

Bij het ontbreken van regionale data is teruggevallen op landelijk beschikbare data.

## **3.6.2 Waterkwantiteit landsysteem**

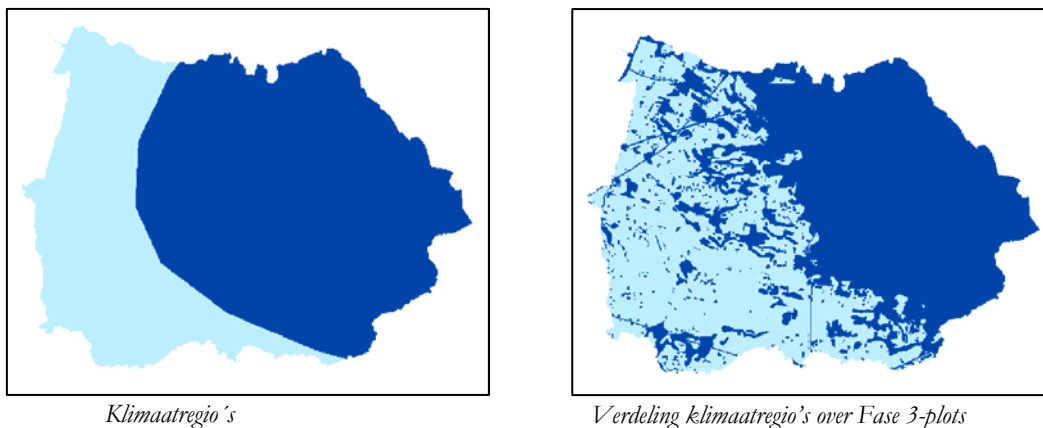
### **3.6.2.1 Meteorologische gegevens**

De modelberekeningen zijn uitgevoerd met regionale meteorologische gegevens. Voor de neerslag zijn de gegevens van de meteorologische stations van 'Putten' en 'Voorthuizen' gebruikt.

Voorafgaand aan de berekeningen is onderzocht wat de beste toekenning van de neerslaggegevens zou zijn, waarbij werd geconcludeerd, dat de gegevens van Putten niet representatief zijn voor het gehele gebied (Bijlage 3.1). Om die reden is het stroomgebied onderverdeeld in twee klimaatregio's, waarvoor de meteorologische stations Voorthuizen en Putten representatief zijn. De neerslaggegevens zijn vervolgens toegekend aan de plots die binnen de desbetreffende klimaatregio liggen<sup>8</sup>. Figuur 7 geeft de resulterende toekenning van neerslag volgens deze methode.

---

<sup>8</sup> Als grens tussen klimaatregio's is de 850 mm isohypse gekozen (het gemiddelde van de gemiddelde jaarneerslag in Putten en Voorthuizen). Indien een plot in meerdere klimaatregio's ligt wordt de klimaatregio gekozen waarin het grootste deel van de plot ligt.



Figuur 7. Toekenning van neerslag aan rekenplots m.b.v. klimaatzones.

In Bijlage 3.1 wordt een gedetailleerde beschrijving van de regionalisering van de neerslag gegeven.

Voor alle overige meteorologische gegevens, zoals de luchttemperatuur en de Makkink referentieverdamping, zijn –evenals in Fase 2- de gegevens van het meteorologisch station van De Bilt gebruikt. Dit is het dichtstbijzijnde station waar deze gegevens worden gemeten.

### 3.6.2.2 Randvoorwaarden onderzijde

De hydrologische randvoorwaarden aan de onderzijde van het model dienen op dagbasis te worden gedefinieerd. Daggegevens met betrekking tot de flux (kwel- en wegzijgingsintensiteit) worden doorgaans met behulp van een grondwatermodel bepaald. Voor het Schuivenbeekgebied zijn deze gegevens echter niet beschikbaar.

Om die reden is gekozen voor een methode ontwikkeld in het onderzoek ‘Hydrologie op basis van karteerbare kenmerken’ (Van der Gaast et al, 2006). In dit onderzoek zijn de stijghoogtes en hydraulische weerstanden bepaald, waarmee de randvoorwaarden aan de onderzijde van het model kunnen worden vastgelegd. In Bijlage 3.2 staat een gedetailleerde beschrijving van de toegepaste methode.

### 3.6.2.3 Drainageweerstanden en /peilen

De drainageweerstanden en peilen zijn belangrijke sturende parameters voor de ontwatering en afwatering<sup>9</sup> van de bodem naar het oppervlaktewatersysteem.

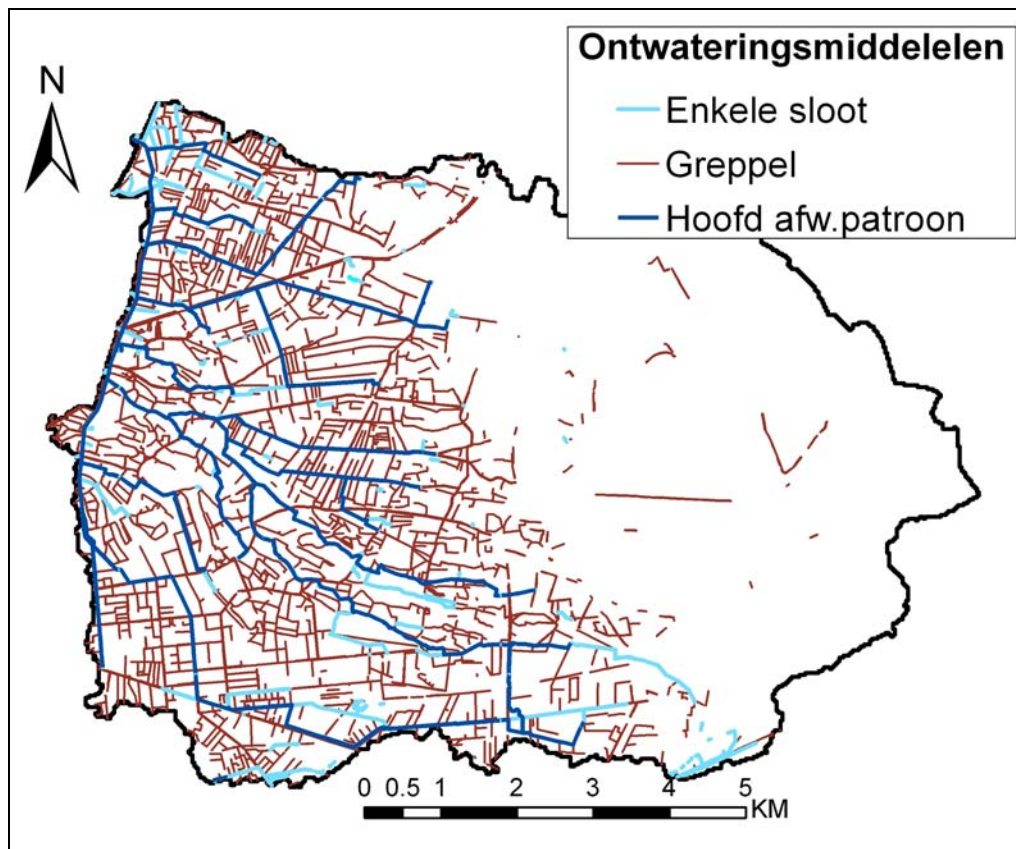
Het stroomgebied van de Schuivenbeek is niet peilgestuurd. Het ontwateringpeil wordt bepaald door het bodemniveau van de sloten en greppels, in combinatie met de hoogte van ter plaatse aanwezige stuwen. Het vlakdekkend maken van deze informatie vereist zeer gedetailleerde gegevens van alle ontwateringmiddelen. Met

<sup>9</sup> Zie ook Bijlage 3 voor het toegepaste onderscheid tussen ontwatering en afwatering.



uitzondering van de hoofdwatgangen (leggergegevens) zijn deze gegevens echter niet beschikbaar.

Net als de randvoorwaarden aan de onderzijde van het landsysteem zijn de drainageweerstanden en -peilen daarom bepaald op basis van 'karterbare kenmerken' (Van der Gaast et al, 2006). Deze methode maakt gebruik van slootdichtheden, die van de 1:10 000 kaart kunnen worden afgeleid (zie figuur 8).



Figuur 8. Ontwatering- en afwateringsmiddelen.

#### *Drainageweerstanden*

Voor ieder punt<sup>10</sup> in het stroomgebied wordt de totale lengte bepaald van de (verschillende klassen van) ontwateringsmiddelen die bijdragen aan de ontwatering of afwatering van dat punt. Met behulp van deze lengte en het doorlaatvermogen van de bodem kunnen vervolgens de drainageweerstanden worden bepaald voor de verschillende ontwateringniveaus. In Bijlage 3.3 staat een gedetailleerde beschrijving van de toegepaste methode.

#### *Peilen*

In het Schuitembeekgebied stroomt het oppervlaktewater onder vrij verval, waarbij het water plaatselijk opgestuwd wordt door stuwen. In een dergelijke situatie kunnen

<sup>10</sup> Feitelijk: Iedere 25x25 m gridcel.

de winter- en zomerpeilen redelijk worden ingeschat op basis van de grondwatertrappen. In Bijlage 3.3 staat een beschrijving van de toegepaste methode. Deze streefpeilen zijn geen vaste peilen. Door netto infiltratie in de bodem in droge periodes kan het werkelijke waterpeil onder het streefpeil zakken (voor zover dit hoger ligt dan de bodemhoogte), in natte periodes kan het waterpeil weer stijgen.

#### *Buisdrainage*

In het stroomgebied van de Schuitenbeek komt geen buisdrainage voor (informatie van het Waterschap).

### **3.6.2.4 Pakketdikte van het topsysteem**

In Fase 2 was de lengte van de te modelleren grondkolom 13 meter, conform de systematiek in STONE2.1. In Fase 3 is deze dikte opnieuw beoordeeld op basis van regionale gegevens.

NITG heeft hiertoe alle ondiepe boringen geclassificeerd en op basis hiervan de dikte van het topsysteem vastgesteld. Omdat voor het Schuitenbeekgebied onvoldoende gegevens beschikbaar waren is hier gebruik gemaakt van de grondwaterkaart van Nederland (TNO, 1985). Hieruit blijkt, dat –met uitzondering van het uiterst noordwestelijke deel- de dikte van topsysteem overal minimaal 15-20 meter is (zie ook Jansen et al, 2004). Op basis van deze gegevens werd het niet nodig geacht om de in Fase 2 gebruikte dikte van 13 meter aan te passen.

### **3.6.3 Waterkwaliteit landsysteem**

#### **3.6.3.1 Inleiding**

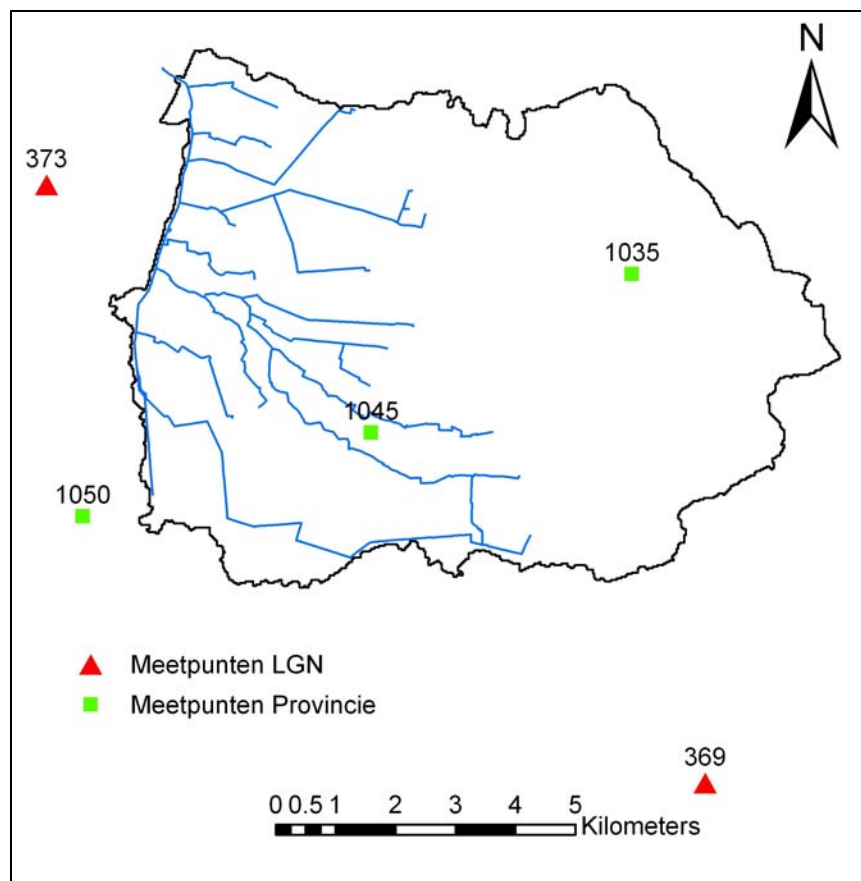
Het regionaal verfijnen van de invoer van de waterkwaliteitsmodule van het landsysteem bestaat uit twee onderdelen:

1. Introduceren van gebiedspecifieke nutriëntenconcentraties in het (diepe) grondwater. Dit is van belang voor het correct simuleren van de (regionale) achtergrondconcentraties in kwelwater. Dit onderdeel wordt beschreven in Paragraaf 3.6.3.2.
2. Bijstellen van de berekende fosfaatvoorraad in de bodem. Dit is van belang voor het correct simuleren van de beginsituatie. Dit onderdeel wordt beschreven in Paragraaf 3.6.3.3.

#### **3.6.3.2 Kwelconcentraties**

Het aantal gegevens met betrekking tot de nutriëntenconcentraties in het (diepe) grondwater is beperkt. De gegevensbronnen betreffen de dataset Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (LGM) van het RIVM en een aantal metingen uit het Provinciaal Meetnet Grondwater.

Voor de nutriëntenconcentraties in het kwelwater zijn voor het gehele stroomgebied de data van Meetpunt 1045 (van het provinciale meetnet) gebruikt, omdat deze meetlocatie het meest wordt beïnvloed door kwel. Andere meetpunten liggen in een wegzijgingsgebied (deze zijn niet representatief voor de kwaliteit van het diepe kwelwater) of buiten het stroomgebied (figuur 9).



Figuur 9. Meetpunten diepe grondwaterkwaliteit

Het meetpunt 1045 heeft filters op 9 en 16 meter diepte, waarbij –gezien de ligging van de onderrand van het hydrologisch model- de data van het filter op 16 meter diepte zijn gebruikt. Voor de berekeningen zijn de gemiddelde waarden van de meetreeks (periode 1990-2001) gebruikt.

Bijlage 4.1 geeft een overzicht van de gegevens van de verschillende meetpunten, alsmede de methodiek om de concentraties organische stikstof en fosfor in het (diepe) grondwater in te schatten, aangezien het provinciale meetnet deze gegevens niet beschikbaar heeft.

Één en ander resulteert in een dataset met nutriëntenconcentraties in het diepe grondwater, die voor de Fase 3 berekeningen zijn gebruikt (tabel 5).

Tabel 5. Nutrientconcentraties in het diepe grondwater Schuitembeek

Parameter:	NH <sub>4</sub> -N (mg.l <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> -N (mg.l <sup>-1</sup> )	DOM (mg.l <sup>-1</sup> )	DON (mg.l <sup>-1</sup> )	PO <sub>4</sub> -P (mg.l <sup>-1</sup> )	DOP (mg.l <sup>-1</sup> )
Concentratie:	0.58	0.0957	1.689	0.1689	0.02707	0.14003

### 3.6.3.3 Fosfaatvoorraadvorming in de bodem

Voor de periode 1994-2000 is de frequentieverdeling van het berekende fosfaatgehalte in de bovenste 50 cm van de bodem bepaald. Deze frequentieverdeling is voor de vier te onderscheiden landgebruikvormen (grasland, maïs, bouwland en natuur) berekend en vervolgens vergeleken met het gemeten fosfaatgehalte op dezelfde diepte. Er zijn twee bronnen van meetgegevens voor fosfaat beschikbaar:

- Bestrijding Overmatige Algenbloei Randmeren/BOVAR (Breeuwsma et al, 1989);
- Landelijke Steekproef Kaartenheden/LSK (Finke et al, 2001).

Het is opvallend, dat de gegevens van beide studies zo sterk verschillend zijn (tabel 6). De meetwaarden van BOVAR liggen voor de landgebruikvormen grasland, maïs en bouwland hoger dan de metingen van LSK. Voor natuur vallen de metingen van BOVAR echter lager uit in vergelijking tot LSK. Gezien de veel hogere monsterdichtheid van de BOVAR studie worden deze gegevens voor het stroomgebied van de Schuitembeek representatiever en betrouwbaarder geacht dan de LSK gegevens.

Tabel 6. Gemeten en berekende fosfaatgehalte (50 percentielwaarde) voor de bovenste 50 cm van de bodem voor het stroomgebied Schuitembeek

Bron	P-gehalte bovenste 50 cm (kg.ha <sup>-1</sup> P)			
	grasland	maïs	bouwland	natuur
Referentiesituatie (berekend)	1936	5476	2446	611
LSK (gemeten)	2062	1958	2099	623
BOVAR (gemeten)	3242	4366	5577	391

De resultaten van de BOVAR en LSK studies in relatie tot de berekeningen van de referentiesituatie zijn weergegeven in Bijlage 4.2. Uit Bijlage 4.2 en tabel 6 kan worden afgeleid, dat voor maïsland het fosfaatgehalte wordt overschat<sup>11</sup>. Voor grasland en bouwland vindt een onderschatting plaats<sup>12</sup>.

Bij een onderschatting van het fosfaatgehalte wordt de hoeveelheid dierlijke mest over de periode 1941 t/m 1993 opgehoogd zodat het berekende fosfaatgehalte overeenkomt met het gemeten fosfaatgehalte. Bij een overschatting van het fosfaatgehalte wordt eerst de hoeveelheid kunstmestgiften over de periode 1941 t/m 1993 naar beneden gebracht. Als dit niet voldoende is, worden ook de dierlijke mestgiften verlaagd.

Op basis van bovenstaande gegevens zijn voor het Schuitembeekgebied de dierlijke mestgiften over de periode 1941 t/m 1985 verhoogd voor grasland en bouwland.

<sup>11</sup> Dit is ook het geval in de andere studiegebieden.

<sup>12</sup> Ten opzichte van de LSK gegevens wordt het fosfaatgehalte van bouwland echter overschat.

Voor maïsland zijn de kunstmestgiften verlaagd. Voor natuurgronden wordt in Fase 3 geen aanpassing gedaan<sup>13</sup>.

### 3.6.4 Waterkwantiteit oppervlaktewatersysteem

#### 3.6.4.1 Correctie leggergegevens

Vanaf Fase 2 is, in tegenstelling tot Fase 1, ook met een oppervlaktewatermodel (SWQN) gerekend. Het oppervlaktewatersysteem in het stroomgebied van de Schuitenbeek is geschematiseerd op basis van de leggergegevens van het Waterschap Veluwe. Deze schematisering betreft de A-watergangen, waarvoor dwarsprofielen bekend zijn, en stuwen.

Omdat de leggerdata geruime tijd niet zijn geactualiseerd zijn controles uitgevoerd. Er is gecontroleerd of:

- alle waterlopen op elkaar zijn aangesloten;
- alle waterlopen een verbinding hebben naar het uitstroompunt;
- de bodemhoogte van de waterlopen afneemt in benedenstroomse richting.

Een deel van deze controles is ook in Fase 2 uitgevoerd, maar toen zijn alleen de grootste knelpunten (die leidden tot instabiliteit in de modelberekeningen) gecorrigeerd. In Fase 3 zijn diepgaander correcties geïntroduceerd<sup>14</sup>, waarmee dus de schematisering van het oppervlaktewatersysteem iets is gewijzigd ten opzichte van Fase 2.

In Bijlage 5.1 wordt een overzicht gegeven van de belangrijkste correcties in de profielen van de diverse waterlopen. Kleine sprongen in de bodemhoogtes (i.e. verhogingen in benedenstroomse richting) zijn niet gecorrigeerd.

Tabel 7 geeft een overzicht van de schematisering van het oppervlaktewater.

---

<sup>13</sup> Met het aanpassen van de mestgiften ten behoeve van de P-ophoping kan dus een andere verhouding tussen de hoeveelheden dierlijke mest en kunstmest optreden dan die in de berekeningen voor de periode 1986-2000 wordt toegepast (STONE). Daardoor zal de stikstofbemesting van 1941 tot 1985 ook wijzigen.

<sup>14</sup> Het feit dat er plaatselijk grote aanpassingen in de schematisering nodig waren bevestigt de noodzaak om de leggerdata te actualiseren.

Tabel 7. Karakteristieken schematisering oppervlaktewaterstelsel

<i>waterlopen</i>	
- aantal trajecten	351
- maximum lengte	1254 m.
- minimum lengte	12.98 m.
- sectie bodembreedte	variabel
- 1/weerstandscoefficient <sup>15</sup>	30
<i>stunnen</i>	
- aantal	30
- stuwbreedte	flexibel
- flexibel peil/vaste hoogte	vast

### 3.6.4.2 Ingelaten water

In het stroomgebied van de Schuitenbeek wordt geen water ingelaten, zodat deze verfijningstap buiten beschouwing kan worden gelaten.

### 3.6.4.3 Onverhard bebouwd gebied

Alle bebouwd gebied (het dorp Putten en de wegen en bebouwing in het landelijk gebied) is in Fase 2 buiten beschouwing gelaten. Dit geldt ook voor open water.

Het verharde bebouwd gebied zal haar water via de riolering afvoeren naar RWZI's. In het stroomgebied van de Schuitenbeek komen geen RWZI's voor, zodat al dit water uiteindelijk buiten het stroomgebied wordt geloosd.

Een deel van het water uit onverhard bebouwd gebied zal echter ook binnen het stroomgebied tot afvoer kunnen komen. Het betreft vooral de afvoer afkomstig van groenstroken, parken en tuinen. In Fase 3 is het onverhard bebouwd gebied daarom in de berekeningen meegenomen. Hierbij is voor alle bebouwd gebied aangenomen, dat 60% van de oppervlakte onverhard is.

Het areaal bebouwd gebied is bepaald op basis van de landgebruikkaart (LGN, 2004). Voor dit gebied is een STONE plot geselecteerd, die bestaat uit natuur-grasland met een GT van 4. Hierbij wordt dus aangenomen, dat de bemesting in bebouwd gebied gering is en dat in bebouwd gebied overal goede drainage aanwezig is.

Voor deze plot zijn vervolgens de water- en nutriëntenafvoeren (vanuit het landsysteem) berekend. De water- en nutriëntenafvoeren uit bebouwd gebied kunnen vervolgens voor iedere afwateringseenheid worden bepaald<sup>16</sup> en worden toegekend aan het bijbehorende knooppunt van de oppervlaktewatermodellen (conform de toekenning van de water- en nutriëntenafvoeren vanuit de andere plots).

<sup>15</sup> Maat voor de wrijving in buizen en waterlopen.

<sup>16</sup> Hierbij wordt voor iedere afwateringseenheid de berekende water- en nutriëntenafvoer van de geselecteerde plot voor onverhard bebouwd gebied vermenigvuldigd met 60% van de oppervlakte bebouwd gebied binnen die afwateringseenheid.

Door het meenemen van het onverhard bebouwd gebied neemt de totale gemodelleerde oppervlakte van het stroomgebied van de Schuitenbeek toe van 6783 naar 7339 ha.

#### **3.6.4.4 Puntlozingen en –onttrekkingen**

In het stroomgebied van de Schuitenbeek vinden geen puntonttrekkingen plaats. Ten aanzien van puntlozingen bevindt zich alleen een riooloverstort ten westen van Putten. De exacte hoeveelheid en kwaliteit van het water van deze overstort zijn onbekend. In de systeemverkenning is geconcludeerd, dat deze overstort slechts een zeer gering effect heeft op de totale water- en stofbalans (Jansen et al, 2004). Deze overstort heeft alleen een (potentieel) effect op de waterkwaliteit benedenstrooms van het debietproportionele meetpunt.

Om die redenen is ook deze verfijningstap buiten beschouwing gelaten.

#### **3.6.4.5 Diffuse detailontwatering**

In Fase 2 zijn alleen de grotere waterlopen (A-watergangen) expliciet in de modelschematisering opgenomen. Alle overige waterlopen, zoals de kleinere sloten en greppels, maar ook meren en plassen, zijn buiten beschouwing gelaten of impliciet meegenomen in het oppervlak van het landsysteem. Deze overige waterlopen kunnen worden beschouwd als ‘diffuse detailontwatering’, waarbij het grootste deel van het water en de nutriënten eerst door deze kleine waterlopen zal stromen voordat het in de hoofdwaterlopen terecht komt.

In deze kleinere waterlopen kan echter ook berging van water en omzetting (retentie) van nutriënten plaatsvinden. Daarom wordt in Fase 3 een aanpassing geïntroduceerd om ook de processen in deze kleinere waterlopen te kunnen simuleren.

Deze aanpassing bestaat uit het bepalen van de oppervlakte van de kleinere waterlopen. De oppervlakte van het land(systeem) wordt vervolgens met deze waarde verminderd. Het oppervlaktewatersysteem wordt met deze oppervlakte voor diffuse detailontwatering vergroot.

De oppervlakte van de kleinere waterlopen (diffuse detailontwatering) is bepaald met behulp van de VIRIS 2005 gridbestanden, die afgeleid zijn van de Top10 vectorkaart. Deze oppervlakte wordt vervolgens verdisconteerd door per afwateringseenheid een additionele (fictieve) waterloop toe te voegen met een breedte en diepte van 1 meter en een talud van 1:1. De lengte van deze fictieve waterloop is zodanig, dat hiermee de totale oppervlakte van de diffuse detailontwatering binnen de betreffende afwateringseenheid wordt gerepresenteerd.

Omdat deze fictieve waterloop wel een correcte berging heeft maar (door de relatief grote lengte) een te hoge hydraulische weerstand is vervolgens de Chézy-coëfficiënt

van deze fictieve waterlopen verlaagd, afhankelijk van de lengte van de fictieve waterloop.

Door deze aanpassing van de schematisering van het oppervlaktewatersysteem en de correctie van het landsysteem neemt de totale gemodelleerde oppervlakte van het landsysteem per saldo iets af, van 7339 naar 7286 ha.

#### **3.6.4.6 Neerslag en verdamping**

In tegenstelling tot Fase 2 worden in Fase 3 ook de neerslag en verdamping op het oppervlaktewater meegenomen in de modellering. In combinatie met het introduceren van diffuse detailontwatering heeft dit tot gevolg, dat de totale neerslag en verdamping in het stroomgebied correct worden gemodelleerd. Behalve een betere waterbalans zal deze verfijningstap leiden tot een betere simulatie van de processen ten aanzien van de nutriënten.

Voor het toekennen van neerslag en verdamping zijn dezelfde databronnen gebruikt als voor het landsysteem. Voor neerslag zijn de KNMI neerslagstations Putten en Voorthuizen gebruikt; voor verdamping het KNMI hoofdstation De Bilt.

Voor het stroomgebied van de Schuitenbeek zal het effect van deze verfijningstap naar verwachting klein zijn, gezien het relatief geringe oppervlakte open water in dit stroomgebied.

### **3.6.5 Waterkwaliteit oppervlaktewatersysteem**

#### **3.6.5.1 Atmosferische depositie**

In Fase 3 is als verfijningstap ook de atmosferische depositie op het oppervlaktewater meegenomen. Hierbij is geen onderscheid gemaakt tussen droge en natte depositie<sup>17</sup>. Voor de modelberekeningen is de atmosferische depositie op akkerbouwland gebruikt. Hiervan zijn voor de periode van 1986-2000 jaargemiddelden beschikbaar.

De atmosferische depositie wordt constant over het jaar verondersteld.

#### **3.6.5.2 Inlaatconcentraties en puntlozingen**

In het stroomgebied van de Schuitenbeek wordt geen water ingelaten, zodat deze verfijningstap buiten beschouwing kan worden gelaten. Ook worden de puntlozingen door de riooloverstort ten westen van Putten buiten beschouwing gelaten, omdat enerzijds de exacte hoeveelheid en kwaliteit van het water van deze overstort

---

<sup>17</sup> In de gebruikte STONE data is alleen droge depositie beschikbaar. Deze is gecorrigeerd voor de natte depositie.



onbekend zijn en anderzijds deze overstort slechts een zeer gering effect heeft op de totale water- en stofbalans (Paragraaf 3.6.4.4).

### 3.6.5.3 Regionale parametrisatie

In Fase 2<sup>18</sup> zijn alle oppervlaktewater kwaliteitsmodellen met dezelfde procesparameters doorgerekend. Deze procesparameters zullen echter van gebied tot gebied kunnen verschillen. In Fase 3 is, op basis van elders opgedane ervaringen en ‘expert judgement’, een nadere inschatting gemaakt van de gebiedspecifieke procesparameters voor het oppervlaktewater kwaliteitsmodel.

De procesparameters betreffen:

- Parameters m.b.t. de biomassa, zoals sterftesnelheid, groeiafhankelijkheid (van nutriënten) en het percentage N en P waaruit de droge stof biomassa bestaat;
- Parameters m.b.t. interne processen, zoals mineralisatie, adsorptie/desorptie, sedimentatie (P) en denitrificatie (N).

De parameters met betrekking tot biomassa zijn opnieuw vastgesteld op basis van nieuwe literatuurgegevens in combinatie met ervaringen in andere projecten. Er is geen aanleiding om deze groep procesparameters (binnen Nederland) gebiedspecifiek te differentiëren, er vanuit gaande dat dezelfde plantensoorten in alle stroomgebieden kunnen voorkomen.

De parameters die de mineralisatie, sorptie, sedimentatie en denitrificatie beschrijven kunnen wel regionaal variëren, omdat zij afhankelijk zijn van toestandsvariabelen, systeemparameters en processen die niet expliciet of vereenvoudigd zijn meegenomen in de modelformulering, zoals bijvoorbeeld de zuurstofhuishouding, het nitrificatieproces en de dikte en samenstelling van de waterbodem. Deze parameters zijn voor het stroomgebied van de Schuitenbeek opnieuw vastgesteld op basis van expert judgement en ervaringen in andere projecten.

Tabel 8 geeft een overzicht van de procesparameters voor mineralisatie, denitrificatie en sedimentatie, waarbij ook wordt aangegeven of deze parameters in andere gebieden verschillen (d.w.z. of deze parameters al dan niet gebiedspecifiek zijn vastgesteld). Tabel 9 geeft de procesparameters die de sorptie bepalen. Een totaaloverzicht staat in Bijlage 10.

Tabel 8. Parameters mineralisatie, denitrificatie en sedimentatie.

Parameter	Eenheid	Waarde	Gebiedspecifiek
MineralizationRate $k_{mi}$	d <sup>-1</sup>	0.15	Nee
Q10Mineralization $\beta_{mi}$	-	0.047	Nee
DenitrificationRate kden	d-1	0.05	Ja
Q10Denitrification $\beta_{den}$	-	0.045	Nee
SedimentSinkSpeed ws	m.d-1	0.1	Ja

<sup>18</sup> D.w.z.: de Harmonisatie Fase 2

Tabel 9. Parameters sorptie

Parameter	Eenheid	Waarde	Gebiedspecifiek
LinSorptionNMin $k_{dNmin}$	$m_{pores}^3 \cdot g_s^{-1}$	0.00005	Ja
LinSorptionNMax $k_{dNmax}$	$m_{pores}^3 \cdot g_s^{-1}$	0.00005	Ja
LinSorptionNDayMax $t_{kadNmax}$ <sup>19</sup>	dag	240	Nee
LinSorptionPMin $k_{dPmin}$	$m_{pores}^3 \cdot g_s^{-1}$	0.007	Ja
LinSorptionPMax $k_{dPmax}$	$m_{pores}^3 \cdot g_s^{-1}$	0.007	Ja
LinSorptionPDayMax $t_{kadPmax}$ <sup>20</sup>	dag	30	Nee
BulkDensity $\rho_s$	$g \cdot m_s^{-3}$	1600000	Ja
SedimentThickness $H_{sed}$	m	0.02	Ja

<sup>19</sup> Faseverschuiving, die niet van toepassing is indien minimale en maximale sorptiecoëfficiënten gelijk zijn aan elkaar.

<sup>20</sup> Idem.



## 4 Resultaten Fase 3 modelsysteem

### 4.1 Inleiding

In Fase 2 heeft een regionale schematisering plaatsgevonden, en zijn op deze regionale schematisering landelijke modelparameters toegepast (STONE data). In Fase 3 zijn deze landelijke modelparameters (één voor één) geregionaliseerd.

In dit hoofdstuk worden de resultaten van de Fase 3 modelberekeningen gepresenteerd. De berekeningen zijn uitgevoerd voor de periode van 1986 tot en met 2000 (15 jaar). De Fase 3 berekeningen zijn uitgevoerd door de modelparameters die regionale verschillen vertonen stapsgewijs te verfijnen (zie Hoofdstuk 3).

Voor de Fase 3 modelberekeningen zijn –evenals in Fase 2– vier modules gebruikt:

- Waterkwantiteitsmodule voor het landsysteem
- Waterkwaliteitsmodule voor het landsysteem
- Waterkwantiteitsmodule voor het oppervlaktewatersysteem
- Waterkwaliteitsmodule voor het oppervlaktewatersysteem

Tabel 10 geeft voor deze vier modules een overzicht van de aanpassingen van de modelparameters<sup>21</sup>.

In dit hoofdstuk worden de eindresultaten van Fase 3 gepresenteerd. Hierbij worden zowel de resultaten van het gehele stroomgebied (Paragraaf 4.2), als van deelstroomgebieden gepresenteerd (Paragraaf 4.3). Er worden water- en stofbalansen opgesteld en er vindt toetsing met meetgegevens plaats<sup>22</sup>.

In Hoofdstuk 5 worden de resultaten verder becommentarieerd, waarbij ook de relatie tot de verfijningstappen in tabel 10 worden beschreven.

---

<sup>21</sup> Dit heeft betrekking op de verfijning (regionalisering) van datasets alsmede modelaanpassingen. Na de berekeningen van het land- en oppervlaktewatersysteem is nog een beperkte 'bandbreedte-analyse' uitgevoerd voor een aantal procesparameters; zie Hoofdstuk 5.

<sup>22</sup> In tegenstelling tot Fase 2 worden alleen de berekeningen van de oppervlaktewatermodellen getoetst. Omdat de toegevoegde waarde van oppervlaktewatermodellen in Fase 2 is aangetoond is het niet zinvol om ook nog de resultaten van de modellen van het landsysteem te vergelijken met de metingen. Daarnaast zijn er voor het landsysteem ook geen goede toetsgegevens (zie ook elders).

Tabel 10. *Overzicht stappen regionalisering modelparameters waterkwantiteit*

Module	Stap <sup>1,2,3)</sup>	Aanpassingen (verfijningen)
	Harmonisatie 3.0 (Referentie)	Uniforme methodiek schematisering gebruiken. Gebruik van nieuwe versie model SWAP (3.1.7.8)
Waterkwantiteitsmodule voor het landsysteem <sup>1)</sup>	3.1	Tijdstap veranderen van decade naar dag.
	3.2	Regionale meteorologische gegevens.
	3.3	Onderrand aanpassen (regionale wegzijgings- en kwelgegevens).
	3.4	Regionale peilen en drainageweerstand
Waterkwaliteitsmodule voor het landsysteem	3.6	Gebruik Modelversie ANIMO van STONE2.3
	3.7	Regionale nutriëntenconcentraties van het (diepe) grondwater (kwelkwaliteit).
	3.8	Regionale P-voorraad in de bodem.
	Gevoeligheidsanalyse watergetal	Bandbreedte watergetal voor denitrificatie
Waterkwantiteitsmodule voor het oppervlaktewatersysteem <sup>2)</sup>	3.11	Gebruik van nieuwe versies model SWQN en NuswaLite
	3.12 (Referentie)	Verbeterde koppeling landsysteem en oppervlaktewatersysteem (met modelberekeningen uit Stap 3.8)
	3.13	Correctie leggergegevens
	3.15	Toevoegen onverhard bebouwd gebied
	3.17	Toevoegen detailontwatering (door greppels en kleine watergangen)
	3.18	Toevoegen neerslag en verdamping op hoofdwaterlopen
Waterkwaliteitsmodule voor het oppervlaktewatersysteem <sup>3)</sup>	3.19	Toevoegen atmosferische depositie op hoofdwaterlopen
	3.21	Parameters oppervlaktewater-kwaliteitsmodel NuswaLite
	Gevoeligheidsanalyse regionale parameters NuswaLite	Bandbreedte regionale parameters NuswaLite

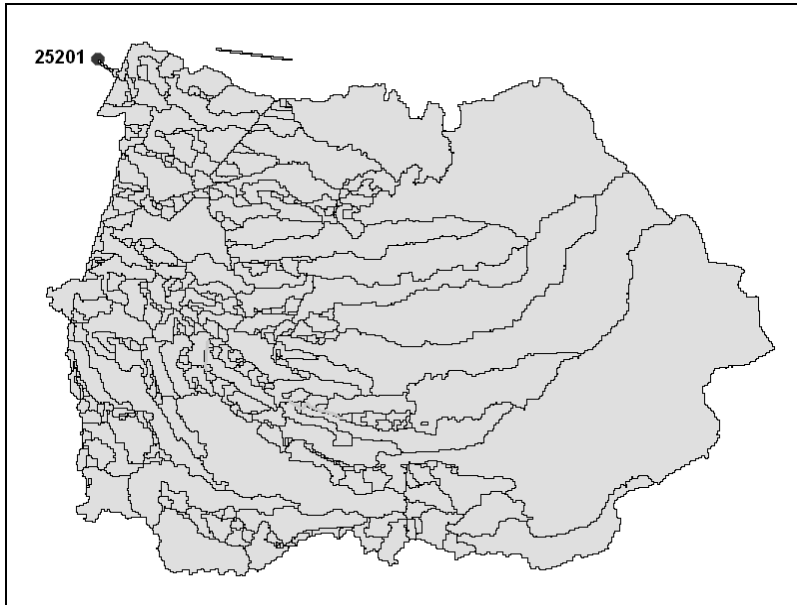
- <sup>1)</sup> Stap 3.5 is niet uitgevoerd. Deze stap betreft het aanpassen van de pakketdikte. De regionale data verschilden echter niet wezenlijk van de data die in Fase 2 zijn gebruikt.
- <sup>2)</sup> De stappen 3.14 en 3.16 zijn niet uitgevoerd. Deze stappen betreffen het toevoegen van ingelaten water en puntlozingen door RWZI's. Beide komen niet voor in het stroomgebied van de Schuitenbeek.
- <sup>3)</sup> De stappen 3.20 en 3.22 zijn niet uitgevoerd. Deze stappen betreffen het toevoegen van nutriëntenconcentraties van ingelaten water, van puntlozingen en van RWZI's. Deze komen niet voor in het stroomgebied van de Schuitenbeek.

## 4.2 Stroomgebied

### 4.2.1 Toetsing

De rekenresultaten zijn getoetst op de waterkwaliteit, waterafvoer en grondwaterstanden, aangezien hiervan meetgegevens beschikbaar zijn. De waterafvoer en waterkwaliteit zijn getoetst op Meetpunt 25201, het uitstroompunt voor het gehele stroomgebied (figuur 10)<sup>23</sup>.

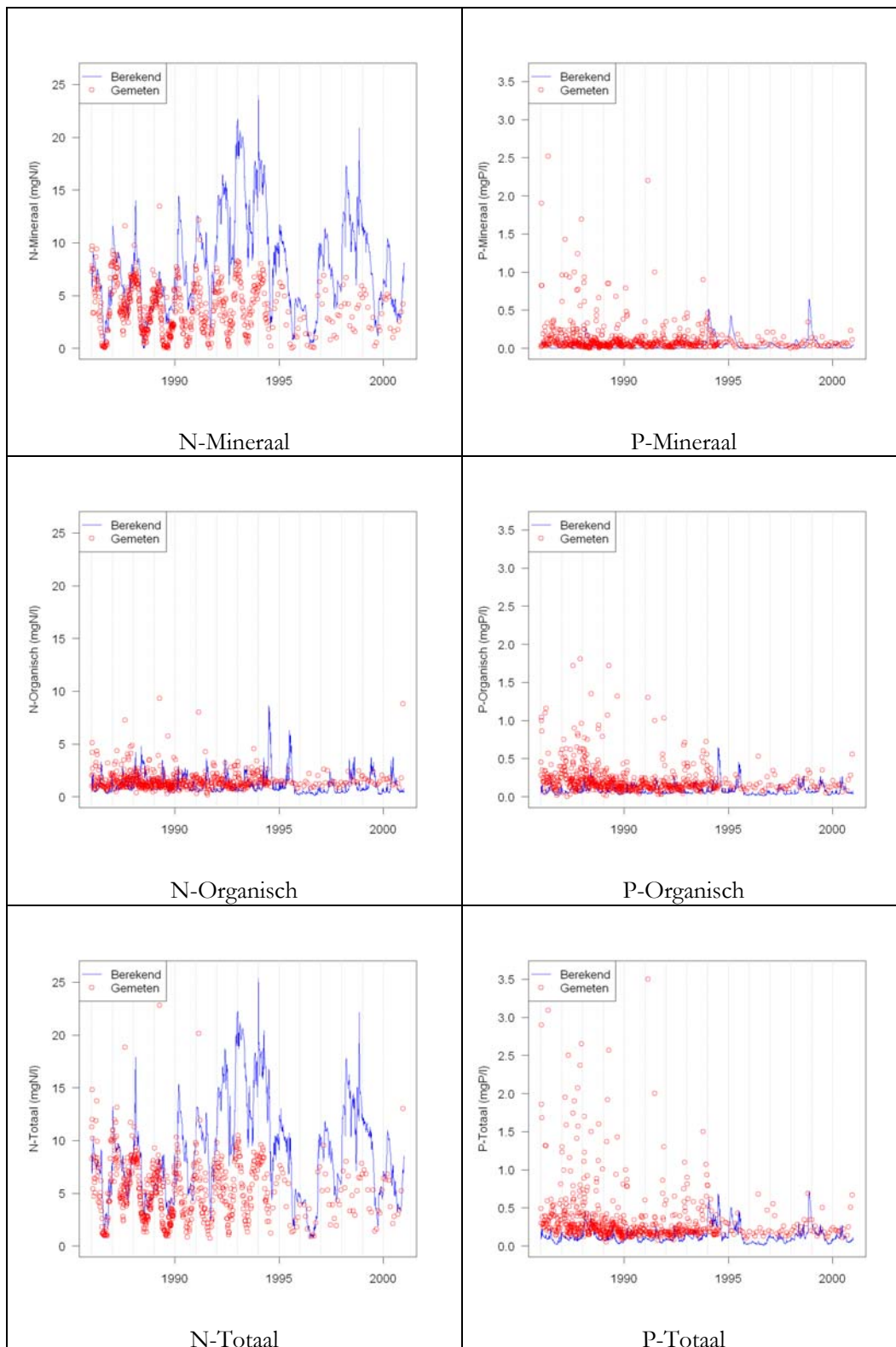
<sup>23</sup> Sinds 2004 is het uitstroompunt van de Schuitenbeek omgeleid en omgezet in een delta. Sindsdien is Meetpunt 25201 vervallen. De toetsgegevens op het debietproportionele meetpunt 25210 zijn betrouwbaarder dan die op 25201. Deze worden in Paragraaf 4.3.2 beschreven.



*Figuur 10. Meetpunt 25201 en achterland*

#### *Kwaliteit*

De gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties op het uitstroompunt (Meetpunt 25201) zijn in figuur 11 weergegeven. In de periode 1990 tot 1995 zijn de berekende concentraties N-mineraal (en daardoor ook N-totaal) aanzienlijk hoger dan de gemeten concentraties. Dat geldt zowel voor de minimum en maximum waarden.



Figuur 11. Oppervlaktewater kwaliteit Meetpunt 25201 (uitstroompunt).

Deze afwijking lijkt vooral bepaald te worden door natte jaren, omdat dezelfde afwijking wordt waargenomen in 1997 en 1998. In een aantal droge jaren is er een redelijke overeenkomst tussen gemeten en berekende waarden.

Voor fosfor worden voor alle jaren zowel P-mineraal als P-organisch te laag berekend. Daarnaast is er een tijdsverschil tussen de momenten waarop de gemeten en berekende piekwaarden (minima en maxima) optreden. Hierop wordt in Hoofdstuk 5 nader ingegaan.

#### *Waterafvoer*

Figuur 12 laat de berekende en gemeten afvoeren<sup>24</sup> zien voor meetpunt 25201 (het uitstroompunt). De berekende waterafvoeren komen voor de meeste jaren redelijk overeen met de gemeten (geschatte) waarden en ook de trend in de metingen wordt gevolgd. De gemiddelde berekende (geschatte) afvoer is 13,9 miljoen m<sup>3</sup> per jaar; de jaarlijkse afvoeren variëren sterk (van tot 4,5 miljoen m<sup>3</sup> per jaar in 1996 tot 26,5 miljoen m<sup>3</sup> in 1998). De overschatting van de gemiddelde jaarafvoer bedraagt ca. 23%.

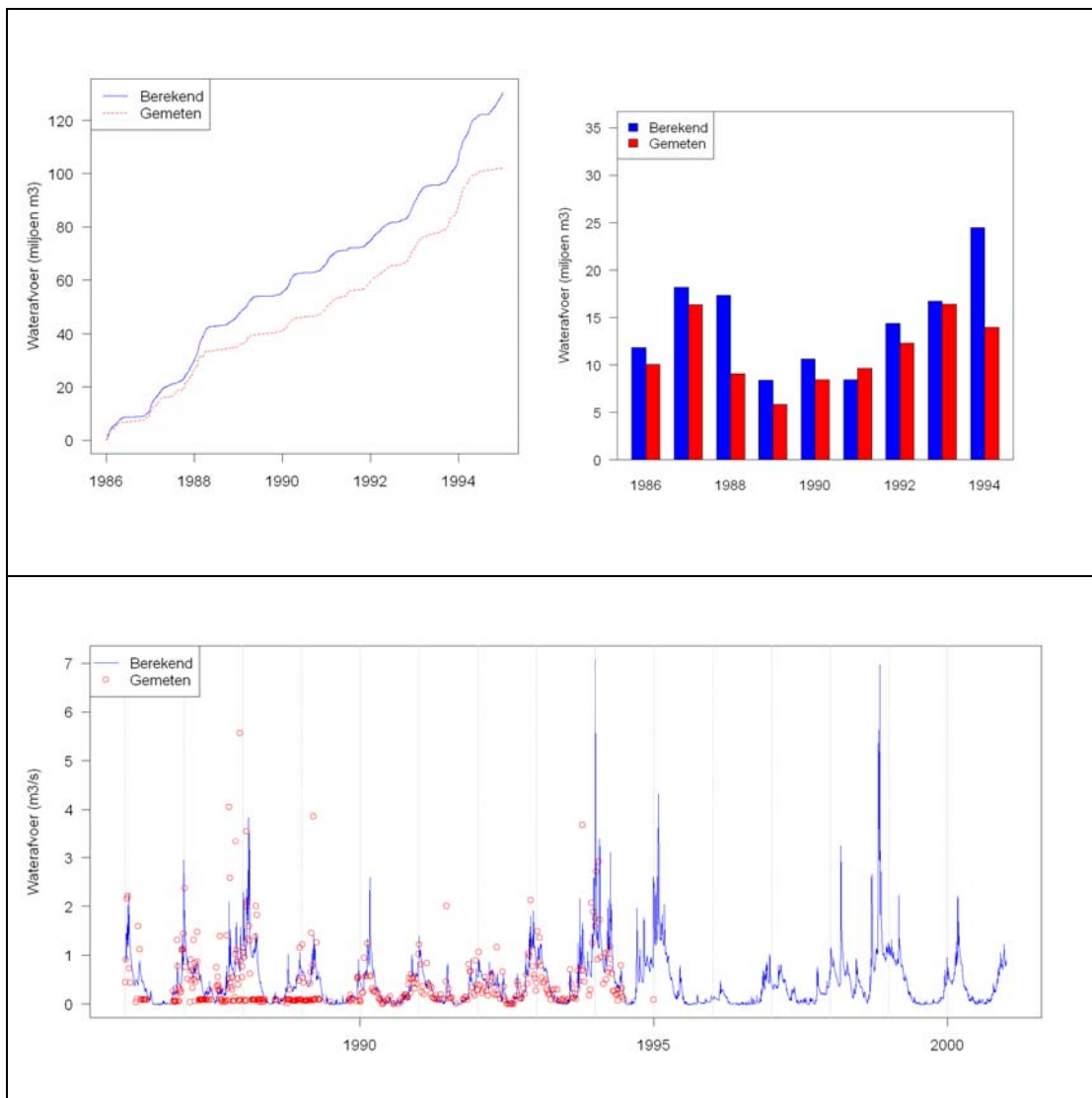
De jaren 1988 en 1994 vallen op vanwege een groot verschil tussen gemeten (geschatte) en berekende waarden. Dit is waarschijnlijk toe te schrijven aan onbetrouwbare metingen, die in deze periode erg (onrealistisch) lage waarden vertonen. In het iets bovenstrooms gelegen Meetpunt 25210 treedt dit verschil immers niet op (zie Paragraaf 4.3.2 en voetnoot 23).

De berekende jaarafvoeren zijn in de meeste jaren iets te hoog, zonder gecorreleerd te zijn aan de hoogte van de afvoer. Gezien de meetmethode en de beperkte meetfrequentie mogen (alleen) op basis hiervan echter nog geen harde conclusies worden getrokken. De toetsing op Meetpunt 25210 geeft een beter uitsluitsel inzake de rekenresultaten (Paragraaf 4.3.2).

---

<sup>24</sup> Dit zijn schattingen op basis van discrete metingen (met een Ott-molen).



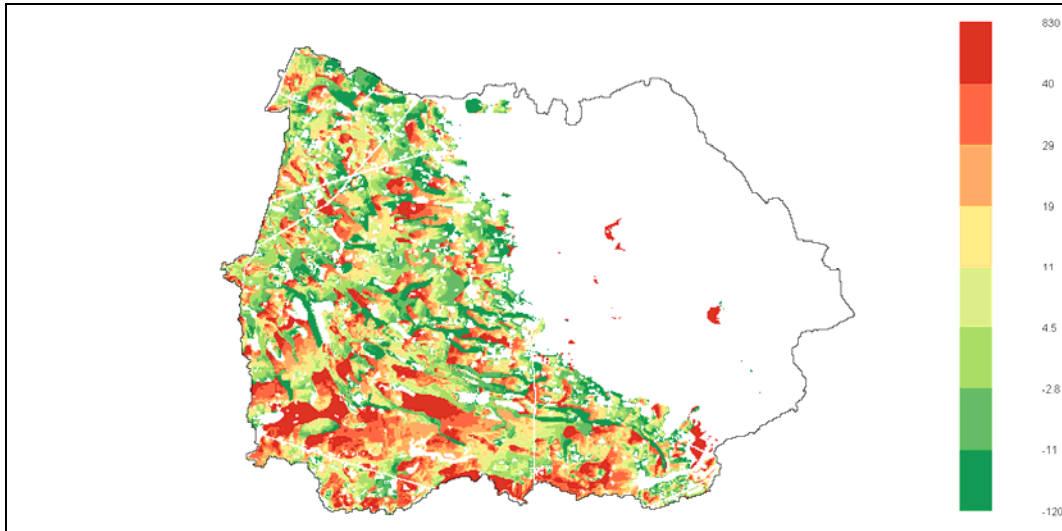


Figuur 12. Waterafvoer Meetpunt 25201 (uitstroompunt).

### Grondwaterstanden

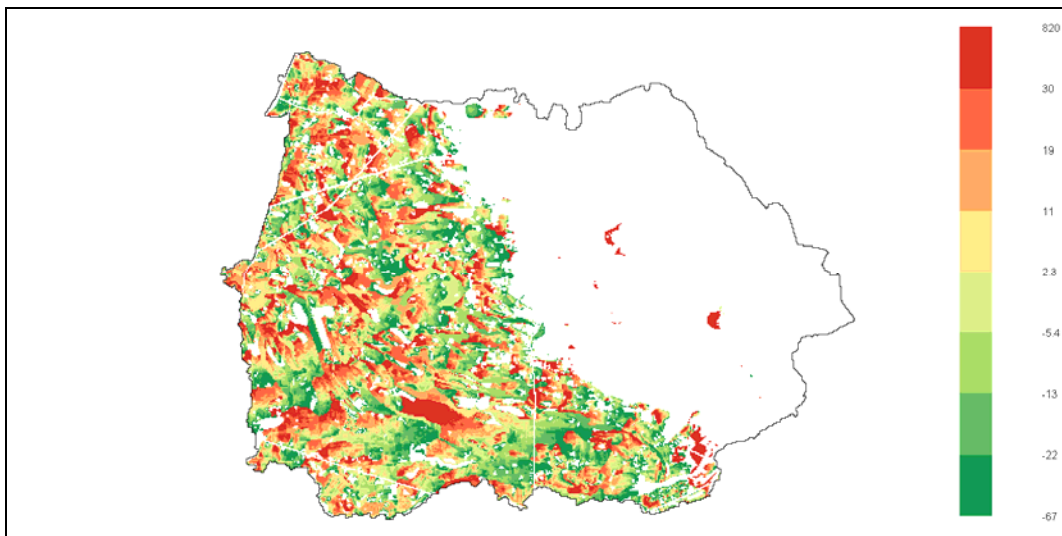
De grondwaterstanden zijn getoetst door voor de periode 1986-2000 de gemiddeld hoogste- (GHG) en gemiddeld laagste grondwaterstanden (GLG) te bepalen op basis van de modelberekeningen, en deze te vergelijken met de geactualiseerde (en neergeschaalde) GHG en GLG kaart. Alleen het westelijk deel van het stroomgebied kan worden geanalyseerd, omdat alleen hiervan deze GLG en GHG kaarten beschikbaar zijn.

Figuur 13 en figuur 14 geven het verschil tussen de berekende en gemeten grondwaterstanden. De (donker)groene delen betreffen vooral de beekdalen. Hier zijn de berekende grondwaterstanden van de plots dus te hoog. Dit geldt vooral voor de GHG.

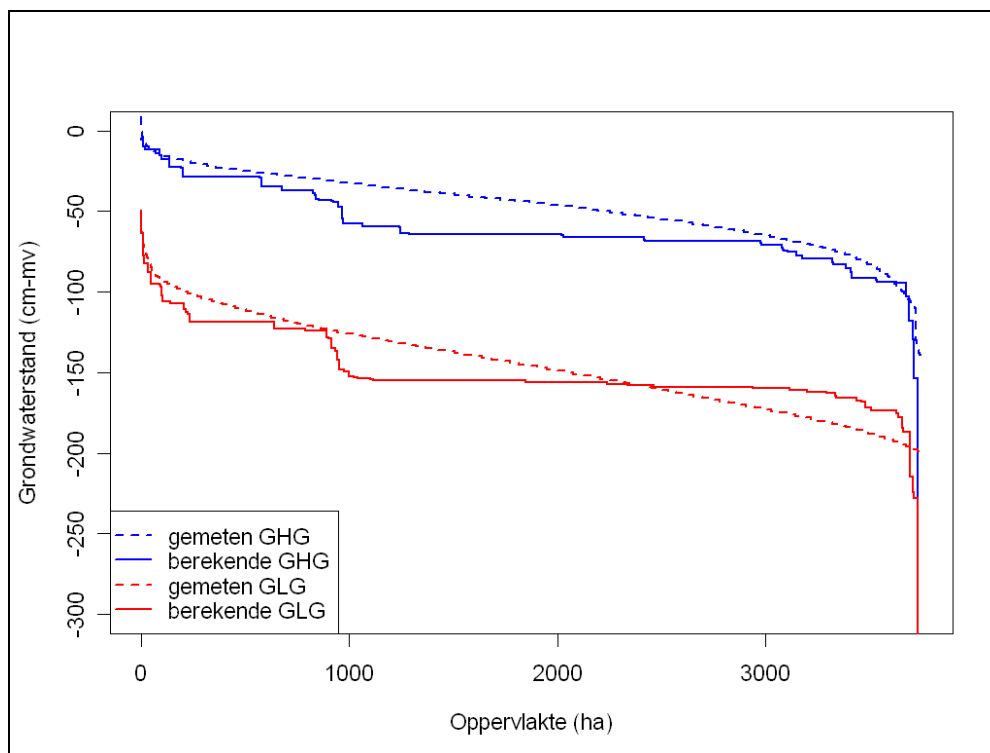


*Figuur 13 Verschillen tussen berekende en gemeten GHG (een positief verschil betekent dat de berekende GHG dieper is dan de gemeten GHG)*

Wanneer een cumulatieve oppervlakteverdeling wordt berekend van de berekende en gemeten GHG en GLG blijkt dat de GHG gemiddeld (over het gehele gebied) wat te laag wordt berekend (figuur 15). De waargenomen overschatting van de afvoer op het uitstroompunt (zie hierboven), en ook elders in het gebied (zie Paragraaf 4.3.2), is dus vooral gerelateerd aan de te hoge GHG in de beekdalen. Omdat de grondwaterstanden in de beekdalen met de huidige plotbenadering niet goed kunnen worden gevolgd is een meer gedetailleerde ruimtelijke schematisering nodig.



*Figuur 14 Verschillen tussen berekende en gemeten GLG (een positief verschil betekent dat de berekende GLG dieper is dan de gemeten GLG).*



Figuur 15. Cumulatieve oppervlakteverdeling van de berekende en gemeten GHG en GLG.

## 4.2.2 Balansen

### Waterbalansen

In tabel 11 en tabel 12 zijn de berekende gemiddelde waterbalansen van, respectievelijk, het landsysteem en het oppervlaktewatersysteem weergegeven. Door de koppeling van het land- en watersysteem middels de afwateringseenheden (Paragraaf 3.3) dient de uitgaande term ‘Afvoer door ontwatering’ in tabel 11 gelijk te zijn aan de ingaande term ‘Drainage vanuit landsysteem’ in tabel 12<sup>25</sup>.

Tabel 11. Berekende waterbalans van het landsysteem, langjarig gemiddelde over 1986-2000

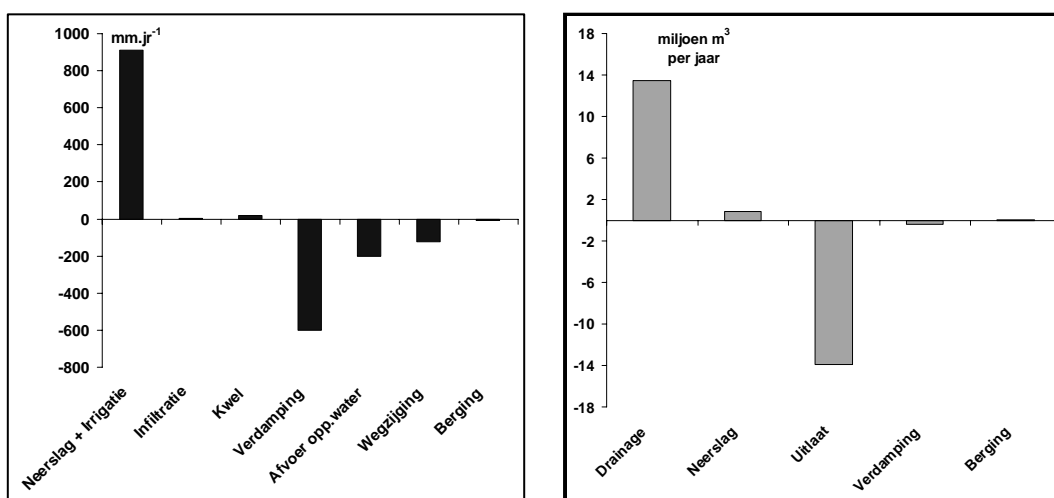
Oppervlakte balansgebied	6781 ha		
IN	mm	UIT	mm
Neerslag	907.6	Oppervlakkige afspoeling	0.0
Beregening	1.2	Verdamping	600.1
Infiltratie vanuit oppervlaktewater	4.3	Afvoer door ontwatering	202.8
Kwel	17.6	Wegzijging	122.8
Totaal	930.7		925.7
Bergingverschil (toename)			5.1

<sup>25</sup> Er is een klein verschil, omdat de oppervlakte van het landsysteem in Tabel 11 eerst is gecorrigeerd voor de oppervlakte open water. Het verschil tussen de oppervlaktes 6781 ha en 7286 ha komt overeen met de oppervlakte van het bebouwd gebied (zie Paragraaf 3.5.4.3).

Tabel 12. Berekende waterbalans van het oppervlaktewatersysteem, langjarig gemiddelde over 1986-2000

Oppervlakte balansgebied		7286 ha	
IN	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	UIT	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>
Drainage vanuit landsysteem	13.46	Uitlaat	13.88
Neerslag	0.87	Infiltratie naar landsysteem	0.01
		Verdamping	0.44
Totaal	14.33		14.33
Bergingsverschil			0.00

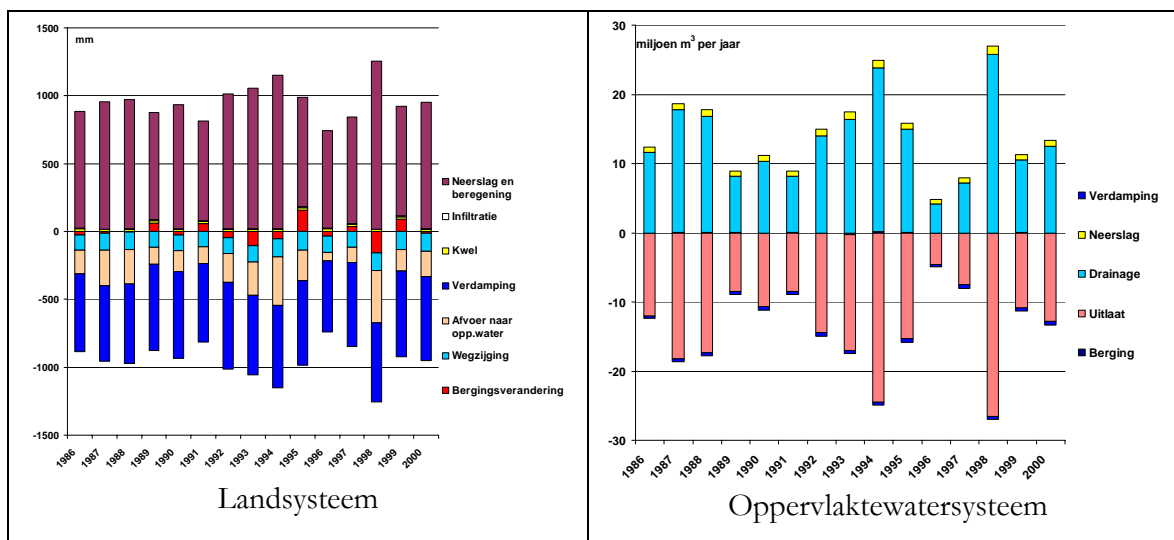
Beide balansen zijn gevisualiseerd in figuur 16, waarbij de inkomende termen positief en de uitgaande termen negatief zijn weergegeven. Uit figuur 16 volgt, dat het Schuitenbeekgebied grotendeels een wegzijgingsgebied is, waarbij de kwel slechts een kleine term is. Ook de neerslag op- en verdamping van het oppervlaktewater zijn gering; vrijwel al het water dat het gebied verlaat is afkomstig van het landsysteem.



Figuur 16. Berekende waterbalansen land- en watersysteem, langjarig gemiddelde over 1986-2000

In figuur 17 zijn de jaarlijkse waterbalanstermen van het land- en oppervlakte-watersysteem weergegeven. In deze figuur is de directe relatie tussen de hoeveelheid neerslag en de afvoer te zien.

In een nat jaar neemt de berging van water in het landsysteem toe. De bergingsveranderingen in het oppervlaktewatersysteem zijn echter zeer gering, het oppervlaktewatersysteem heeft een zeer geringe bergingscapaciteit.



Figuur 17. Jaarlijkse waterbalansen van het landsysteem en het oppervlaktewatersysteem

### Stofbalansen Stikstof

In tabel 13 en tabel 14 zijn de stikstofbalansen van respectievelijk het landsysteem en het oppervlaktewatersysteem weergegeven voor het gehele stroomgebied. In figuur 18 zijn beide balansen gevisualiseerd. Door de koppeling van het land- en watersysteem (Paragraaf 3.3) dient de uitgaande term 'Afvoer door ontwatering' in tabel 13 gelijk te zijn aan de ingaande term 'Aanvoer vanuit landsysteem' in tabel 14<sup>26</sup>.

Tabel 13 geeft gemiddelde waarden voor het gehele gebied. De stikstofbemesting is echter sterk afhankelijk van het landgebruik, en varieert van nihil in natuurgebieden tot 637 kg/ha voor grasland (Bijlage 9). Deze verschillen zijn ook terug te vinden in de balansen voor de deelstroomgebieden Paragraaf 4.3.3).

Tabel 13. Stikstofbalans van het landsysteem, langjarig gemiddelde 1986-2000

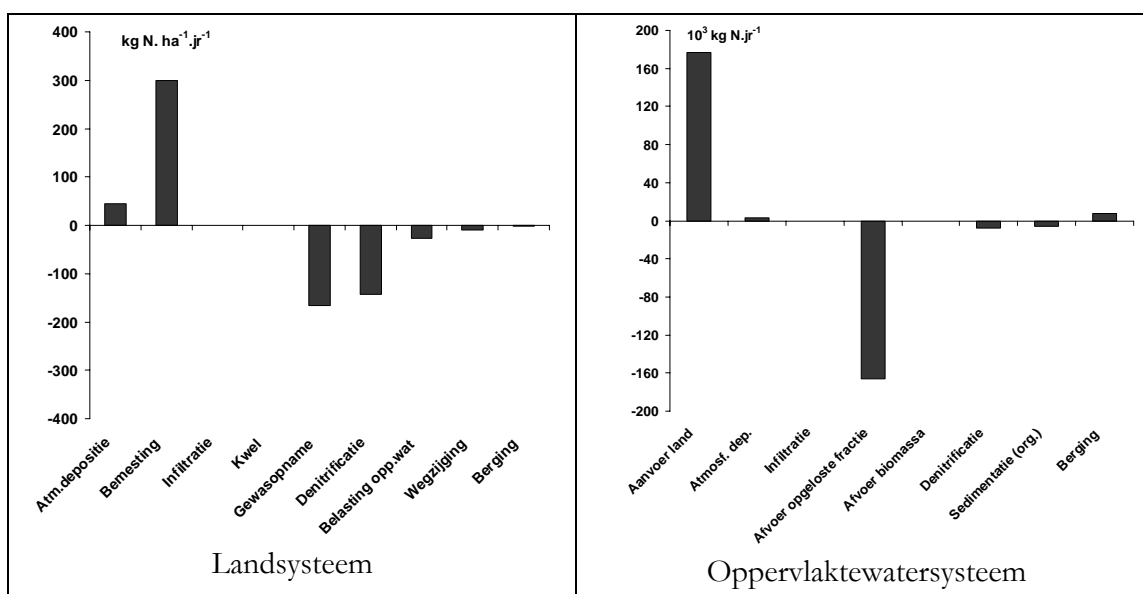
Oppervlakte balansgebied		6781 ha	
IN	kg.ha <sup>-1</sup>	UIT	kg.ha <sup>-1</sup>
Atmosferische depositie	45.0	Oppervlakkige afspoeling	0.0
Bemesting	299.3	Ammoniakvervluchtiging	0.0*
Infiltratie vanuit oppervlaktewater	0.2	Denitrificatie	143.4
Kwel	0.1	Netto gewasonttrekking	166.7
		Afvoer door ontwatering	26.4
		Wegzijging	10.4
Totaal	344.6		346.9
Bergingsverschil (afname)			2.3

\* De bemesting is gecorrigeerd voor ammoniakvervluchtiging; daarom heeft de ammoniakvervluchtiging de waarde 0.

<sup>26</sup> Zie ook de opmerkingen bij tabel 11 en tabel 12.

Tabel 14. Stikstofbalans van het oppervlaktewatersysteem, langjarig gemiddelde 1986-2000

Oppervlakte balansgebied		7286 ha	
IN	10 <sup>3</sup> kg N	UIT	10 <sup>3</sup> kg N
Aanvoer vanuit landsysteem	177.0	Afvoer opgeloste fractie	166.0
Atmosferische depositie	2.8	Afvoer biomassa	0.2
		Sedimentatie organisch	6.0
		Infiltratie naar landsysteem	0.1
		Denitrificatie	7.6
Totaal	179.7		179.7
Bergingsverschil			0



Figuur 18 Berekende stikstofbalansen (langjarig gemiddelde van 1986-2000)

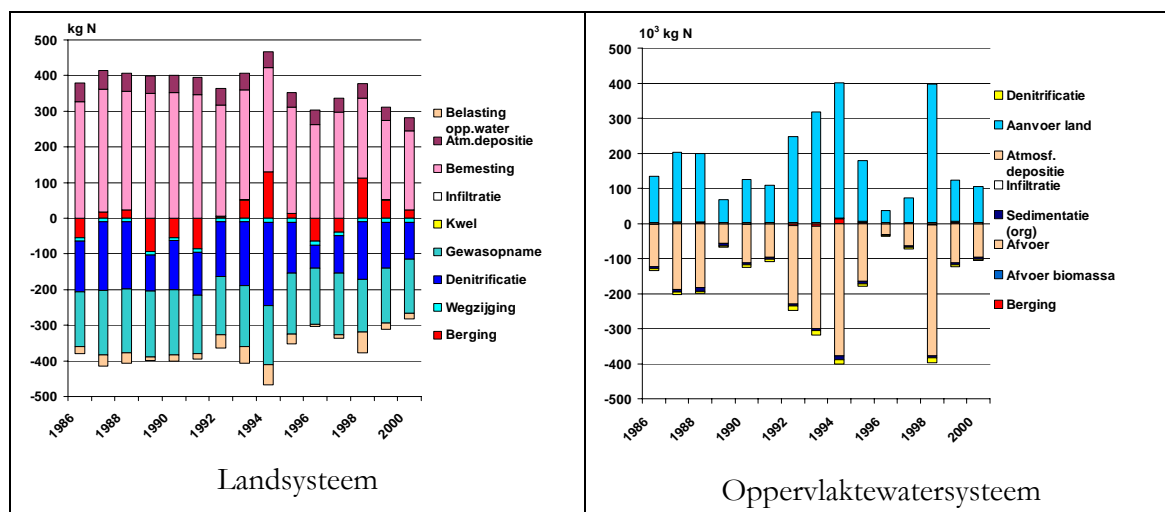
Uit tabel 13 en figuur 18 volgt dat de bemesting verreweg de grootste balanspost is. Het grootste deel van de stikstof verdwijnt door denitrificatie en gewasopname. Van het stikstof dat in het oppervlaktewater terecht komt wordt het grootste deel afgevoerd in opgeloste fractie. De retentie door denitrificatie (in het oppervlaktewater) en sedimentatie is laag, ca. 10%<sup>27</sup>. Dit wijst op een zeer snel reagerend systeem, met korte verblijftijden van het water.

In figuur 19 zijn de jaarlijkse stikstofbalansen voor 1986-2000 weergegeven, voor zowel het landsysteem als het oppervlaktewatersysteem. Met de afnemende bemesting neemt ook de voorraad stikstof (berging) in de bodem af.

De belasting van het oppervlaktewater is slechts een kleine post in de totale balans van het landsysteem. Figuur 19 laat zien, dat deze belasting sterk varieert in de tijd. In

<sup>27</sup> Er is in het oppervlaktewater kwaliteitsmodel een nieuwe balanstern geïntroduceerd, namelijk de sedimentatie van organisch materiaal. Dit betreft organisch materiaal in de vorm van afgestorven biomassa, welke sedimenteert alvorens in opgeloste fractie over te gaan. De reden om deze aanpassing te introduceren is dat in voorgaande modelversies de afstervende biomassa direct in opgeloste fractie werd omgezet, in plaats van een geleidelijke omzetting. Vooral voor snel reagerende systemen leidde dit tot onjuiste concentraties mineraal stikstof.

natte jaren (1994 en 1998) is de stikstofbelasting vanuit het landsysteem relatief hoog, in droge jaren (1989 en 1996) is deze laag.



Figuur 19 Jaarlijkse stikstofbalansen.

### Stofbalansen fosfor

In tabel 15 en tabel 16 zijn de fosforbalansen van respectievelijk het landsysteem en het oppervlaktewatersysteem weergegeven voor het gehele stroomgebied. In figuur 20 zijn beide balansen gevisualiseerd.

Tabel 15 geeft gemiddelde waarden voor het gehele gebied. De fosforbemesting is echter sterk afhankelijk van het landgebruik, en varieert van nihil in natuurgebieden tot 107 kg/ha voor maïs (Bijlage 9). Deze verschillen zijn ook terug te vinden in de balansen voor de deelstroomgebieden Paragraaf 4.3.3).

Tabel 15. Fosforbalans van het landsysteem

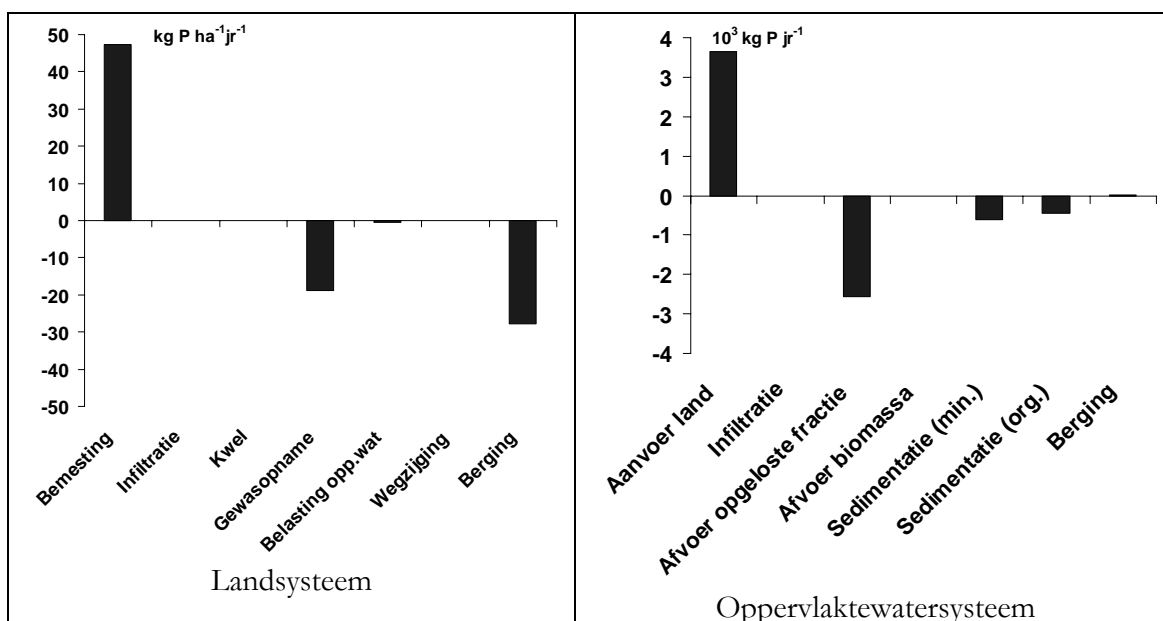
Oppervlakte balansgebied		6781 ha	
IN	kg.ha <sup>-1</sup>	UIT	kg.ha <sup>-1</sup>
Bemesting	47.31	Oppervlakkige afspoeling	0.0
Infiltratie vanuit oppervlaktewater	0.0	Netto gewasonttrekking	18.95
Kwel	0.03	Afvoer door ontwatering	0.54
		Wegzijing	0.02
Totaal	47.34		19.50
Bergingsverschil (toename)			27.80

Tabel 16. Fosforbalans van het oppervlaktewatersysteem

Oppervlakte balansgebied		7286 ha	
IN	10 <sup>3</sup> kg P	UIT	10 <sup>3</sup> kg P
Aanvoer vanuit landsysteem	3.7	Afvoer opgeloste fractie	2.6
		Afvoer biomassa	0.0
		Sedimentatie organisch	0.5
		Sedimentatie mineraal	0.6
		Infiltratie naar landsysteem	0.0
Totaal	3.7		3.7
Bergingsverschil			-0.0

Uit tabel 15 en figuur 20 volgt dat de bemesting verreweg de grootste balanspost is (en vrijwel de enige bron). Het grootste deel van het fosfor wordt opgeslagen in de bodem, daarnaast wordt fosfor door de planten opgenomen. Slechts een zeer klein deel komt in het oppervlaktewater terecht.

Van het fosfor dat in het oppervlaktewater terecht komt wordt het grootste deel afgevoerd in opgeloste fractie. De retentie (door sedimentatie) is ongeveer 30%.

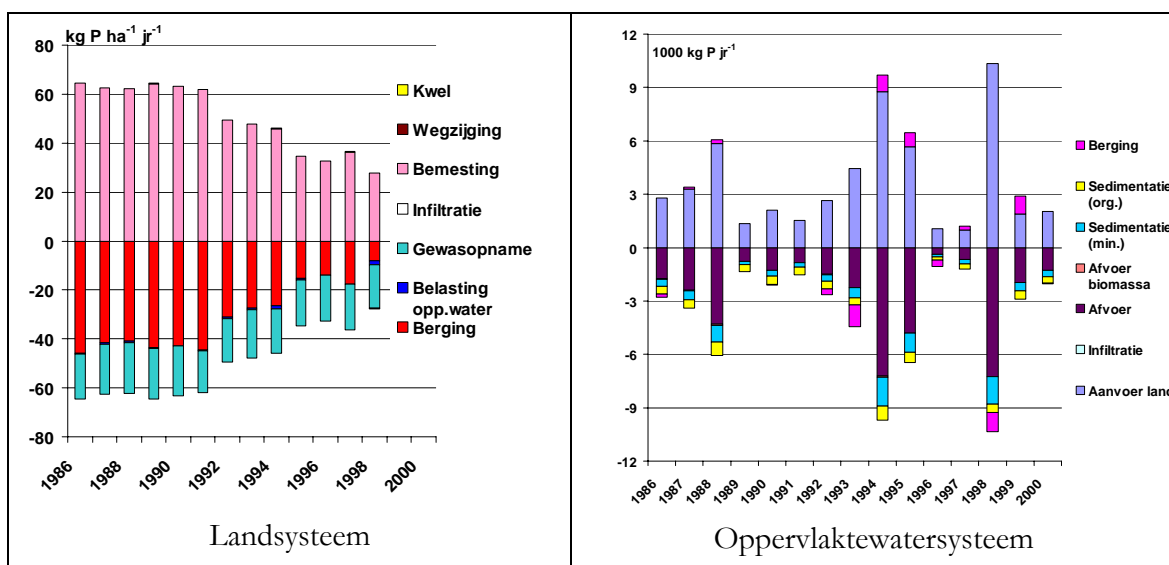


Figuur 20 Berekende fosforbalansen (langjarig gemiddelde van 1986-2000)

In figuur 21 zijn de jaarlijkse fosforbalansen voor 1986-2000 weergegeven, voor zowel het landsysteem als het oppervlaktewatersysteem. De afname van de bemesting resulteert in minder voorraadvorming in de bodem, maar de absolute hoeveelheid opgeslagen fosfor neemt nog steeds toe. De afnemende bemesting resulteert dus niet in een afnemende trend van de belasting van het oppervlaktewater.

De belasting van het oppervlaktewater is slechts een klein deel van de balans van het landsysteem. Figuur 21 laat zien, dat deze belasting sterk varieert in de tijd. Net als bij stikstof is de fosforbelasting vanuit het landsysteem relatief hoog in natte jaren (1994 en 1998) en laag in droge jaren (1989 en 1996).





Figuur 21 Jaarlijkse fosforbalansen

## 4.3 Deelgebieden

### 4.3.1 Inleiding

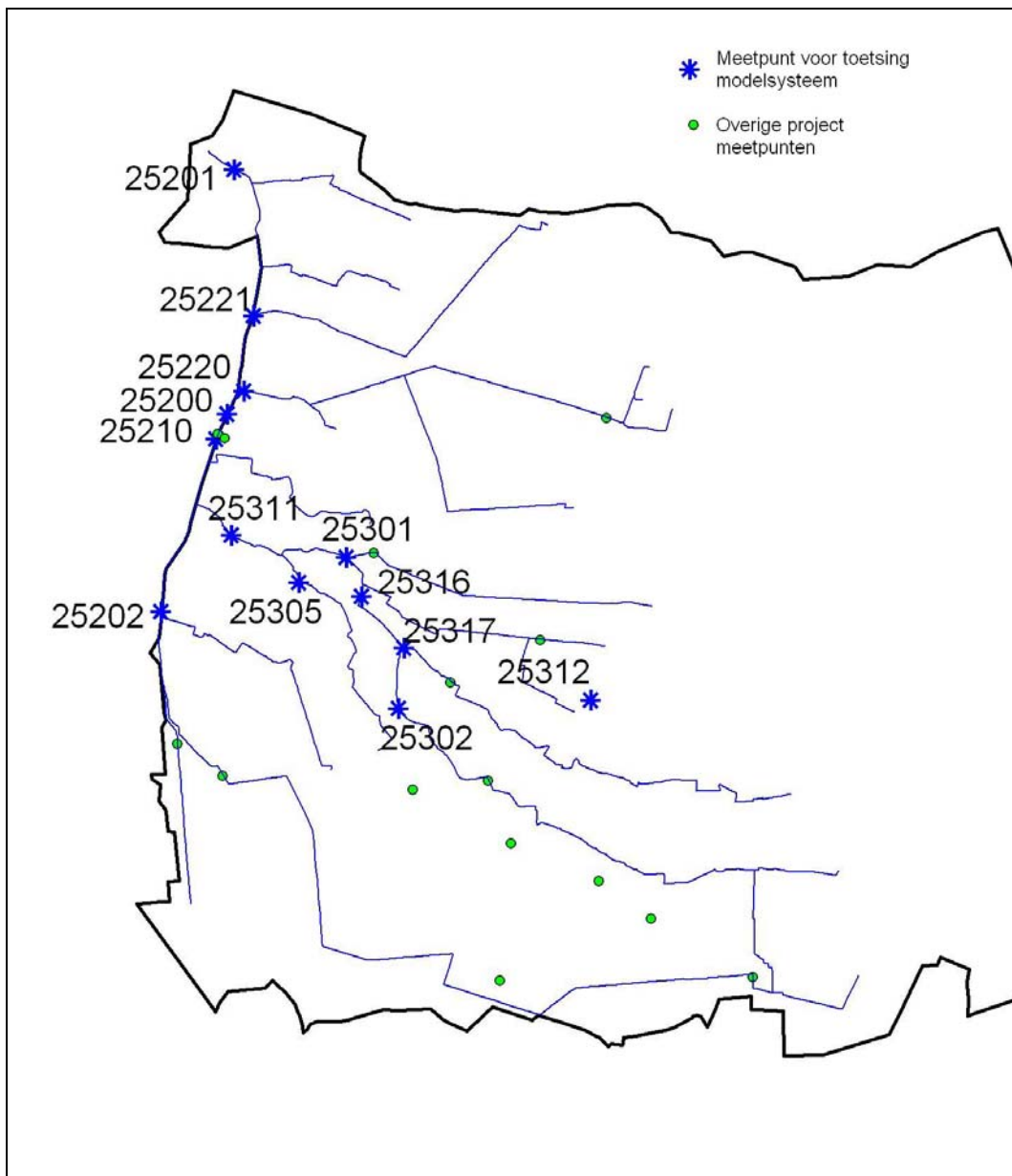
Eén van de doelstellingen van Fase 3 is het kunnen beoordelen of deelgebieden goed gemodelleerd kunnen worden met het gekozen modelinstrumentarium en de regionale data, en of hierbij een verbetering optreden ten opzichte van Fase 2. De deelgebieden zijn gekozen op basis van de meetpunten, zodat getoetst kan worden op de meetgegevens (Paragraaf 4.3.2). Ook zijn voor deze deelgebieden balansen opgesteld (Paragraaf 4.3.3).

### 4.3.2 Toetsing

Voor de periode 1986 t/m 2000 zijn voor 12 meetpunten in het gebied meetreeksen met een relatief grote hoeveelheid gegevens beschikbaar. Dit zijn de meetpunten 25200, 25202, 25210, 25220, 25221, 25301, 25302, 25305, 25311, 25312, 25316 en 25317. De locaties van deze meetpunten zijn weergegeven in figuur 22.

Op meetpunt 25210 zijn de concentraties stikstof en fosfor debietproportioneel geregistreerd, op de andere meetpunten zijn steekmonsters genomen. De afvoeren zijn op meetpunt 25210 met behulp van een automatische meetstuw gemeten<sup>28</sup>. Op de overige meetpunten zijn de afvoeren periodiek met een Ott-molen bepaald. Voor de toetsing zijn de berekende waterafvoeren en -kwaliteit (stikstof en fosfor) vergeleken met de gemeten waterafvoeren en -kwaliteit op deze 12 meetpunten.

<sup>28</sup> Voor de toetsing zijn naar dagcijfers opgeschaalde kwartiercijfers gebruikt.



Figuur 22. Locaties meetpunten voor toetsing

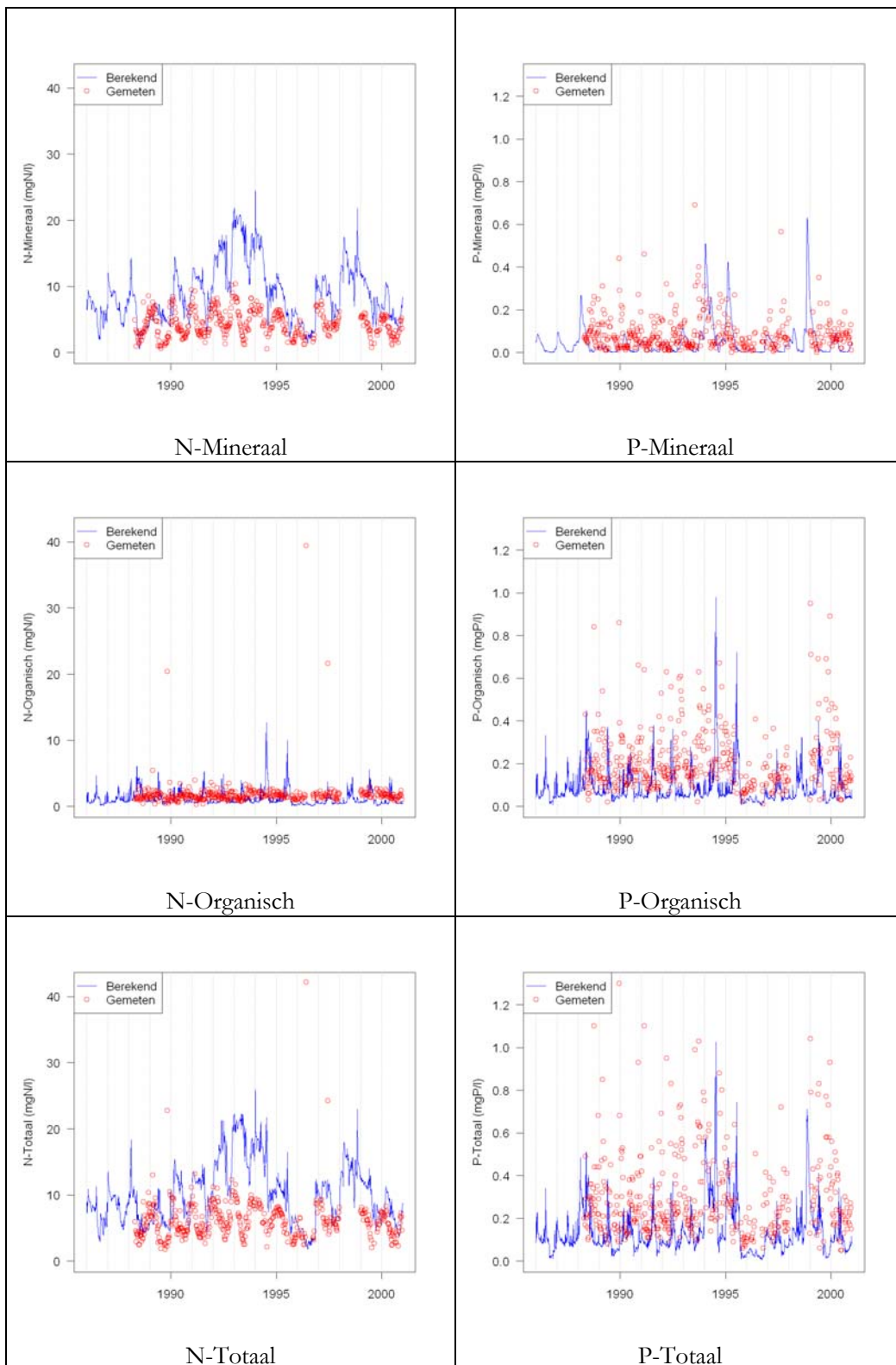
### Kwaliteit

Een overzicht van de resultaten van de waterkwaliteitsberekeningen is weergegeven in Bijlage 6. De toetsing van de waterkwaliteit op de meetpunten 25210, 25311 en 25316 is weergegeven in figuur 23, figuur 24 en figuur 25. Voor alle meetpunten geldt, dat de berekende concentraties mineraal stikstof te hoog zijn. Dit betreft vrijwel de gehele periode (inclusief de minima en maxima), met uitzondering van een paar zeer droge jaren. Vooral op het uitstroompunt van de Veldbeek worden de concentraties mineraal stikstof sterk overschat.

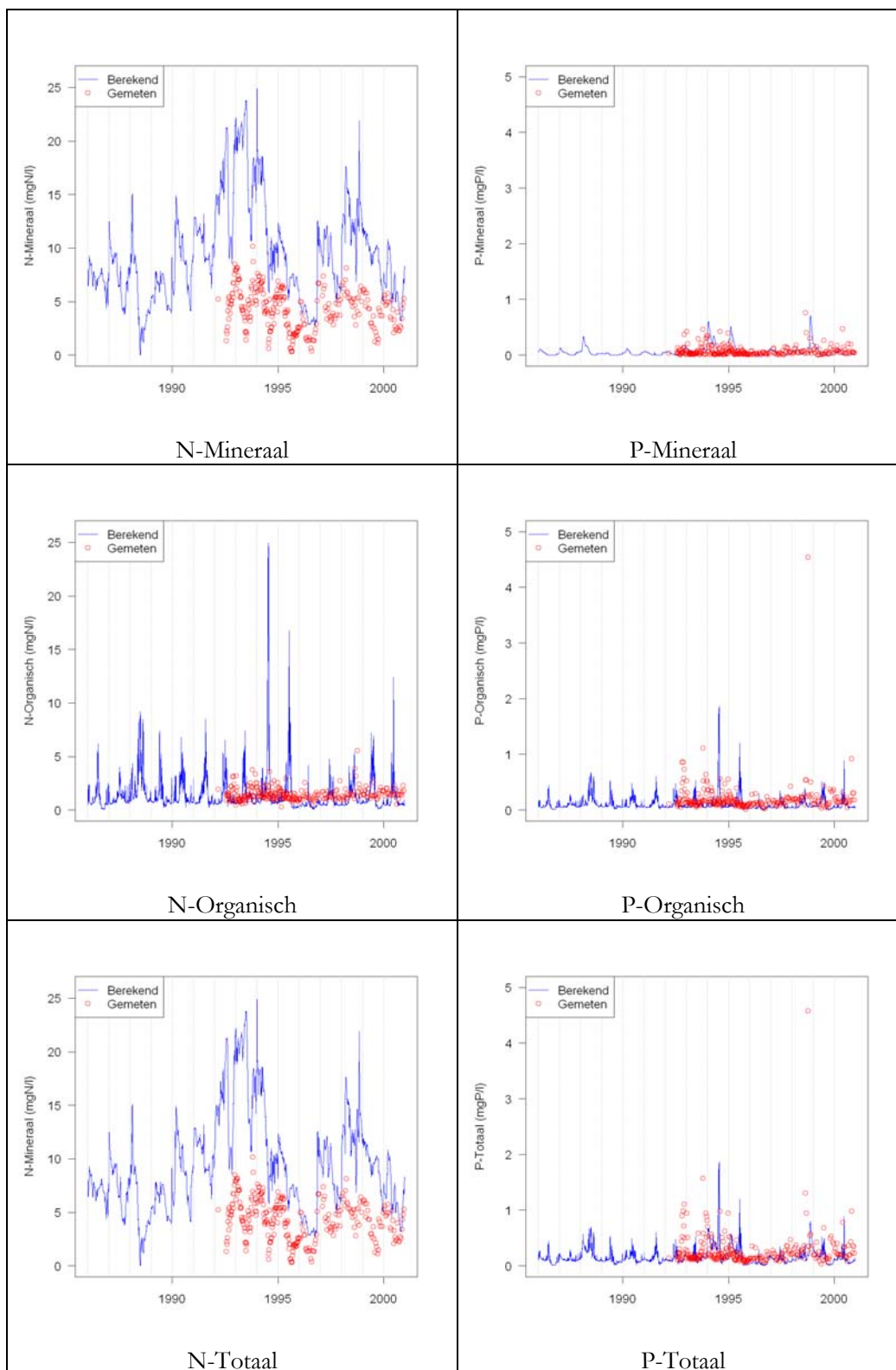
De berekende concentraties organisch stikstof zijn doorgaans te laag, maar de pieken worden juist weer te hoog berekend.

De berekende fosforconcentraties zijn doorgaans te laag, vooral organisch fosfor. Dit geldt ook voor de piekwaarden, die bovendien vaak niet op de juiste tijdstippen worden berekend.

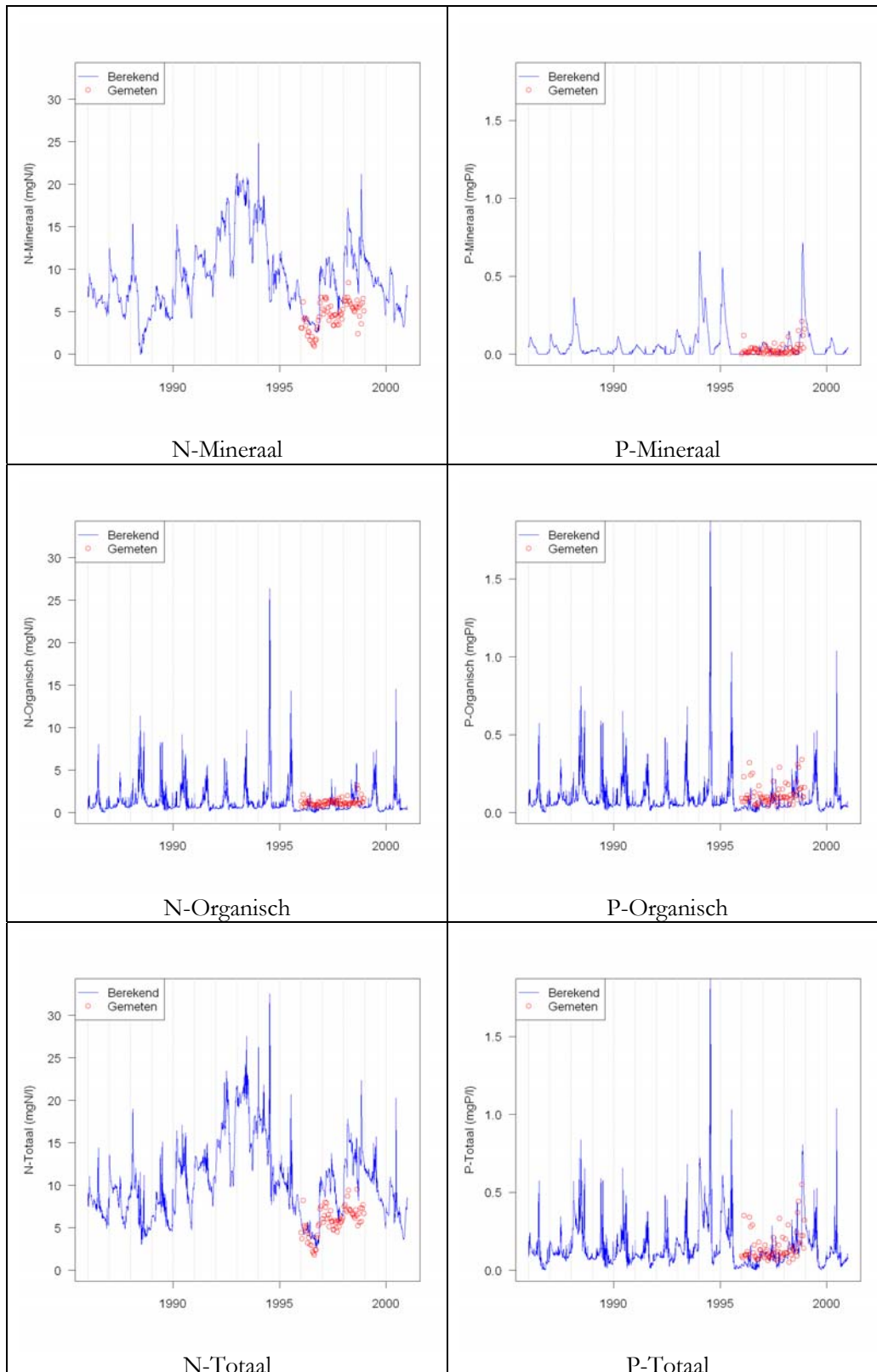
Een deel van de waargenomen afwijkingen kan worden verklaard door onnauwkeurigheden in de hydrologische berekeningen. De hydrologische toestand heeft een directe invloed op processen (bijvoorbeeld denitrificatie). Een erg belangrijke factor is ook de verdeling van de afvoer over de ontwateringsniveaus. Een onjuiste afvoerverdeling over de ontwateringsniveaus kan bijvoorbeeld leiden tot onjuiste hoeveelheden oppervlakkige afspoeling/erfafspoeling van organisch materiaal. Ook spelen de waterkwaliteitsparameters en de gebruikte modellen een belangrijke rol. Één en ander wordt verder uiteengezet in Hoofdstuk 5.



Figuur 23 Gemeten en berekende N- en P-concentraties bij meetpunt 25210



Figuur 24 Gemeten en berekende N- en P-concentraties bij meetpunt 25311



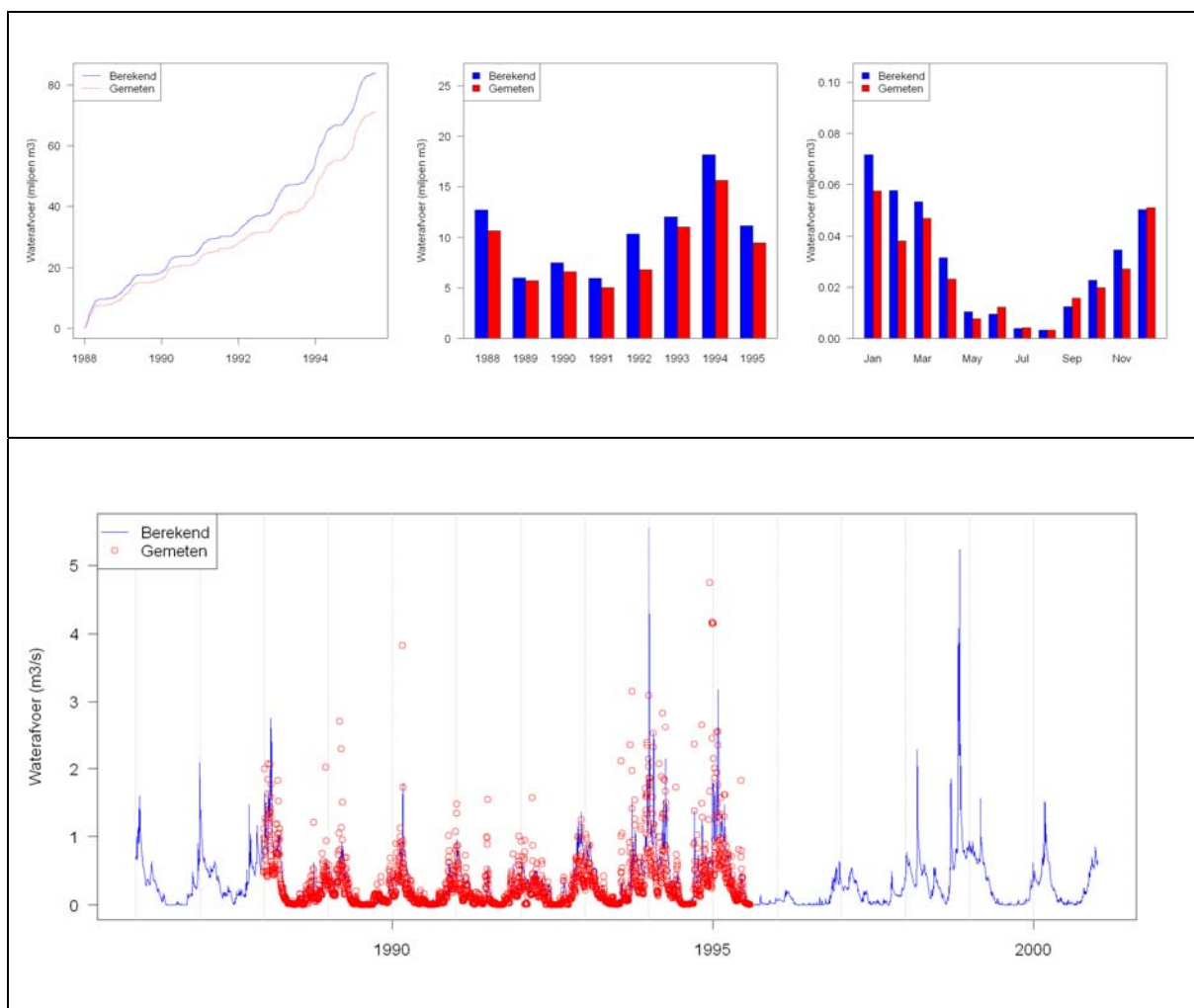
*Figuur 25 Gemeten en berekende N- en P-concentraties bij meetpunt 25316*

### Waterafvoer

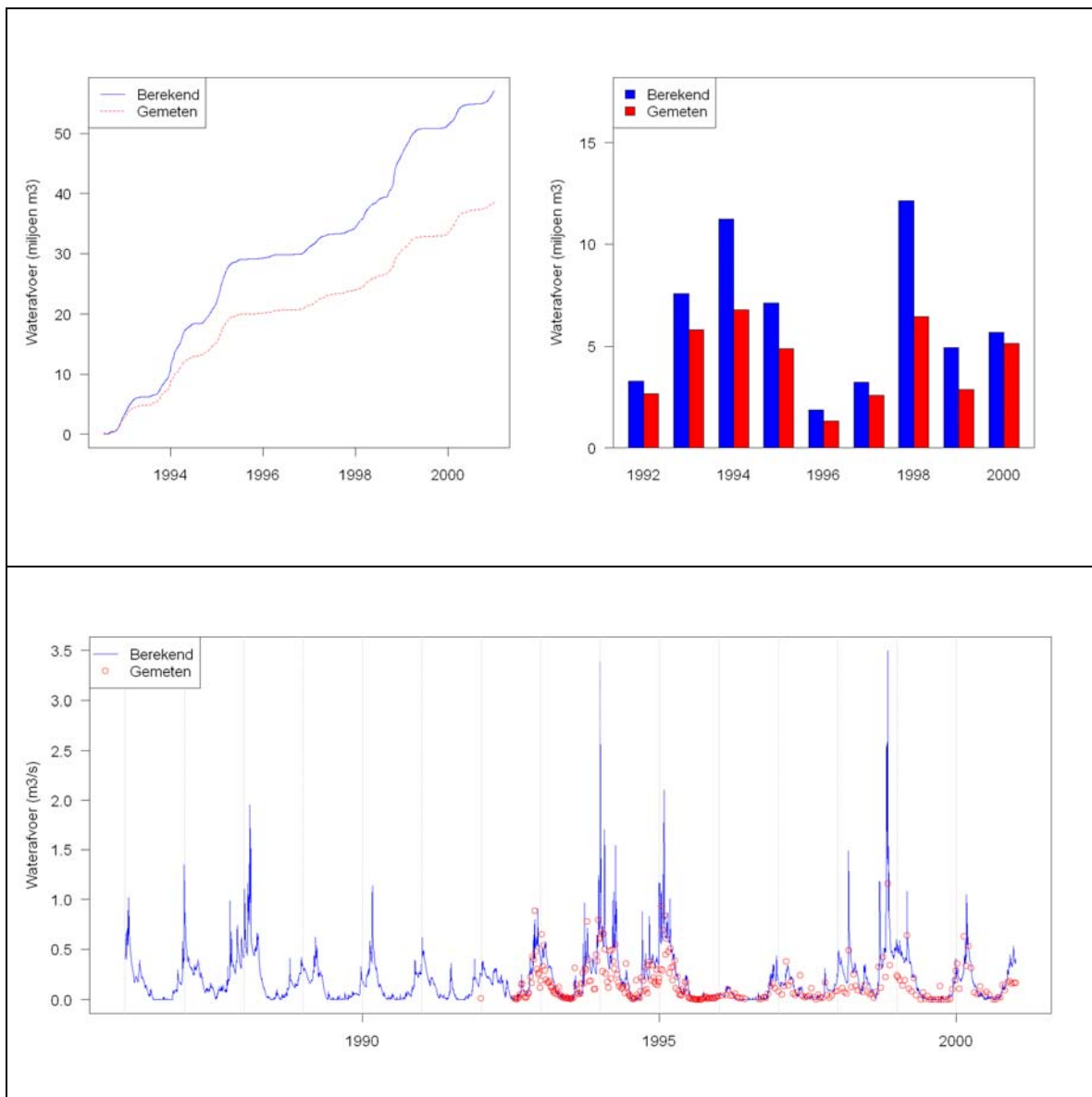
In figuur 26 zijn de toetsresultaten voor Meetpunt 25210 (continue meetpunt) weergegeven. Behalve de trends in de afvoeren worden ook de afvoerpieken goed gesimuleerd.

Evenals voor Meetpunt 25201 wordt de totale afvoer iets te hoog berekend (de gemiddelde jaarafvoer wordt ca. 16% overschat), maar vergeleken met de Fase 2 modelberekeningen treedt wel een verbetering op. Uit een nadere analyse kan worden afgeleid dat deze overschatting in vrijwel alle maanden optreedt, met uitzondering van juli en augustus wanneer de afvoer minimaal is (zie de figuur met de afvoerverdeling over het jaar in figuur 26).

Hetzelfde patroon wordt waargenomen voor de afvoer van de Veldbeek (figuur 27 en figuur 28). Een compleet overzicht van de resultaten van de afvoerberekeningen voor de deelgebieden staat in Bijlage 7.

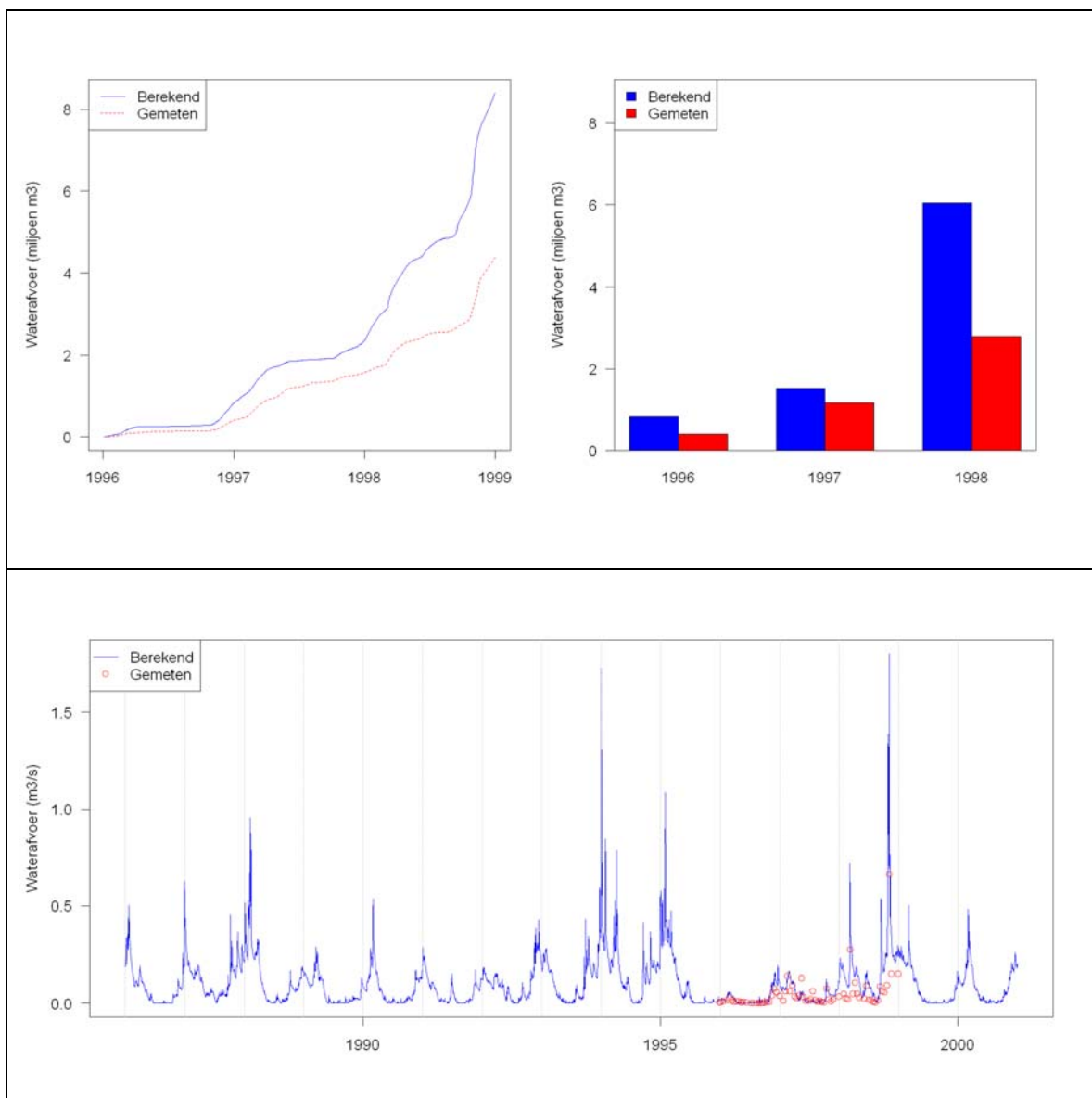


Figuur 26 Gemeten en berekende afvoeren bij meetpunt 25210



Figuur 27 Gemeten en berekende afvoeren bij meetpunt 25311 (Veldbeek)





Figuur 28 Gemeten en berekende afvoeren bij meetpunt 25316

Tabel 17 geeft een aantal kengetallen van de jaarafvoeren voor de periode dat meetwaarden beschikbaar zijn. De tabel laat zien dat voor alle meetpunten waarvoor gegevens beschikbaar zijn de minima, maxima en gemiddelde jaarafvoeren over de observatieperiode wordt overschat.

Tabel 17. Jaarafvoeren in de observatieperiode

Meetpunt	Jaarafvoer	Berekend (miljoen m <sup>3</sup> )	Gemeten (miljoen m <sup>3</sup> )	Meetperiode
25201	Minimum	8.4	5.9	1986-1993 (8 jaar)
	Gemiddeld	13.9	11.0	
	Maximum	18.2	16.4	
25210	Minimum	6.0	5.1	1988-1994, 2000 (8 jaar)
	Gemiddeld	10.2	8.7	
	Maximum	18.2	14.3	
25311	Minimum	1.9	1.3	1992-2000 (9 jaar)
	Gemiddeld	6.7	4.3	
	Maximum	12.1	6.8	
25200	Minimum	2.9	2.8	1988-2000 (13 jaar)
	Gemiddeld	9.9	7.6	
	Maximum	19.4	13.9	
25301	Minimum	1.5	1.0	1996-1998 (3 jaar)
	Gemiddeld	4.5	3.3	
	Maximum	9.8	6.9	
25316	Minimum	0.8	0.4	1996-1998 (3 jaar)
	Gemiddeld	2.7	1.5	
	Maximum	6.0	2.8	

### 4.3.3 Balansen deelstroomgebieden

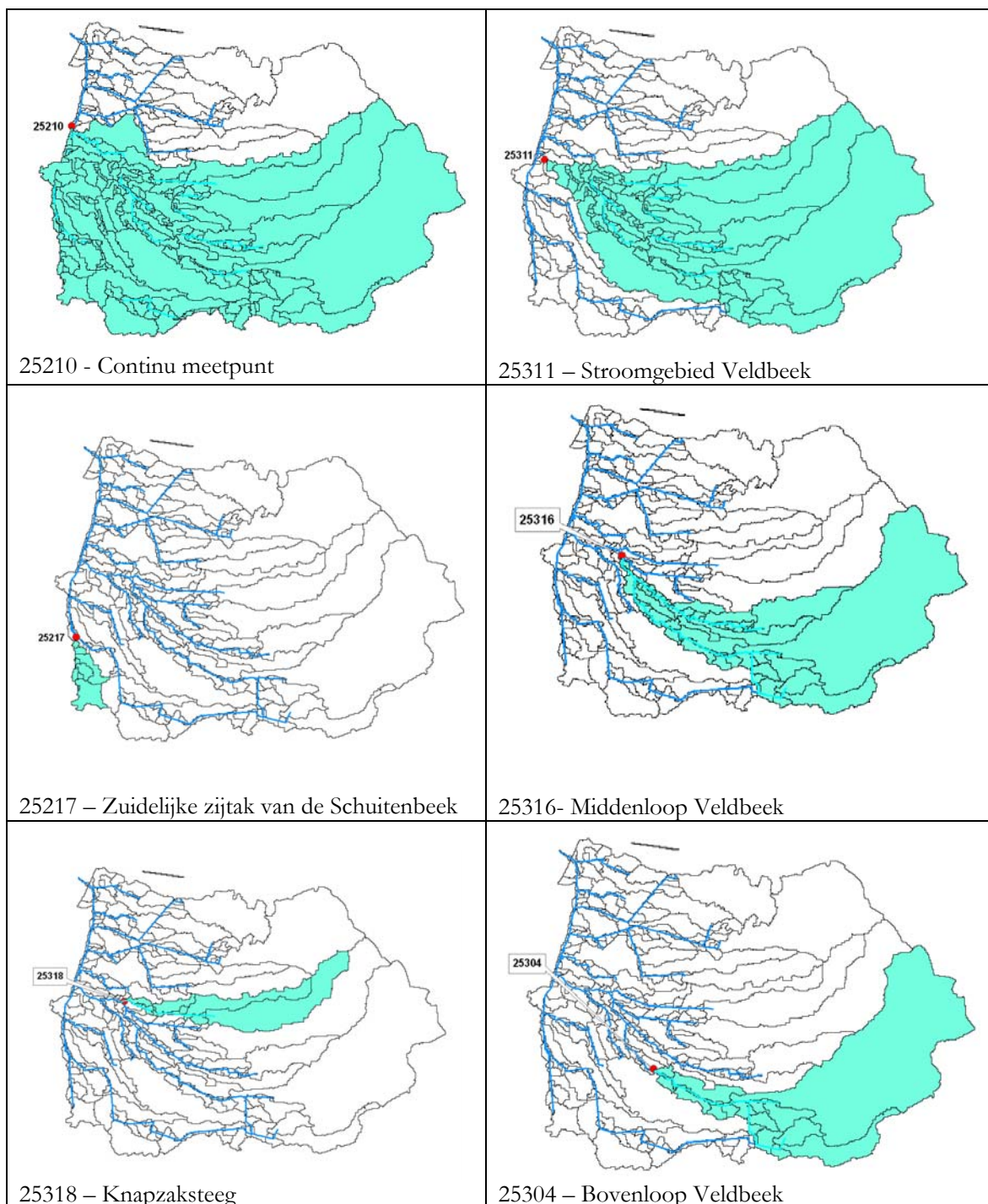
Met het Fase 3 modelsysteem is het mogelijk om water- en stofbalansen voor deelstroomgebieden te berekenen, zodat ruimtelijke verschillen in de balanstermen kunnen worden geanalyseerd<sup>29</sup>. Hiertoe zijn zes deelstroomgebieden geselecteerd. Tabel 18 geeft een aantal karakteristieken van deze gebieden. De locaties van de deelstroomgebieden zijn weergegeven in figuur 29.

Tabel 18. Deelstroomgebieden waarvoor balansen zijn opgesteld.

Deelstroomgebied	Oppervlakte (ha)	Meetpunt
Stroomgebied van het continue meetpunt	5106	25210
Stroomgebied van de Veldbeek	3908	25311
Middelloop Veldbeek; gebied met een relatief groot aandeel natuurgebied	2241	25316
Knapzaksteeg (noordelijke zijtak Veldbeek; vooral door landbouw beïnvloed gebied)	502	25318
Zuidelijke zijtak van de Schuitenbeek; vooral door landbouw beïnvloed gebied	117	25217
Bovenloop Veldbeek; vooral door natuur beïnvloed gebied	1714	25304

Behalve voor karakteristieke deelstroomgebieden zijn ook stofbalansen voor diverse landgebruikvormen opgesteld. Bijlage 9 geeft de stofbalansen voor grasland, maïs, bouwland en natuur.

<sup>29</sup> De balansen voor de deelstroomgebieden betreffen het landsysteem.



Figuur 29 Locaties van onderzochte deelstroomgebieden

#### Waterbalansen

De waterbalansen van de zes geselecteerde deelstroomgebieden zijn weergegeven in tabel 19 en tabel 20. Deze gegevens zijn gevisualiseerd in figuur 30.

Tabel 19. Berekende waterbalansen van het landsysteem voor deelstroomgebieden (1)

Meetpunt	25210	25311	25217		25210	25311	25217
Oppervlakte balansgebied (ha)	5106	3908	117		5106	3908	117
IN	mm	mm	mm	UIT	mm	mm	mm
Neerslag	906.1	912.6	872.9	Oppervlakkige afspoeling	0.0	0.0	0.0
Berekening	1.4	1.4	0.0	Verdamping	598.9	616.5	530.9
Infiltratie vanuit oppervlaktewater	4.3	3.4	5.7	Afvoer door ontwatering	194.2	165.2	233.0
Kwel	13.0	11.5	0.6	Wegzijging	126.8	140.8	115.7
Totaal	924.8	928.9	879.2		919.9	922.5	879.6
Bergingsverandering (toename)					4.9	6.5	-0.4

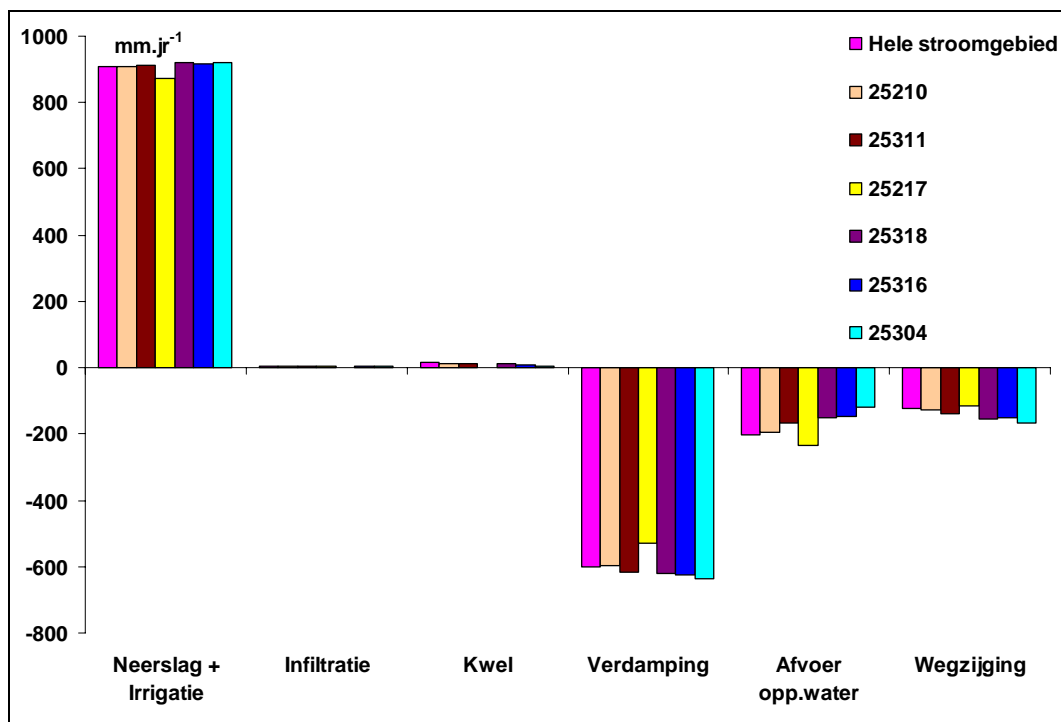
Tabel 20. Berekende waterbalansen van het landsysteem voor deelstroomgebieden (2)

Meetpunt	25318	25316	25304		25318	25316	25304
Oppervlakte balansgebied (ha)	502	2241	1714		502	2241	1714
IN	mm	mm	mm	UIT	mm	mm	mm
Neerslag	918.0	915.1	917.8	Oppervlakkige afspoeling	0.0	0.0	0.0
Berekening	0.8	2.0	2.4	Verdamping	621.9	625.6	636.0
Infiltratie vanuit oppervlaktewater	2.2	3.4	3.0	Afvoer door ontwatering	149.0	146.5	117.7
Kwel	10.4	8.5	5.5	Wegzijging	152.9	149.7	166.7
Totaal	931.4	929.0	928.7		923.8	921.8	920.4
Bergingsverandering (toename)					7.6	7.2	8.3

De balansen laten duidelijk verschillen tussen de deelgebieden zien ten aanzien van verdamping (varieert van 531 tot 636 mm/jaar) en wegzijging (varieert van 116 tot 167 mm/jaar) die beiden de waterafvoer in belangrijke mate bepalen. Dit bevestigt het belang van het landgebruik en de drainageweerstand voor de waterafvoer. Het landgebruik is in de modelschematisering meegenomen en kan dus gedetailleerd worden beschreven (zie ook Jansen et al, 2006). De drainageweerstand zijn echter op plotniveau geaggregeerd<sup>30</sup> en worden door het huidige model dus minder goed beschreven.

De verschillen tussen de deelgebieden zullen in werkelijkheid nog groter zijn, gezien de vrij grove ruimtelijke toekenning van de neerslag in de modelberekeningen. De balansen laten ook zien, dat de ruimtelijke variabiliteit van de modelparameters – zoals te verwachten was- vooral doorwerkt in kleine deelstroomgebieden met een vrij specifiek landgebruik (meetpunt 25217).

<sup>30</sup> Dat wil zeggen dat per plot een uniforme waarde voor de drainageweerstand wordt toegekend (i.e. er wordt binnen een plot niet ruimtelijk gedifferentieerd).



Figuur 30. Berekende waterbalansen deelstroomgebieden

#### Stofbalansen Stikstof

De stikstof balansen van de zes geselecteerde deelstroomgebieden zijn weergegeven in tabel 21 en figuur 31.

De balansen laten zeer grote verschillen in de bemestingniveaus zien tussen de verschillende deelstroomgebieden. Met name de bemesting in gebied achter Meetpunt 25217 is hoog (ca.  $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ ). De bemesting in de andere gebieden varieert tussen 180 en  $305 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ . Deze verschillen werken vooral door in de gewasopname en denitrificatie. Er is een sterke relatie tussen het stikstofoverschot en de denitrificatie.

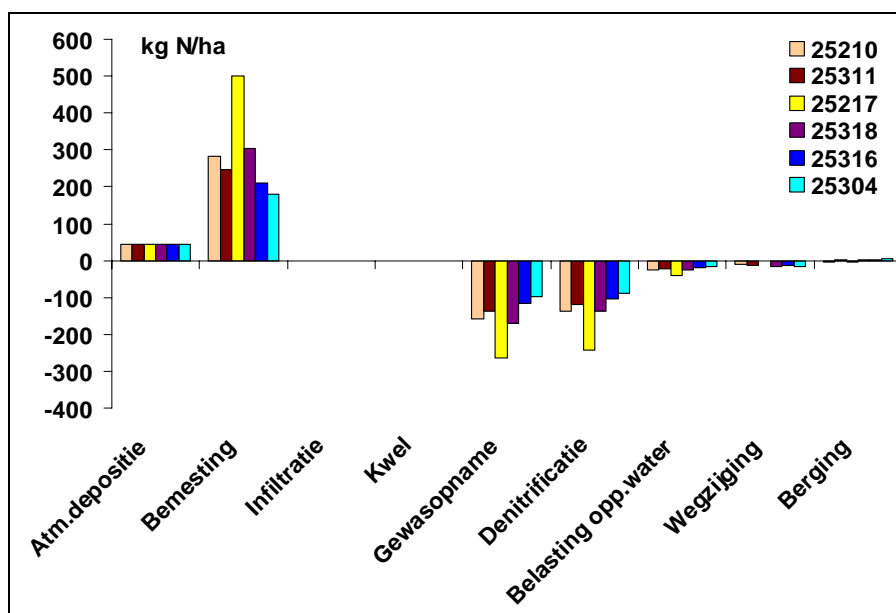
Het restant (uitspoeling naar het diepe grondwater en het oppervlaktewater) is vrij constant ( $33.3 - 41.4 \text{ kg/ha}$ ). De waargenomen relatie tussen het bemestingniveau en de belasting van het oppervlaktewater hoeft daarom geen oorzakelijk verband te hebben.

Tabel 21. Berekende stikstofbalansen deelstroomgebieden

Meetpunt	25210	25311	25217		25210	25311	25217
Oppervlakte balansgebied (ha)	5106	3908	117		5106	3908	117
IN (kg N/ha)				UIT (kg N/ha)			
Atmosferische depositie	45.0	45.0	45.0	Oppervlakkige afspoeling	0.0	0.0	0.0
Bemesting	283.3	246.9	498.8	Ammoniakvervluchtiging	0.0*	0.0*	0.0*
Infiltratie vanuit oppervlaktewater	0.2	0.1	0.2	Denitrificatie	137.3	118.3	242.8
Kwel	0.1	0.1	0.0	Netto gewasonttrekking	157.2	137.5	265.2
				Afvoer door ontwatering	26.36	22.6	39.7
				Wegzijging	10.4	13.2	1.7
Totaal	328.5	292.0	544.0		331.3	291.6	549.4
Berging (toename)					-2.7	0.4	-5.4

Meetpunt	25318	25316	25304		25318	25316	25304
Oppervlakte balansgebied (ha)	502	2241	1714		502	2241	1714
IN (kg N/ha)				UIT (kg N/ha)			
Atmosferische depositie	45.0	45.0	45.0	Oppervlakkige afspoeling	0.0	0.0	0.0
Bemesting	304.1	210.3	179.3	Ammoniakvervluchtiging	0.0*	0.0*	0.0*
Infiltratie vanuit oppervlaktewater	0.1	0.1	0.1	Denitrificatie	136.3	103.2	88.0
Kwel	0.1	0.1	0.0	Netto gewasonttrekking	171.7	116.5	98.9
				Afvoer door ontwatering	24.5	19.4	16.1
				Wegzijging	15.3	14.6	17.2
Totaal	349.2	255.4	224.4		347.7	253.6	220.2
Berging (toename)					1.5	1.8	4.2

\* De bemesting is al gecorrigeerd voor ammoniakvervluchtiging; daarom heeft de ammoniakvervluchtiging de waarde 0.



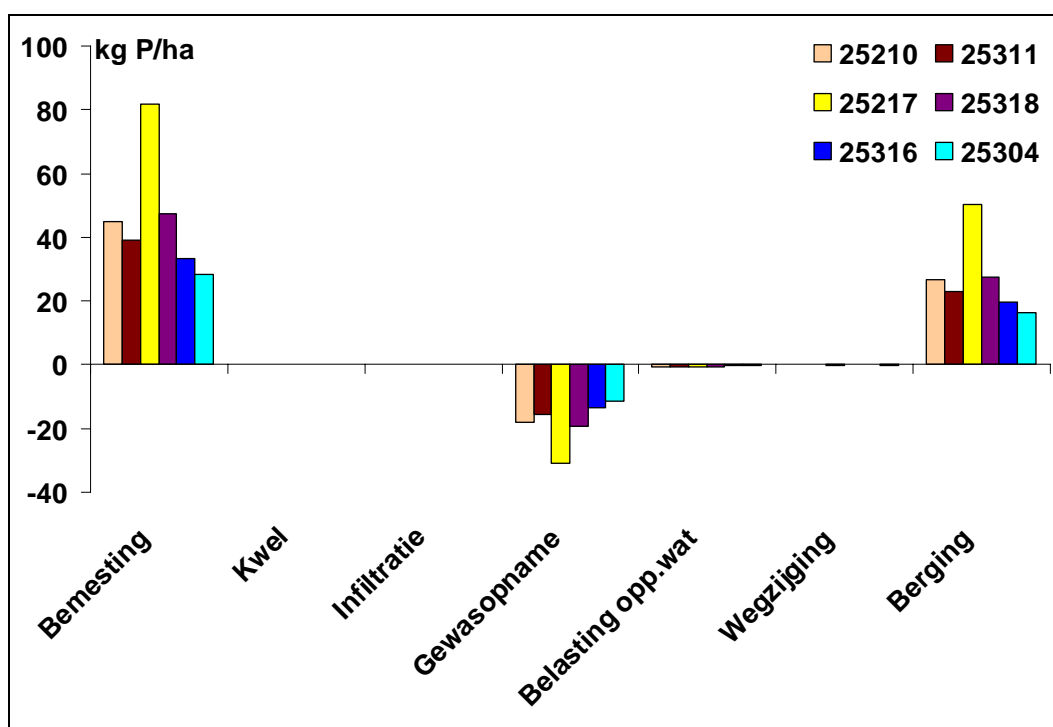
Figuur 31. Berekende stikstofbalansen deelstroomgebieden

### Stofbalansen Fosfor

De fosforbalansen van de zes geselecteerde deelstroomgebieden zijn weergegeven in tabel 22. Deze gegevens zijn gevisualiseerd in figuur 32.

Tabel 22. Berekende fosforbalansen deelstroomgebieden

	25210	25311	25217	25318	25316	25304
Oppervlakte balansgebied (ha)	5106	3908	117	502	2241	1714
IN (kg P/ha)						
Bemesting	45.1	39.0	81.8	47.2	33.4	28.4
Infiltratie vanuit oppervlaktewater	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Kwel	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Totaal</i>	<i>45.1</i>	<i>39.0</i>	<i>81.8</i>	<i>47.2</i>	<i>33.4</i>	<i>28.4</i>
UIT (kg P/ha)						
Oppervlakkige afspoeling	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Netto gewasonttrekking	17.9	15.7	31.1	19.2	13.4	11.5
Afvoer door ontwatering	0.5	0.5	0.5	0.5	0.4	0.4
Wegzijging	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Totaal</i>	<i>18.4</i>	<i>16.2</i>	<i>31.6</i>	<i>19.7</i>	<i>13.8</i>	<i>11.9</i>
Fosfaatophoping	26.6	22.8	50.2	27.5	19.5	16.5



Figuur 32. Berekende fosforbalansen deelstroomgebieden

De balansen laten grote verschillen in de bemesting zien tussen de verschillende deelstroomgebieden. Deze verschillen zijn gerelateerd aan het landgebruik en werken door in de gewasopname en de ophoping van fosfaat (voorraadvorming in de bodem).

Er wordt geen relatie waargenomen tussen het landgebruik (met het daaraan gerelateerde bemestingniveau) en de belasting van het oppervlaktewater (tabel 22). In Paragraaf 4.2.2 werd al geconcludeerd, dat de belasting van het oppervlaktewater vooral bepaald wordt door de hydrologie (in combinatie met de voorraad in de bodem), dat wil zeggen dat de fosforbelasting in natte jaren hoger is dan in droge jaren.

Ook werd geconcludeerd, dat de voorraad fosfor in de bodem nog steeds toeneemt. Zolang dat het geval is en de 'buffer' fosfor in de bodem groot is zal de fosforbelasting van het oppervlaktewater niet afnemen.





## 5 Discussie

### 5.1 Introductie

De modelberekeningen van Fase 3 zijn, zoals beschreven in Hoofdstuk 3, in deelstappen uitgevoerd. Hierbij zijn in iedere deelstap gebiedsspecifieke gegevens geïntroduceerd. Door deze werkwijze kunnen de belangrijkste (i.e. de meest bepalende) datasets worden geïdentificeerd en kan ook worden beoordeeld welke gebiedspecifieke gegevens in het vervolg nauwkeuriger dienen te worden gekwantificeerd.

Daarnaast kunnen, door het introduceren van nieuwe modelversies, uitspraken worden gedaan over welke onderdelen van het modelinstrumentarium en welke modelparameters het meest kritisch zijn voor de simulatie van processen in het land- en watersysteem.

Op basis van deze verkregen informatie kunnen aanbevelingen worden gedaan voor vervolgfases.

In dit hoofdstuk wordt in een aantal stappen geanalyseerd in welke mate onzekerheden in de data en modelprocessen verantwoordelijk (kunnen) zijn voor de optredende verschillen tussen berekende en gemeten afvoeren en concentraties (Paragraaf 5.2). Hierbij wordt eerst de invloed van de regionale data ten aanzien van het oppervlaktewatersysteem geanalyseerd (Paragraaf 5.2.1) en vervolgens die van het landsysteem (Paragraaf 5.2.2).

Behalve onzekerheden in data kunnen ook onzekerheden in de modelparameters optreden, met name in de parameters die de kwaliteitsprocessen beschrijven. De (mogelijke) invloed van onzekerheden in de modelprocessen wordt behandeld in Paragraaf 5.3.

### 5.2 Gebiedspecifieke data

#### 5.2.1 Oppervlaktewatersysteem

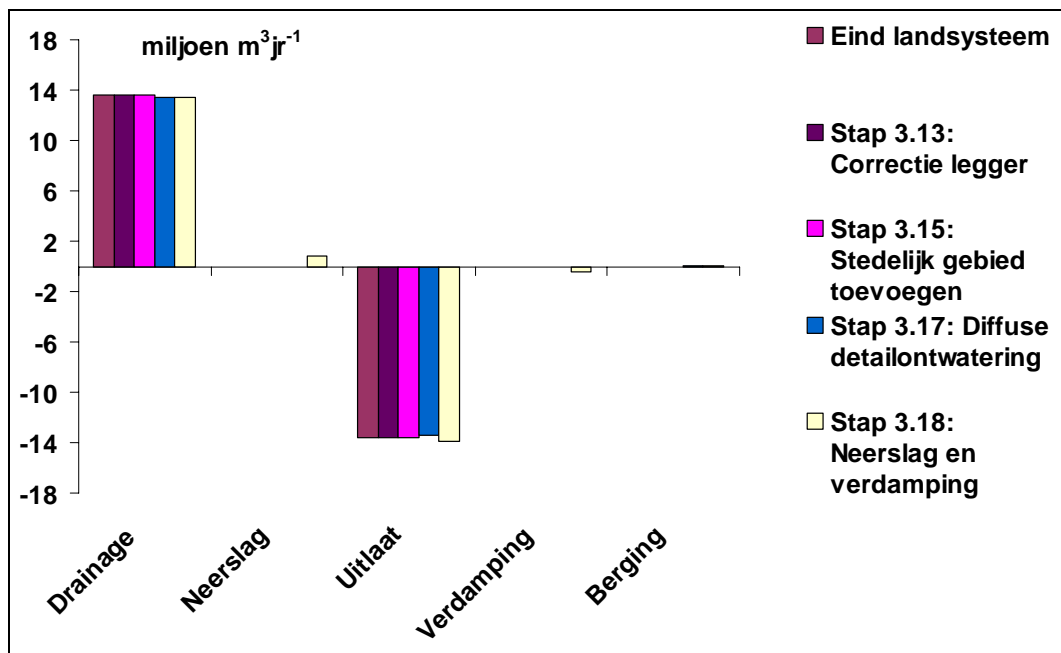
##### *Waterafvoer*

De modelberekeningen laten een overschatting van de gesimuleerde afvoeren ten opzichte van de gemeten afvoeren zien (Hoofdstuk 4). Deze overschatting is minder dan de overschatting in de Fase 2 modelberekeningen. De berekende gemiddelde jaarafvoer is op het continue meetpunt nu 17% hoger dan de gemiddelde gemeten jaarafvoer.

Het regionaliseren en verfijnen van de invoergegevens van het oppervlaktewater kwantiteitsmodel heeft beperkte invloed gehad op de afvoeren. Figuur 33 laat zien,

dat berekende afvoer tijdens de (relevante) verfijningstappen zeer weinig verandert. Dit kan worden verklaard door het feit, dat het oppervlaktewaterstelsel vrij afwatert, waarbij geen water wordt ingelaten en er bovendien geen (significante) lozingen van bijvoorbeeld RWZI's plaatsvinden<sup>31</sup>. Omdat ook de bergingscapaciteit in het systeem gering is<sup>32</sup> verlaat vrijwel dezelfde hoeveelheid water die afkomstig is van het landsysteem uiteindelijk ook het oppervlaktewaterstelsel (1 op 1), zowel in droge als natte jaren.

De toevoeging van afvoer uit bebouwd gebied aan het oppervlaktewatermodel heeft vrijwel geen effect, omdat nagenoeg alle bebouwing (o.a. het dorp Putten) in een wegzijgingsgebied liggen, waarbij vrijwel het gehele neerslagoverschot infiltreert naar de diepe ondergrond.



Figuur 33. Waterbalanstermen voor de verschillende regionale verfijningstappen oppervlaktewaterstelsel

Het verdisconteren van de diffuse detailontwatering (kleinere waterlopen) in de modelberekeningen leidt tot een kleine afname van de oppervlakte van het landsysteem, waardoor het totale neerslagoverschot, de kwel en dus ook de afvoer vanuit het landsysteem iets afnemen. Door vervolgens ook neerslag en verdamping op het oppervlaktewaterstelsel mee te nemen, neemt de gesimuleerde afvoer door het oppervlaktewatermodel weer iets toe (figuur 33), zodat het totale effect van deze aanpassingen gering is.

Uit bovenstaande volgt, dat ten aanzien van afvoeren een verdere verbetering van de modelresultaten alleen kan worden gerealiseerd door aanpassingen in de modellen voor het landsysteem (datasets). Hierop wordt in Paragraaf 5.2.2 nader ingegaan.

<sup>31</sup> De enige lozing die mogelijk van belang is (vooral voor de waterkwaliteit) betreft de riooloverstort van Putten, zie verderop in de tekst.

<sup>32</sup> Met als gevolg een korte reactietijd op de afvoer vanuit het landsysteem.

### *Stikstof*

Op het uitstroompunt zijn de berekende concentraties totaal stikstof gemiddeld ongeveer 60% hoger dan de gemeten concentraties<sup>33</sup>. Op het continue meetpunt is dit bijna 100%<sup>34</sup>. De modelberekeningen laten vooral een aanzienlijke overschatting van de gesimuleerde concentraties mineraal stikstof zien (Paragraaf 4.2.1 en 4.3.2). Deze overschatting treedt gedurende het gehele jaar op (zie ook figuur 51 in Paragraaf 5.3). Voor organisch stikstof worden –vooral in de winter– juist te lage waarden berekend. Dit laatste kan wijzen op een mogelijk onjuiste simulatie van de omzettingprocessen (afsterving van organisch materiaal) in het oppervlaktewater<sup>35</sup> of een te lage aanvoer vanuit het landsysteem. In Paragraaf 5.3 wordt hierop nader ingegaan.

De berekende retentie in het oppervlaktewater is op het uitstroompunt voor totaal stikstof ca. 10%. Hiervan is ca. 2/3 toe te schrijven aan sedimentatie van organisch materiaal en 1/3 deel aan denitrificatie. Hoewel de retentie van 10% aan de lage kant is<sup>36</sup> kan het verschil tussen de berekende en gemeten concentraties mineraal stikstof naar alle waarschijnlijkheid niet (alleen) worden verklaard door mogelijke onzekerheden in de optredende processen in het oppervlaktewater. Indien aangenomen wordt dat de belasting vanuit het landsysteem correct wordt gesimuleerd, dient hiervan vervolgens circa 55% in het oppervlaktewatersysteem te worden verwijderd om tot een goed eindresultaat te komen<sup>37</sup>. Voor een snel reagerend systeem is een dergelijke retentiewaarde echter nogal hoog. Om hierover uitsluitsel te krijgen is het nodig de stikstofbelasting vanuit het landsysteem te meten<sup>38</sup>.

Uit de resultaten van de verschillende verfijningstappen voor het oppervlaktewatersysteem kan worden afgeleid welke regionale data vooral van belang zijn voor het berekenen van de concentraties stikstof (en fosfor). Figuur 34 en figuur 35 laten zien dat voor stikstof vooral de leggergegevens, de diffuse detailontwatering en de procesparameters in het oppervlaktewater kwaliteitsmodel bepalend zijn voor het berekenen van de waterkwaliteit.

---

<sup>33</sup> Het verschil in mediaan van de waarden in de periode waarvoor meetwaarden bekend zijn is 54%, het verschil van de gemiddelden is 65%.

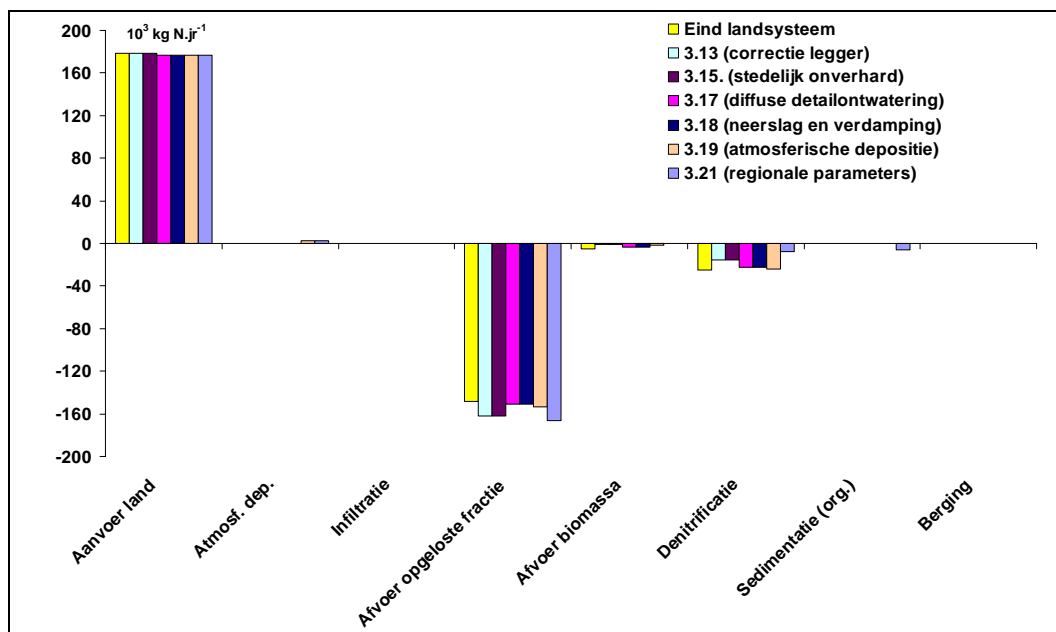
<sup>34</sup> Het verschil in mediaan van de waarden in de periode waarvoor meetwaarden bekend zijn is 98%, het verschil van de gemiddelden is 83%. Opgemerkt wordt, dat deze metingen betrouwbaarder zijn dan die op het uitstroompunt, omdat debietproportioneel wordt gemeten.

<sup>35</sup> C.q. een onjuiste inschatting van de parameter die deze omzettingen beschrijven.

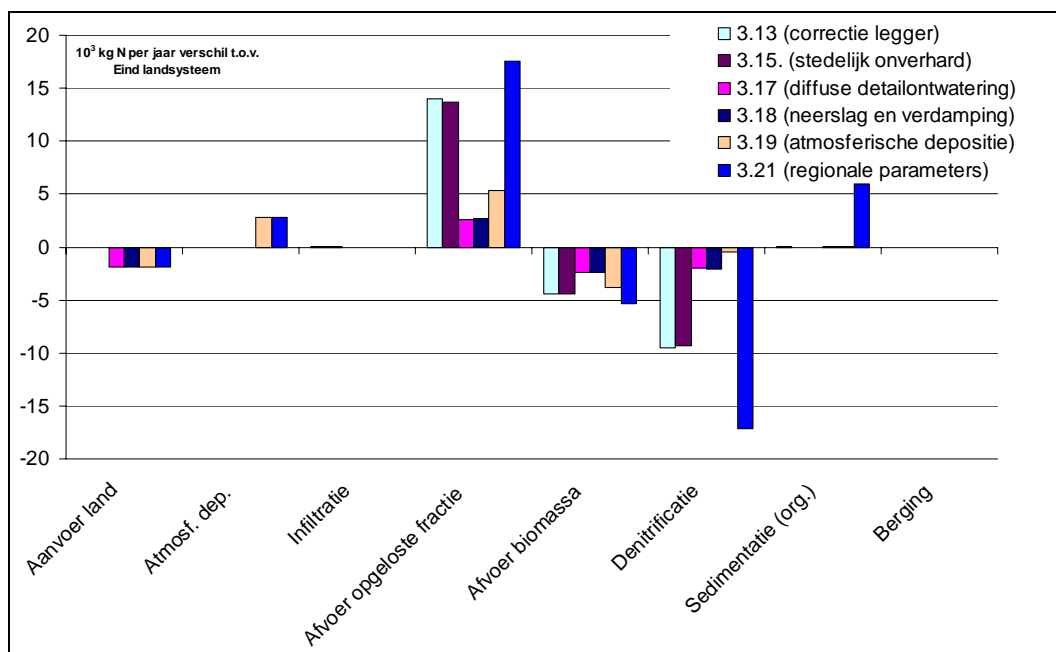
<sup>36</sup> Echter niet onrealistisch in snel reagerende, kleine stroomgebieden

<sup>37</sup> I.e. waarbij de gemiddelde gemeten en berekende concentraties overeenkomen.

<sup>38</sup> De (niet meegenomen) riooloverstort van Putten kan zorgen voor een lokale significante aanvullende nutriëntenbelasting van het oppervlaktewatersysteem, maar op stroomgebiedniveau is deze belasting niet substantieel.



Figuur 34. Stikstof balanstermen voor de verschillende regionale verfijningstappen oppervlaktewatersysteem



Figuur 35. Verschillen in stikstof balanstermen voor de verschillende regionale verfijningstappen oppervlaktewatersysteem

Als gevolg van het corrigeren van de leggergegevens<sup>39</sup> kan het water op minder plaatsen stagneren en wordt daardoor sneller afgevoerd. Omdat daardoor de verblijftijd van het water in het gebied afneemt, vermindert ook de denitrificatie en neemt de stikstofbelasting van het oppervlaktewater toe. In vervolgfases zal daarom

<sup>39</sup> Er zijn overigens geen nieuwe leggerdata zijn gebruikt, de 'verbeteringen' betreffen alleen het corrigeren van waterloopsecties waar een groot tegengesteld verhang in het bodemprofiel (volgens de leggerdata) optrad. Deze sprongen in het bodemprofiel zijn handmatig gecorrigeerd.

(opnieuw) aandacht moeten worden besteed aan de leggerdata. Een aantal trajecten zal opnieuw moeten worden ingemeten, omdat hiervan goede gegevens ontbreken.

De diffuse detailontwatering resulteert in een iets lagere nutriëntenbelasting vanuit het landsysteem<sup>40</sup>. De totale (geschematiseerde) lengte van deze diffuse detailontwatering omvat ongeveer 73% van het totale ontwateringstelsel. Door het introduceren hiervan wordt de totale berging in het oppervlaktewatersysteem vergroot en nemen de verblijftijden dus toe. Dit resulteert in hogere denitrificatie. Beide effecten resulteren dus in een lagere stikstofbelasting van het hoofdwaterlopenstelsel. Ook de beschrijving van de diffuse detailontwatering zal daarom nader moeten worden onderbouwd in vervolgfases.

Tenslotte volgt uit deze stappenanalyse, dat de regionale (proces)parameters in het oppervlaktewater kwaliteitsmodel zeer bepalend zijn. Om die reden zijn de effecten hiervan nader onderzocht (Paragraaf 5.3).

#### *Fosfor*

Voor fosfor is de berekende retentie in het oppervlaktewater op het uitstroompunt ca. 30%. Deze waarde ligt binnen de bandbreedte van de verwachte retentie. De retentie betreft sedimentatie van organisch (40% van de retentie) en mineraal fosfor (60%).

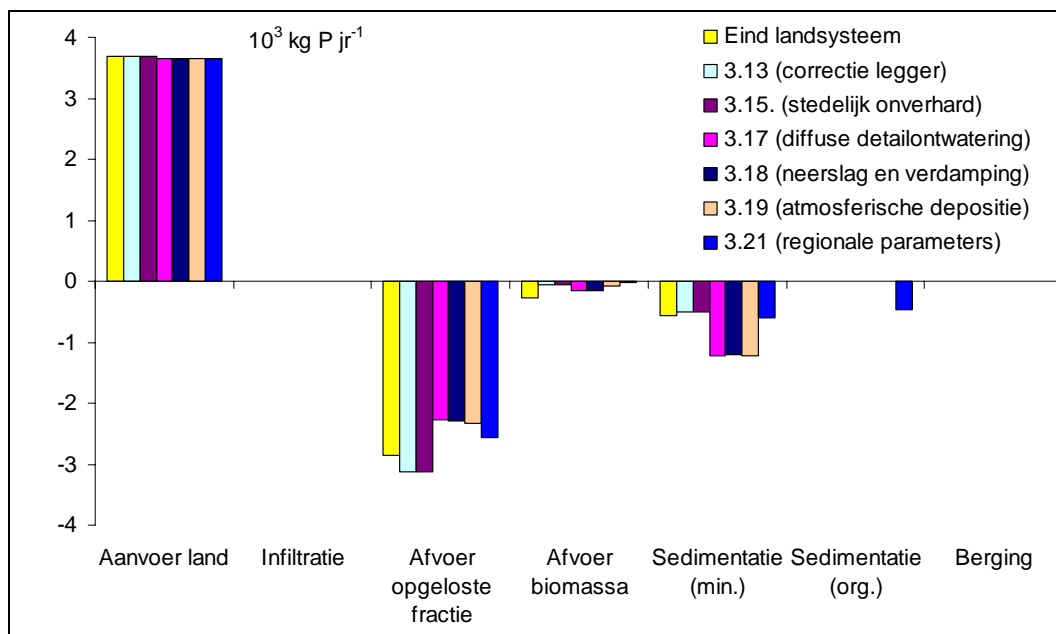
Voor fosfor wordt het concentratieverloop in de tijd niet goed berekend. Omdat dit waarschijnlijk is gerelateerd aan de procesparameters in de oppervlaktewatermodellen wordt hierop in Paragraaf 5.3 nader ingegaan.

Uit de resultaten van de verschillende verfijningstappen voor het oppervlaktewatersysteem kan worden afgeleid welke regionale data vooral van belang zijn voor het berekenen van de concentraties fosfor. Uit figuur 36 en figuur 37 blijkt, dat de diffuse detailontwatering en de procesparameters in het oppervlaktewater kwaliteitsmodel het meest bepalend zijn voor de berekeningen, waarbij opgemerkt dient te worden, dat het effect in absolute zin beperkt is.

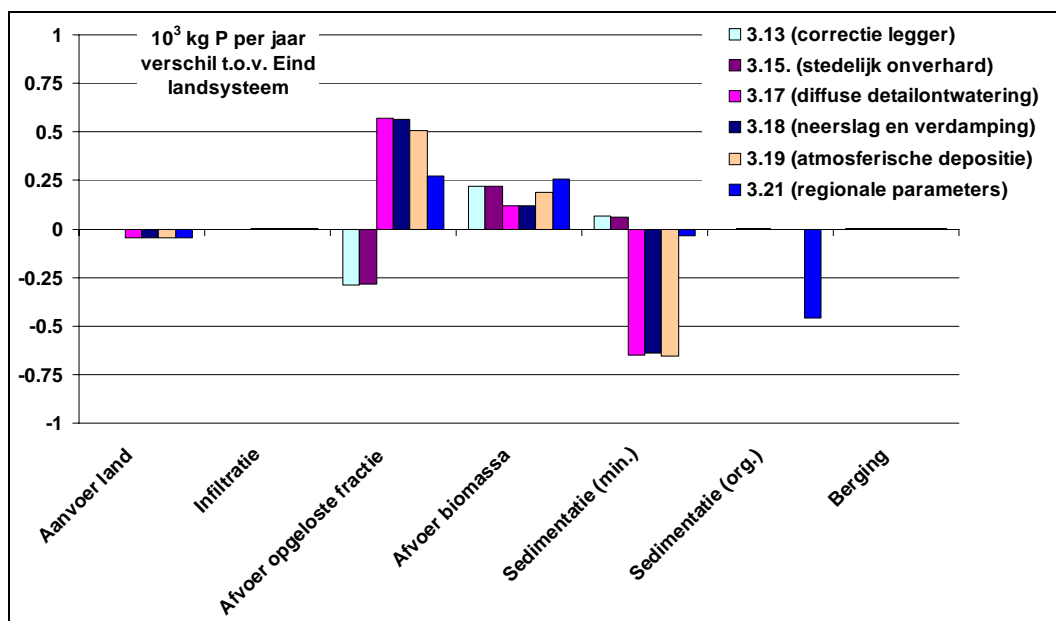
De langere verblijftijden als gevolg van de diffuse detailontwatering leiden tot een toename van de sedimentatie van (mineraal-) fosfor. De procesparameters in het oppervlaktewater kwaliteitsmodel resulteren vooral in een andere verdeling tussen de sedimentatie van mineraal- en organisch-P (figuur 36 en figuur 37).

---

<sup>40</sup> Omdat de oppervlakte van het landsysteem iets afneemt



Figuur 36. Fosfor balanstermen voor de verschillende regionale verfijningstappen oppervlaktewatersysteem



Figuur 37. Verschillen in fosfor balanstermen voor de verschillende regionale verfijningstappen oppervlaktewatersysteem

### Conclusies

Op basis van de bovenstaande resultaten kan worden geconcludeerd, dat er voor het juist simuleren van de *waterbalansen* geen directe aanleiding is voor een verdere regionalisatie van de invoergegevens van de oppervlaktewatermodellen<sup>41</sup>. Verbeteringen gericht op de waterkwantiteit moeten vooral in de modellen van het landsysteem worden gezocht.

<sup>41</sup> Wel dienen de leggerdata verder verbeterd te worden, omdat met name de kwaliteitsberekeningen hierdoor sterk worden beïnvloed (zie verderop).

Ten aanzien van de *waterkwaliteit* is het belangrijk dat de leggergegevens goed zijn en dat de diffuse detailontwatering juist wordt geschematiseerd. Daarnaast zijn de regionale procesparameters in het oppervlaktewater kwaliteitsmodel sterk bepalend voor de rekenresultaten, zowel voor stikstof als fosfor. Dit betreft onder andere de denitrificatie (voor stikstof) en sedimentatieprocessen, maar ook het temporele gedrag van de diverse componenten (zie Paragraaf 5.3).

## 5.2.2 Landsysteem

### *Waterafvoer*

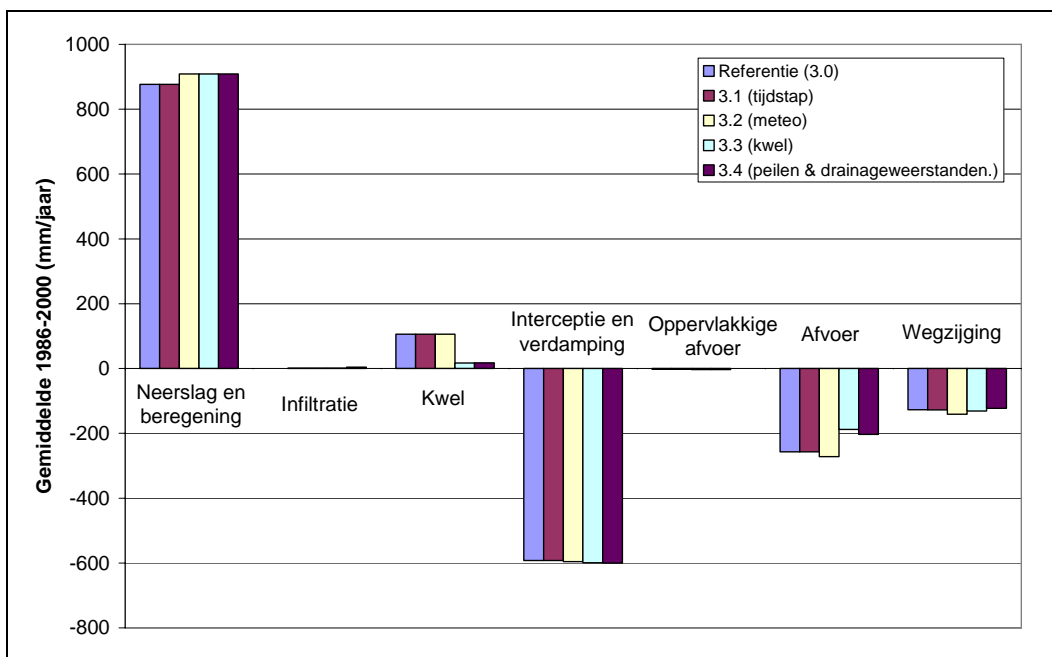
De modelberekeningen laten een overschatting van de gesimuleerde afvoeren ten opzichte van de gemeten afvoeren zien (Hoofdstuk 4 en Paragraaf 5.2.1). De berekende gemiddelde jaarafvoer is op het continue meetpunt nu 17% hoger dan de gemiddelde gemeten jaarafvoer. In Paragraaf 5.2.1 werd geconcludeerd, dat het simuleren van de waterafvoer verbeterd kan worden door het verbeteren van de invoergegevens in de modellen van het landsysteem.

Uit de rekenresultaten van de verschillende verfijningstappen voor de modellen van het landsysteem kan worden afgeleid welke regionale data vooral van belang zijn voor het berekenen van de afvoeren uit het landsysteem. Figuur 38 en figuur 39 laten voor de verschillende verfijningstappen de waterbalansen zien. Uit deze waterbalansen blijkt dat de neerslag en de randvoorwaarden aan de onderzijde van het bodemprofiel de meest bepalende invoergegevens zijn voor het waterkwantiteitmodel voor het landsysteem.

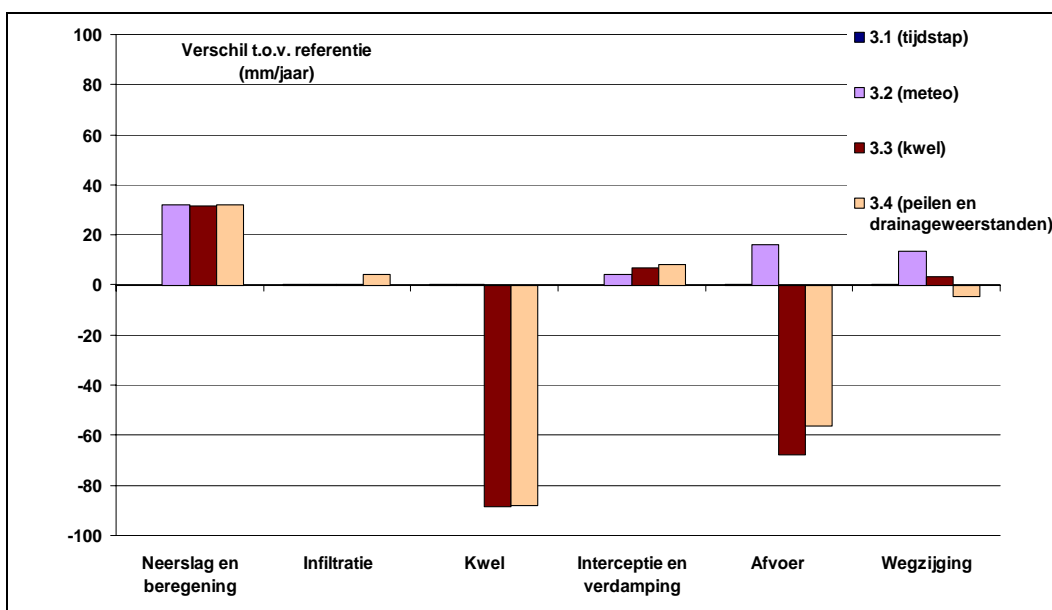
De aanpassing van de tijdstap leidt tot een betere simulatie van de dynamiek van afvoeren (en concentraties), maar heeft op de jaarlijkse (en seizoen-) waterbalansen vrijwel geen effect. De regionalisatie van de drainageweerstand en -peilen heeft een klein effect op de totale hoeveelheid waterafvoer, maar het effect hiervan op de waterkwaliteit is wel zeer groot (zie verderop).

Figuur 38 en figuur 39 laten zien, dat het regionaliseren van de neerslag leidt tot een toename van de afvoer. De oorzaak is, dat een relatief groot deel van het gebied is doorgerekend met de neerslag van het meteostation van Putten (zie ook Paragraaf 3.6.3.1). Vanwege de nabijheid van het Veluwemassief wordt hier echter een relatief hoge neerslag gemeten, die voor een groot deel van het stroomgebied niet representatief is. Het is dus wenselijk om in vervolgfases met meer gedifferentieerde neerslaggegevens te rekenen.





Figuur 38. Waterbalanstermen voor de verschillende regionale verfijningstappen landsysteem



Figuur 39. Absolute verschillen in waterbalanstermen voor de verschillende verfijningstappen landsysteem

De kwel en wegzijing zijn berekend met behulp van diepe stijghoogten en hydraulische weerstanden, die samen de randvoorwaarden aan de onderzijde van het bodemprofiel vormen. De diepe stijghoogten zijn bepaald op basis van modelberekeningen. Gezien de gevoeligheid van deze grootte zou onderzocht kunnen worden of het gebruik van gemeten diepe stijghoogten leidt tot een verbeterde modelinvoer<sup>42</sup>, waarbij tevens kan worden overwogen om een

<sup>42</sup> Of een combinatie van gemeten en berekende diepe grondwaterstanden (opdat alle beschikbare data maximaal wordt benut).

tijdsafhankelijkheid te introduceren. Verder is het wenselijk om –net als de neerslag- de diepe stijghoogten ruimtelijk meer te differentiëren.

Voor het verder detailleren van de hydraulische weerstanden is het waarschijnlijk nodig om eerst een grondwatermodel op te zetten. Omdat het aanpassen van andere gevoelige datasets eenvoudiger kan worden gerealiseerd, is het aan te bevelen om prioriteit toe te kennen aan deze andere datasets. Wel wordt geadviseerd om de diverse bestaande kwel- en wegzijgingskaarten nader te analyseren en hieraan gerelateerde gegevensbronnen te onderzoeken teneinde de berekende kwel te kunnen toetsen.

Op grond van bovenstaande wordt geconcludeerd, dat voor het realiseren van verbeteringen in de afvoerberekeningen in vervolgfases een grotere ruimtelijke differentiatie dient te worden toegepast. Dit impliceert een meer gedetailleerde schematisering (meer rekeneenheden). Op deze wijze kunnen vooral de verschillen in neerslag, kwel en wegzijging binnen de huidige rekenplots beter worden meegenomen. Voor neerslag kan hiertoe mogelijk gebruik worden gemaakt van radarbeelden.

#### *Stikstof*

In Paragraaf 5.2.1 werd geconcludeerd, dat de berekende concentraties totaal stikstof gemiddeld ongeveer 60% hoger zijn dan de berekende concentraties en op het continue meetpunt bijna 100% (zie ook Paragraaf 4.2.1). Daarnaast is ook de verdeling tussen minerale- en organische stikstof niet correct. Organisch stikstof wordt doorgaans te laag berekend. In Paragraaf 5.2.1 werd tevens gesteld, dat een deel van de verschillen naar alle waarschijnlijkheid moet worden toegeschreven aan de modellen van het landsysteem, omdat retenties in de orde van grootte van 55% (in het oppervlaktewater) erg hoog zijn, gezien de snelle reactietijd van het oppervlaktewatersysteem.

De gemeten P-ophoping wijst erop, dat de historische bemesting in de periode vóór 1985 verschilt van die in STONE-EMW2007. Hierdoor is het goed mogelijk, dat ook in (een deel van) de rekenperiode 1985-2000 de mestgiften niet voldoende nauwkeurig zijn. Dit is nader beschouwd op basis van een studie naar bodemoverschotten op landbouwbedrijven, dat in het kader van de evaluatie meststoffenwet 2007 is uitgevoerd (Van den Ham et al, 2007). Tabel 23 geeft een overzicht van de stikstofbemesting. Wellicht belangrijker nog dan de absolute bemesting is het stikstofoverschot in de bodem, de totale toediening minus de netto gewasopname. Tabel 24 geeft hiervan een overzicht.

*Tabel 23. Stikstofbemesting [Van der Ham et al, 2007] en Fase 3*

Landgebruik	Bemesting (1994) kg/ha	Fase 3 modelinvoer (1985-2000) kg/ha
Gras	Veehouderij: 580*	637
Mais		420
Akkerbouw	240	256
Natuur	-	0

\* Omvat zowel grasland als maïsland

Tabel 24. Stikstofoverschot [Van der Ham et al, 2007] en Fase 3

Landgebruik	Overschot (1994)	Fase 3 berekeningen (1985-2000)
	kg/ha	kg/ha
Gras	Veehouderij:	309
Mais	335-375*	298
Akkerbouw	150-170	177
Natuur	-	45

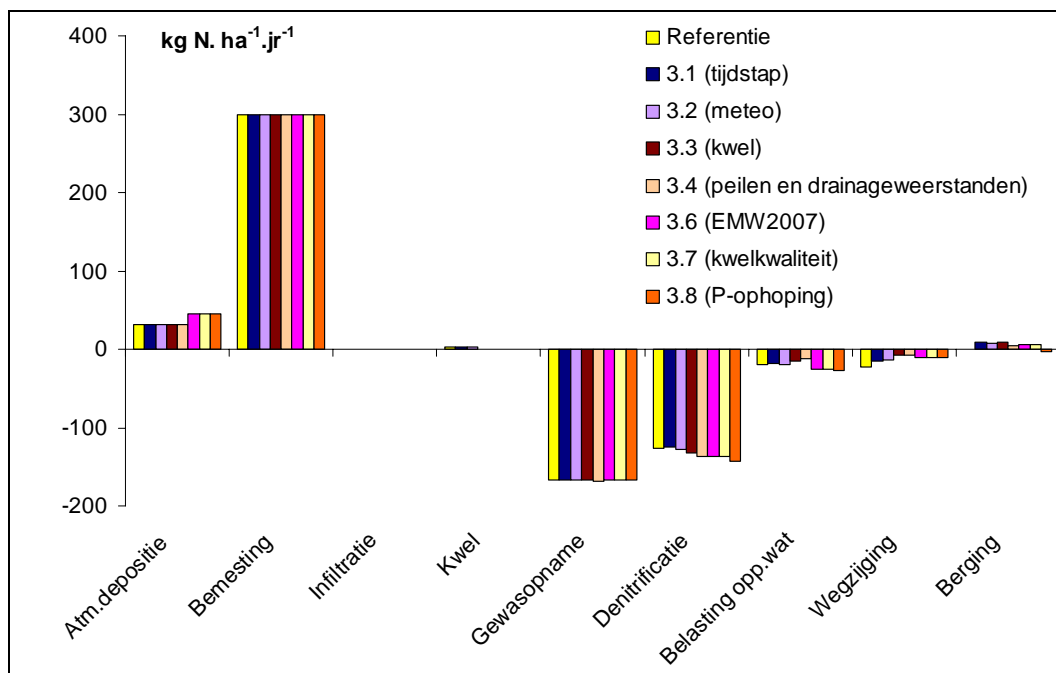
\* Omvat zowel grasland als maïsland

Zowel de stikstofbemesting als het stikstofoverschot komen goed overeen, zodat er geen aanleiding is om de te hoge berekende concentraties stikstof toe te schrijven aan te hoge mestgiften.

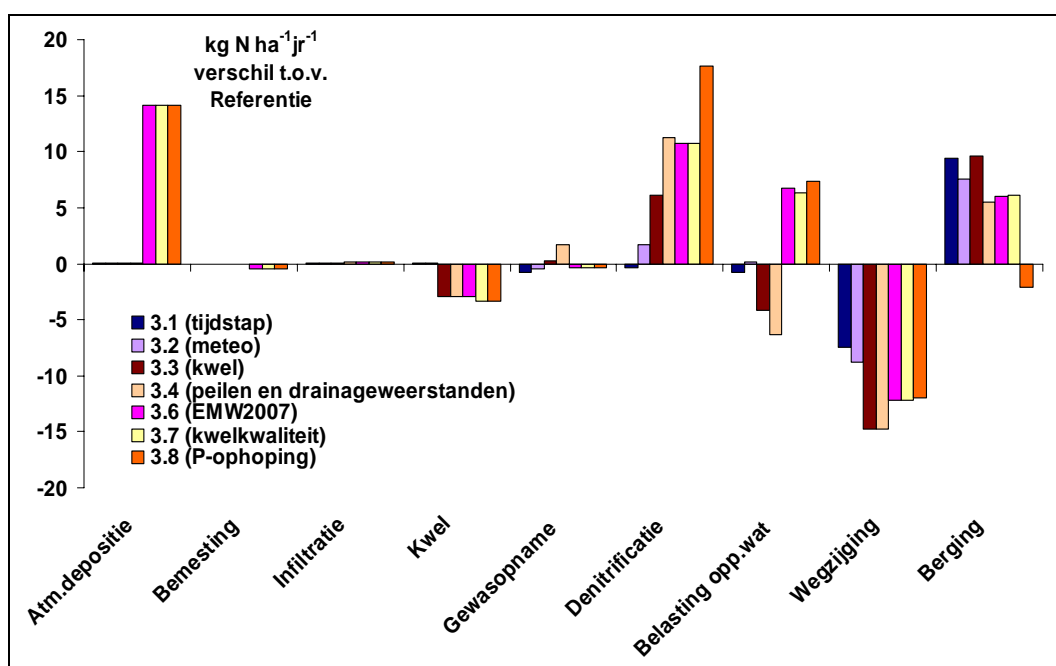
Uit de resultaten van de verschillende verfijningstappen kan worden afgeleid welke regionale gegevens vooral van belang zijn voor het berekenen van de concentraties stikstof (en fosfor). Uit de in de verschillende verfijningstappen berekende stofbalansen blijkt, dat voor stikstof de kwel (kwantiteit), de drainageweerstanden en -peilen, alsmede de 'procesparameters' (voor het simuleren van de optredende kwaliteitsprocessen, zoals toegepast in STONE2.3) het meest bepalend zijn voor het berekenen van de waterkwaliteit in het landsysteem<sup>43</sup> (figuur 40 en figuur 41). Ook de bemesting is een zeer bepalende dataset. Hiervan zijn voor de simulatieperiode echter geen regionale data beschikbaar, maar enkele uitgevoerde aanvullende testberekeningen laten zien, dat de modeluitkomsten zeer gevoelig zijn voor het stikstofoverschot<sup>44</sup>.

<sup>43</sup> De kwelkwaliteit is voor het Schuitenbeekgebied minder belangrijk. De meteorologische data hebben eveneens slechts een beperkt effect op de nutriëntenbalansen (d.w.z. op de vrachten; wel op de concentraties). De aangepaste bemesting voor de periode 1941-1985 ten behoeve van de P-ophoping heeft alleen een 'najlingseffect' voor stikstof.

<sup>44</sup> In een latere fase van dit onderzoek zal de mestverdeling wel worden geregionaliseerd voor de periode na 2000.



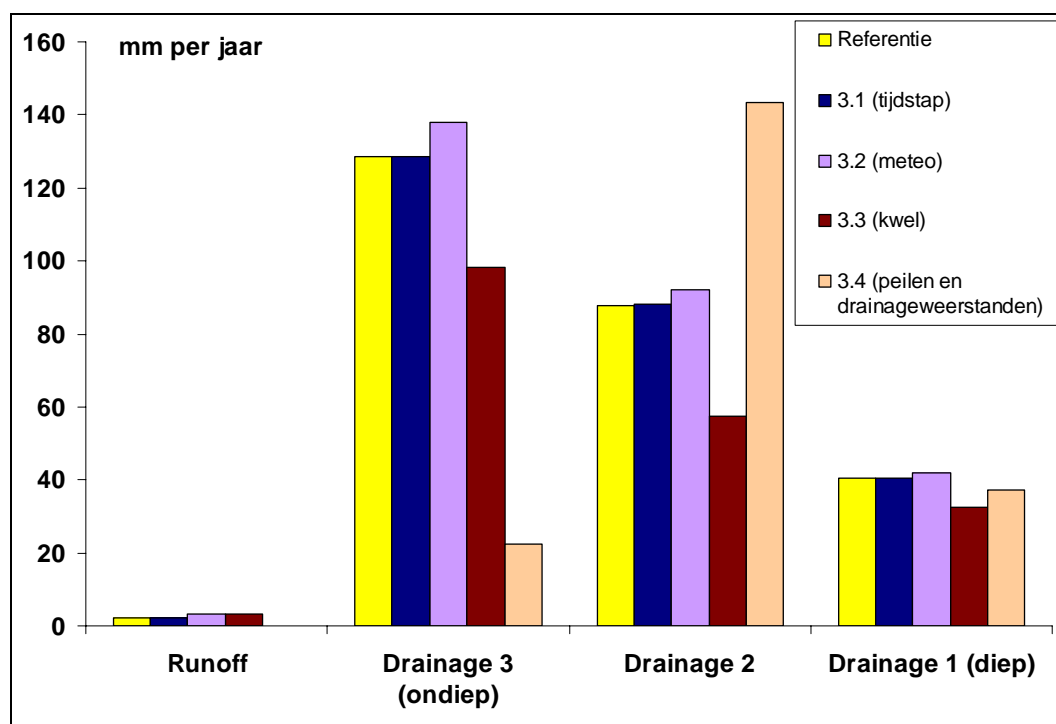
Figuur 40. Stikstof balanstermen voor de verschillende regionale verfijningstappen landsysteem



Figuur 41. Verschillen in stikstof balanstermen voor de verschillende regionale verfijningstappen landsysteem

Het effect van kwel op de waterkwaliteit is direct gerelateerd aan de waterbalans. Wanneer de kwel vermindert neemt de stikstof- en fosforinstroom aan de onderzijde van het systeem navenant af. Hoewel dit relatief kleine balansposten zijn is het belangrijk goede regionale gegevens ten aanzien van de randvoorwaarden aan de onderzijde van het model (zoals hierboven is beschreven) te gebruiken. Vooral de hydrologische randvoorwaarden hebben een groot effect op de waterkwaliteit.

De drainageweerstand en –peilen hebben een beperkte invloed op de waterbalansen (zie hierboven) , maar de invloed op de waterkwaliteit is wel groot. De oorzaak hiervan is vooral de gewijzigde (verdeling van de) drainageweerstand over de verschillende ontwateringniveaus, alsmede veranderingen in deze ontwatering-niveaus. Voor de Fase 3 modelberekeningen heeft dit geleid tot een hogere afvoer door de diepere ontwateringmiddelen en een lagere afvoer door de ondiepe ontwateringmiddelen (figuur 42). Oppervlakkige afvoer treedt helemaal niet meer op. Dit komt niet goed overeen met de werkelijkheid. Het is bekend, dat in de bodem ondiepe ijzeroerlaagjes voorkomen die resulteren in een versterkte ondiepe afstroming. Daarnaast lijken de peilen voor het ontwateringniveau te diep (informatie van het Waterschap Veluwe).



Figuur 42. Verdeling afvoer over de ontwateringniveaus.

Vanwege de door het model gesimuleerde diepere ontwatering worden twee processen met name beïnvloed: denitrificatie en de mineralisatie van organisch stikstof.

Omdat het neerslagoverschot naar grotere diepten in het landsysteem stroomt en ook minder snel vanuit het landsysteem naar het oppervlaktesysteem wordt afgevoerd worden de verblijftijden in het landsysteem groter. Hierdoor neemt de denitrificatie<sup>45</sup> sterk toe (met bijna een factor 2), hetgeen leidt tot een afname van de belasting van het oppervlaktewater (figuur 41).

<sup>45</sup> In de verzadigde zone.

De verminderde afvoer door het ondiepe drainagesysteem (oppervlakkige afspoeling/erfafspoeling en ondiepe uitspoeling) leidt tot een verminderde belasting van het oppervlaktewater door organische stikstof, en mogelijk een verhoogde belasting van het oppervlaktewater door mineraal stikstof (door meer mineralisatie).

De modelberekeningen laten een aanzienlijke overschatting van de concentraties mineraal stikstof zien (Paragraaf 4.2.1 en 4.3.2). Op het continue meetpunt 25210 is de gemiddelde gesimuleerde concentratie mineraal stikstof bijna 2 keer zo hoog als de gemeten waarde. Omdat ook de gesimuleerde concentraties totaal stikstof te hoog zijn kan dit dus niet (alleen) worden toegeschreven aan de verhoogde mineralisatie van organisch stikstof.

Als wordt aangenomen, dat het verschil in de concentraties mineraal stikstof niet (alleen) is toe te schrijven aan de retentie in het oppervlaktewater, zullen de vereiste modelverbeteringen waarschijnlijk niet (uitsluitend) kunnen worden gerealiseerd door de drainageweerstand meer gedetailleerd te beschrijven (mede gezien het feit dat de denitrificatie in het landsysteem nu al relatief hoog is).

Omdat in deze fase van de systeemanalyse geen toetsingsgegevens van de kwaliteit van het grondwater beschikbaar waren is het niet mogelijk de werkelijke kwaliteit van het water dat het landsysteem verlaat, en de retentie in het oppervlaktewater te toetsen. Hierdoor blijft een onzekerheid bestaan inzake het belang van meer nauwkeurige datasets voor het landsysteem in relatie tot de optredende processen in zowel het landsysteem als oppervlaktewatersysteem. Voor een nadere onderbouwing van de diverse datasets zal in vervolgfases de grondwaterkwaliteit (waterkwaliteit in het landsysteem) daarom ook getoetst moeten worden. In Paragraaf 5.2.1 en 5.3 wordt hierop nader ingegaan.

Gezien de gevoeligheid van de kwel, de drainageweerstand en –peilen en de bemesting kan geconcludeerd worden, dat deze datasets –waar mogelijk- in vervolgfases nauwkeuriger bepaald dienen te worden. Hierbij dient dan een grotere ruimtelijke differentiatie en dus een meer gedetailleerde modelschematisering te worden toegepast (i.e. meer rekeneenheden).

#### *Fosfor*

Voor fosfor wordt vooral het concentratieverloop (over de seizoenen) niet goed berekend (zie ook Paragraaf 5.3). Dit is voor een deel gerelateerd aan de procesparameters in de oppervlaktewatermodellen (Paragraaf 5.3). Verder worden ook de piekwaarden niet altijd op het goede moment berekend. Tenslotte zijn de berekende concentraties van met name organisch fosfor op een aantal meetpunten te laag.

De juiste P-ophoping is gerealiseerd door het verhogen van de dierlijke mestgiften (op gras en bouwland) en het verlagen van kunstmestgiften (op maïsland) tot 1985 ten opzichte van de bemesting uit STONE-EMW2007. De historische bemesting in de periode vóór 1985 verschilt hierdoor van die in STONE-EMW2007. In de periode 1985-2000 is een aantal maatregelen genomen, waardoor de P belasting

afnam (bijvoorbeeld veranderingen in het mestbeleid incl. mestinjecties, aanleg van riolering op het platteland, vermindering fosfaat in wasmiddelen), waardoor het goed mogelijk is, dat in (een deel van) deze rekenperiode de mestgiften niet voldoende nauwkeurig zijn gespecificeerd. Dit is nader beschouwd op basis van een studie naar bodemoverschotten op landbouwbedrijven, dat in het kader van de evaluatie meststoffenwet 2007 is uitgevoerd (Van den Ham et al, 2007). Tabel 25 en tabel 26 geven een overzicht van de fosforbemesting en het fosforoverschot in de bodem.

Tabel 25. Fosforbemesting [Van der Ham et al, 2007] en Fase 3

Landgebruik	Bemesting (1994) kg/ha	Fase 3 modelinvoer (1985-2000) kg/ha
Gras	Veehouderij: 170 *	90
Maïs		107
Akkerbouw	112	57
Natuur	-	0

\* Omvat zowel grasland als maïsland

Tabel 26. Fosforoverschot [Van der Ham et al, 2007] en Fase 3

Landgebruik	Overschot (1994) kg/ha	Fase 3 berekeningen (1985-2000) kg/ha
Gras	Veehouderij:	50
Maïs		81
Akkerbouw	48-62	31
Natuur	-	0

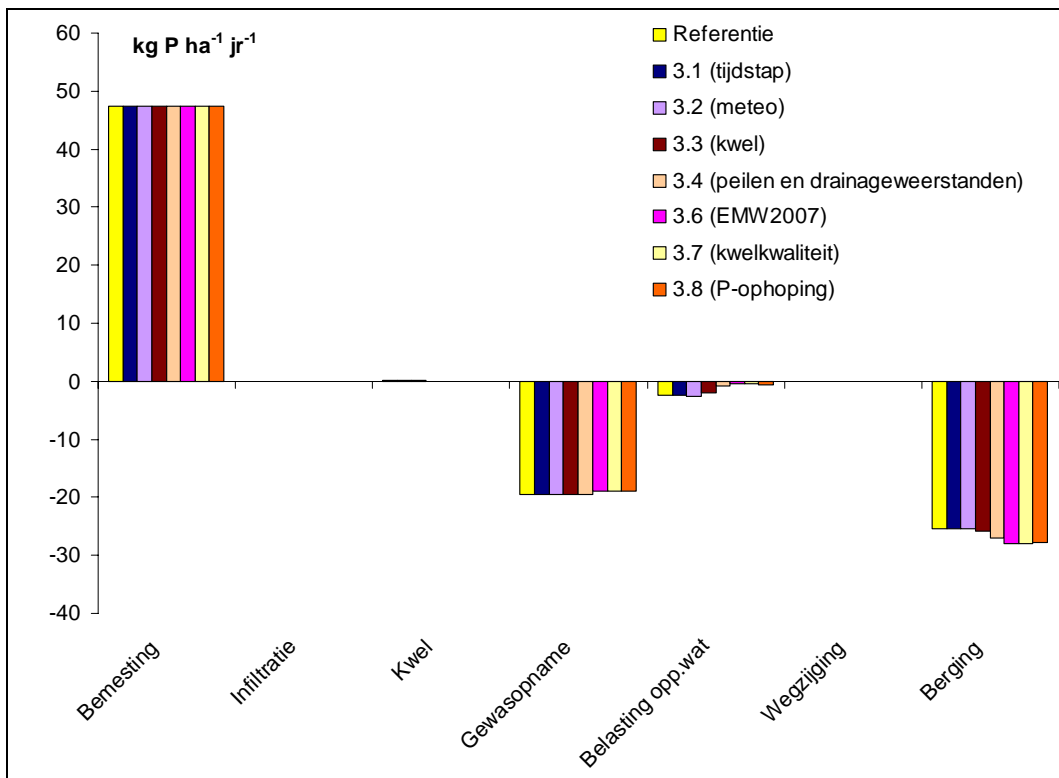
\* Omvat zowel grasland als maïsland

De fosforbemesting en het fosforoverschot zijn in Fase 3 beiden lager dan die door [Van den Ham et al] zijn bepaald. Mogelijk worden voor de bemesting vooral in de beginperiode te lage waardes gebruikt.

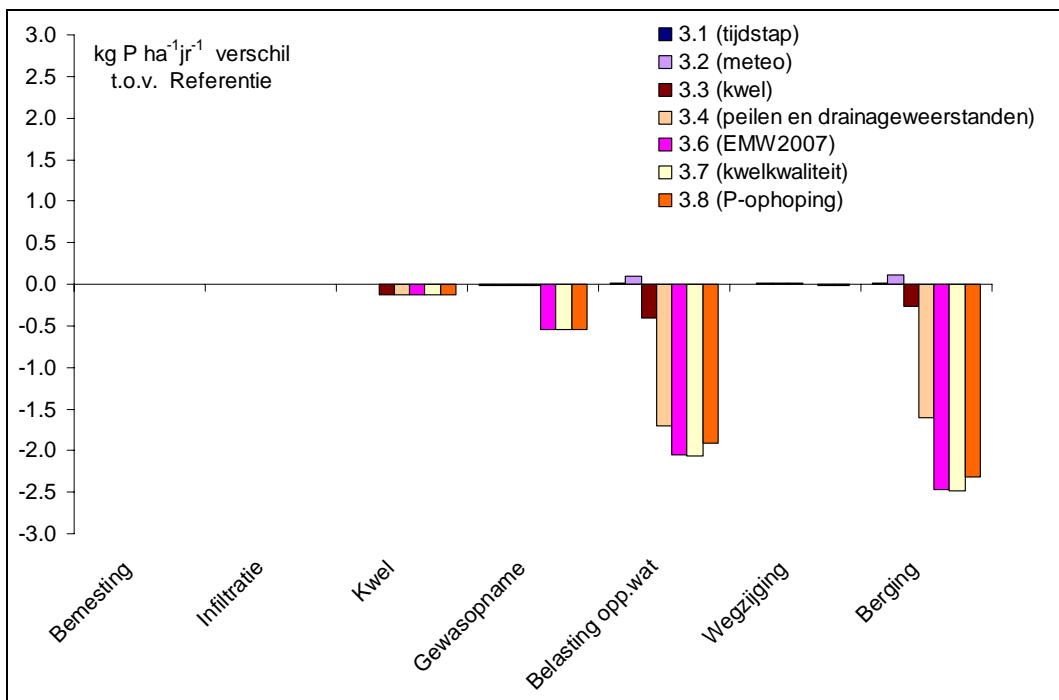
Uit de resultaten van de verschillende verfijningstappen kan worden afgeleid welke regionale data vooral van belang zijn voor het berekenen van de concentraties fosfor.

Uit de berekende stofbalansen blijkt dat voor fosfor de drainageweerstand en –peilen het meest bepalend zijn voor het berekenen van de waterkwaliteit in het landsysteem (figuur 43 en figuur 44). Door de veranderde verdeling van de afvoer over de ontwateringmiddelen verminderen de oppervlakkige afspoeling/erfafspoeling en de ondiepe uitspoeling (figuur 42). Dit resulteert vervolgens in een afname van de belasting van het oppervlaktewater, vooral door organisch fosfor. De lage concentraties fosfor zijn daarom waarschijnlijk het gevolg van de te geringe ondiepe afvoer van water uit het landsysteem (o.a. door te diepe ontwateringspeilen).

Omdat deze snelle component in de afvoer van fosfor belangrijk is, dient er in het vervolg naast de drainageaspecten ook meer aandacht te worden besteed aan de momenten van mesttoediening. In de berekeningen wordt nu vaak een tijdsverschil waargenomen tussen de momenten waarop de gemeten en berekende piekwaarden in de fosforconcentraties optreden. De mesttoediening moet daarom beter worden afgestemd op de beroepspraktijk (bedrijfsvoering), waarbij het optreden van neerslag een belangrijke rol speelt bij de tijdstippen van mesttoediening.



Figuur 43. Fosfor balanstermen voor de verschillende regionale verfijningstappen landsysteem



Figuur 44. Verschillen in fosfor balanstermen voor de verschillende regionale verfijningstappen landsysteem



Het regionaliseren van de (historische) bemesting, waarbij de beginconcentraties van fosfor in de bodem overeenkomen met gemeten waarden (van begin jaren 90), leidt tot hogere bemestingniveaus in de periode 1941-1985, maar dit heeft uiteindelijk weinig effect op de P-belasting van het oppervlaktewater. Het grootste deel van de historische bemesting gaat in de berging zitten. Het is hierbij opvallend, dat er grote verschillen bestaan tussen de gemeten P-ophoping in het BOVAR project (die voor deze studie zijn gebruikt) en de LSK metingen. Dit wijst op een grote ruimtelijke variabiliteit en het belang van voldoende metingen op het schaalniveau van een stroomgebied.

Uit bovenstaande volgt, dat ten aanzien van fosfor een verbetering van de modelresultaten kan worden gerealiseerd door een meer gedetailleerde schematisering (grotere ruimtelijke differentiatie) van drainageweerstand en –peilen (i.e. meer rekeneenheden). Daarnaast dient de mesttoediening beter te worden afgestemd op de beroepspraktijk.

### 5.3 Regionale parameters

#### *Landsysteem*

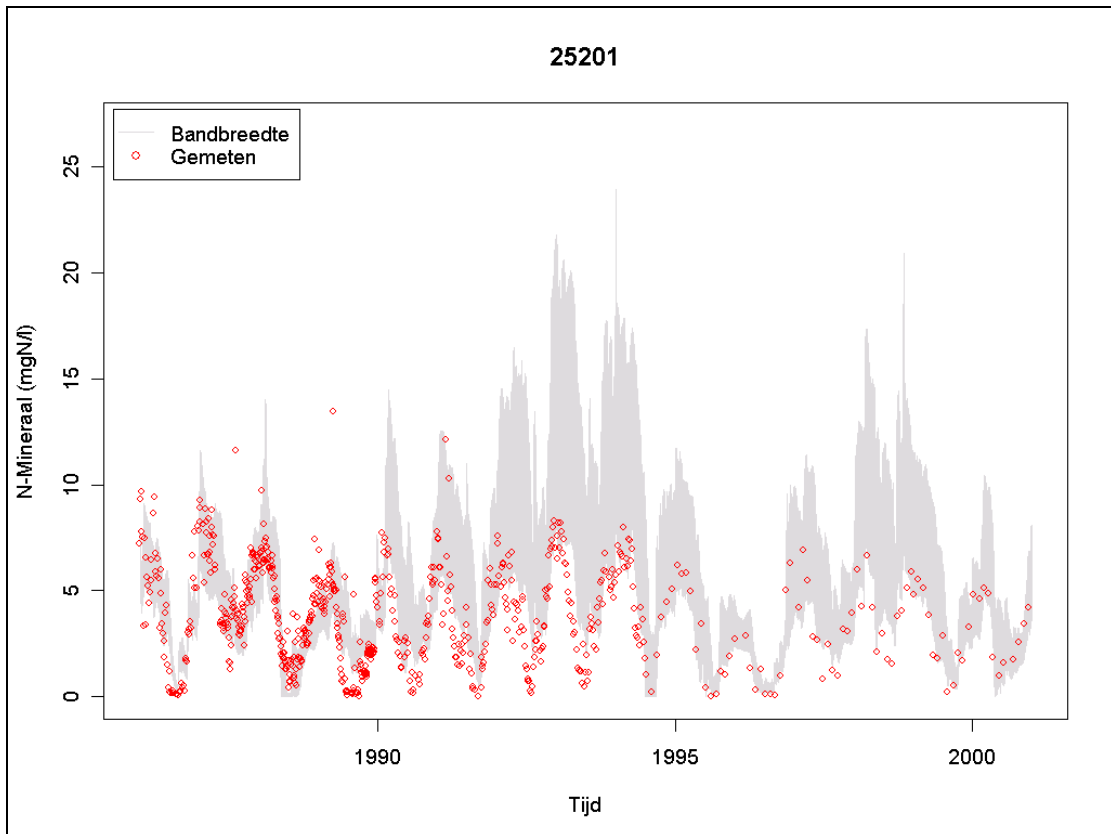
In Paragraaf 5.2.2 werd geconcludeerd, dat voor het verbeteren van de modelresultaten vooral de bemesting en de modelparameters die de kwaliteitsprocessen beschrijven nader dienen te worden geanalyseerd.

Het gebruik van een aangepast nutriëntenmodel (onderdeel van STONE2.3) heeft geleid tot een sterk verhoogde stikstofbelasting vanuit het landsysteem, die doorwerkt in het oppervlaktewatersysteem. In dit nutriëntenmodel zijn er ten opzichte van EMW2004 een aantal aanpassingen doorgevoerd, onder andere de atmosferische depositie, de berekening van de gewasopname, de mineralisatie van organische stof en de kritische waarde van de waterverzadigingsgraad waarboven denitrificatie kan optreden.

Echter omdat alle omzettingprocessen aan elkaar gekoppeld zijn, en er dus ook diverse terugkoppelingen in het model zijn gedefinieerd, kan er niet zonder meer één factor in het aangepaste nutriëntenmodel worden aangewezen als meest bepalende (proces)parameter. In het landelijke STONE model wordt de kritische waarde van de waterverzadigingsgraad gecalibreerd aan de hand van gemeten nitraatconcentraties in het LMM-netwerk. Deze parameter wordt bij iedere nieuwe versie van STONE beoordeeld. De waarde is afhankelijk van de schaal waarop gegevens beschikbaar zijn. Voor een regionale modeltoepassing zou deze parameter idealiter op regionale gegevens van nitraatconcentraties gecalibreerd moeten worden. In het kader van het project 'Monitoring stroomgebieden' is voor Schuitembeek het effect van deze parameter nader geanalyseerd.

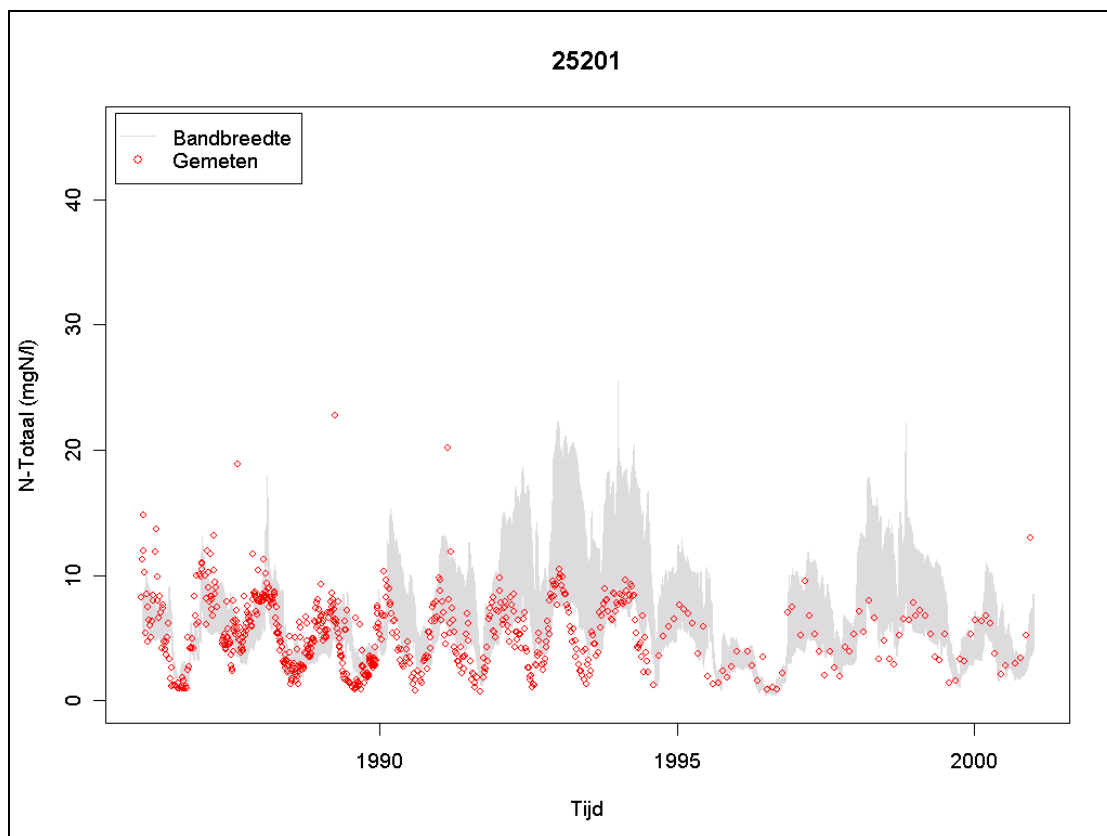
De kritische waarde van de waterverzadigingsgraad van de bodemporiën waarboven denitrificatie kan optreden (WFPS, wat staat voor 'Water Filled Pore Space') stond in STONE2.1 ingesteld op 0,5 en in STONE2.3 op 0,8. Een hogere drempelwaarde

leidt tot minder denitrificatie. Figuur 45 laat zien, dat het effect van deze aanpassing voor het stroomgebied van de Schuitenbeek zeer groot is. Door het veranderen van de parameterwaarde van 0,5 naar 0,8 neemt de (minerale) stikstofbelasting van het oppervlaktewater vanuit het landsysteem toe, met ongeveer een factor 2. Dit zou dus een (een deel van) de verschillen tussen berekende en gemeten concentraties kunnen verklaren.



Figuur 45. Concentraties mineraal-N in oppervlaktewater bij WFPS tussen 0,5 en 0,8 (op uitstroompunt)

De belasting door organisch stikstof wordt niet door deze parameter beïnvloed. Het effect van deze parameter op de totale stikstofbelasting laat dus hetzelfde patroon zien als het effect op mineraal stikstof (figuur 46).



Figuur 46. Concentraties totaal-N in oppervlaktewater bij WFPS tussen 0,5 en 0,8 (op uitstroompunt).

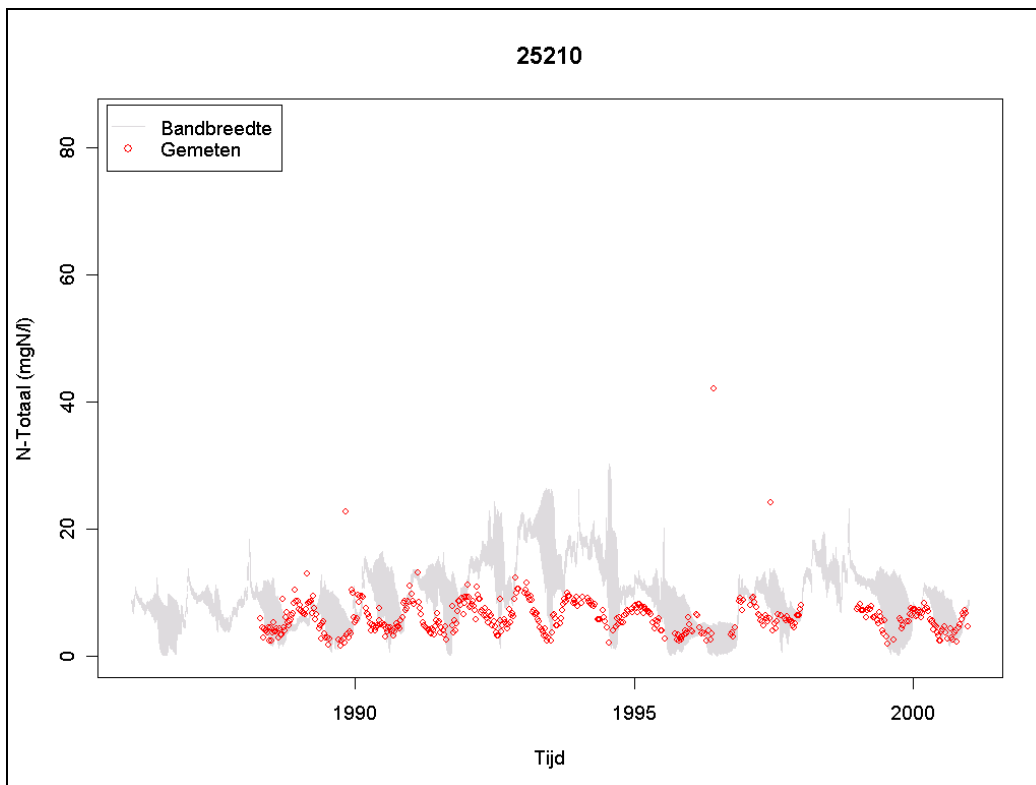
Het (gebiedspecifiek) kwantificeren van de kritische waarde van de waterverzadigingsgraad waarboven denitrificatie optreedt is dus erg belangrijk. De waarde hangt echter samen met de gesimuleerde hydrologie, de bemesting en de bodemopbouw en kan alleen in samenhang met deze gegevens op een optimale waarde worden ingesteld. Omdat niet alle modelparameters (die mogelijk ook sterk bepalend zijn voor de resultaten) zijn onderzocht, is het zinvol om een meer uitvoerige gevoeligheidsanalyse voor de modelparameters uit te voeren (zie Hoofdstuk 8.4).

#### *Oppervlaktewatersysteem*

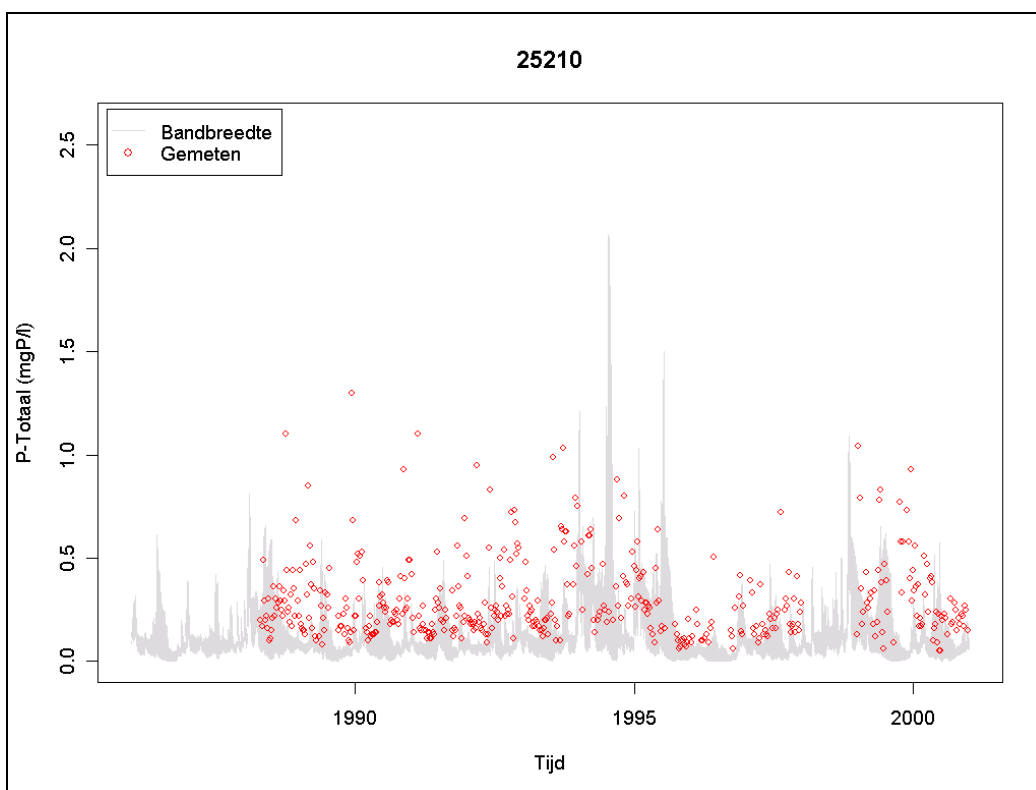
Behalve het WFPS is ook de onzekerheid in een aantal procesparameters in het oppervlaktewater kwaliteitsmodel nader onderzocht. Ook dit leidt tot een aanzienlijke 'bandbreedte' in de modeluitkomsten (figuur 47 en figuur 48).

Uit figuur 47 blijkt, dat de gemeten concentraties stikstof niet geheel in de bandbreedte van de uitkomsten van het oppervlaktewater kwaliteitsmodel vallen. Hieruit kan worden geconcludeerd, dat de overschattingen door de modellen voor een belangrijk deel zijn toe te schrijven aan een te hoge N-uitspoeling uit het landsysteem.

Voor fosfor geeft de bandbreedte analyse een minder duidelijk beeld (figuur 48). In de beginjaren (tot begin jaren 90) lijkt de belasting vanuit het landsysteem wat te laag.



Figuur 47. Bandbreedte analyse oppervlaktewater kwaliteitsmodel voor stikstof.

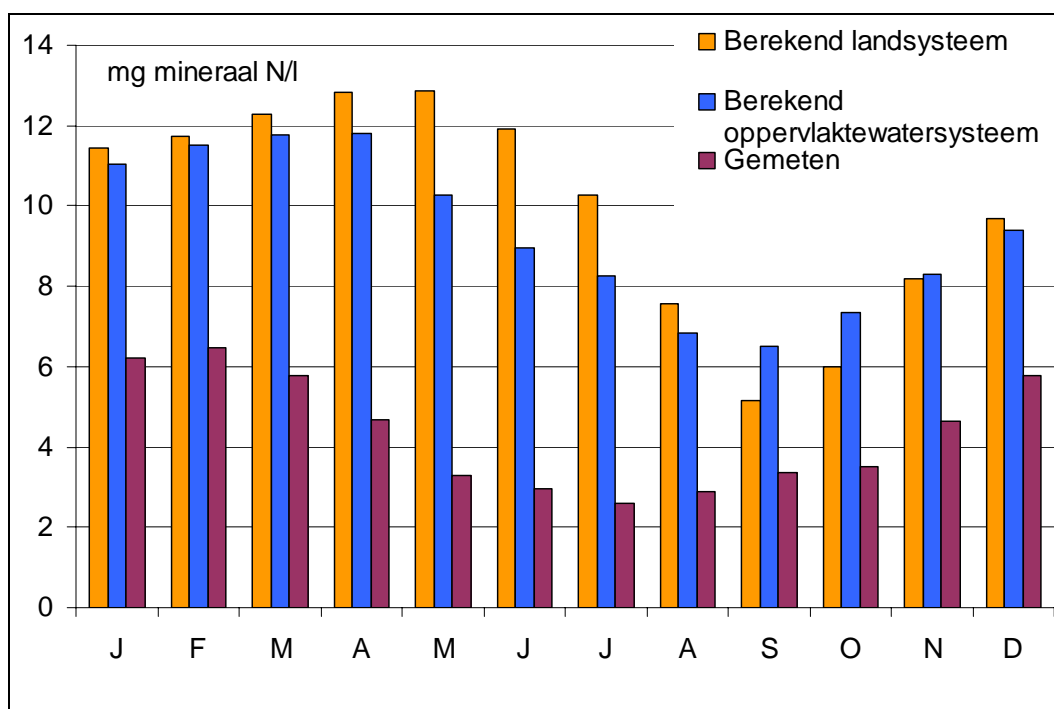


Figuur 48. Bandbreedte analyse oppervlaktewater kwaliteitsmodel voor fosfor.

### Temporele aspecten

Behalve de hoge berekende concentraties mineraal stikstof treedt ook een verschuiving in de tijd op (van enkele maanden) in de minima en maxima. Figuur 49 laat zien, dat de modellen van het oppervlaktewatersysteem de trend van de modellen van het landsysteem volgen, zij het enigszins afgevlakt in de tijd<sup>46</sup>. Opvallend is, dat de gemeten minima en maxima eerder optreden dan de berekende minima en maxima. Dit kan er ook op wijzen, dat de snelle afvoercomponent in de drainage vanuit het landsysteem wordt onderschat en de langzame overschat. Het is verder mogelijk dat (vooral in het voorjaar) te weinig denitrificatie wordt gesimuleerd in het landsysteem en daardoor piekwaarden optreden.

Deze factoren betreffen dus de modellen voor het landsysteem. Er zijn geen directe aanwijzingen, dat het oppervlaktewaterkwaliteitmodel ten aanzien van mineraal stikstof aangepast moet worden.



Figuur 49. Berekende en gemeten gemiddelde concentraties mineraal stikstof op het continue meetpunt

Voor organisch stikstof is de belasting vanuit het landsysteem met name in de winter te laag, hetgeen waarschijnlijk het gevolg is van de geringe oppervlakkige afspoeling/erfafspoeling en ondiepe uitspoeling (figuur 50)<sup>47</sup>. Ook de mesttoediening

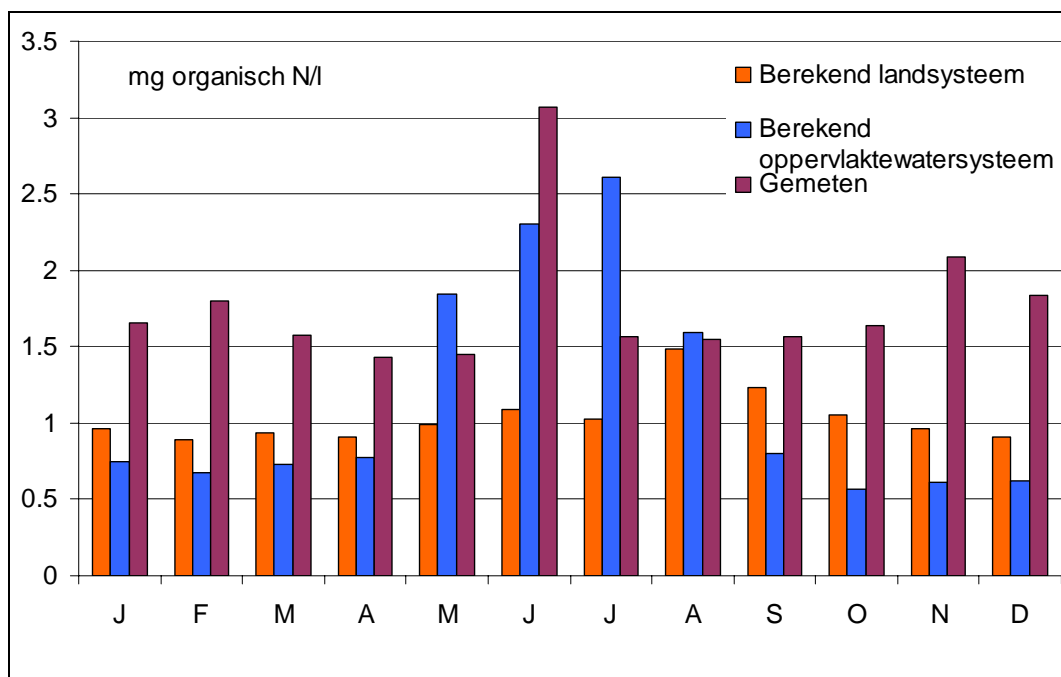
<sup>46</sup> Mogelijk door relatief meer berging in de zomer als er weinig afvoer is en het water wordt opgestuwd, aangezien het grootste deel van de stikstofbelasting wordt afgevoerd als opgeloste fractie. Waarschijnlijk spelen hier ook de parameters die de snelheid van groei en sterfte van biomassa bepalen een rol.

<sup>47</sup> Om dit met zekerheid te kunnen vaststellen zouden ook de berekende concentraties in de bodem opgelost organische stikstof getoetst moeten worden.

kan een grote rol spelen, aangezien deze gegevens nog niet nauwkeurig konden worden bepaald.

Gezien de afwijkingen in de modellen voor het landsysteem is het niet duidelijk of de oppervlaktewatermodellen de omzetting van organisch stikstof in de winter correct berekenen. Van mei tot juli/augustus zijn de concentraties organisch stikstof doorgaans te hoog<sup>48</sup>. Deze hoge concentraties (en de gemeten piekwaarde in juni) zijn niet logisch, omdat in deze maanden het afstervingsproces nog geen grote rol speelt. Omdat de afwijkingen in de zomermaanden niet zijn toe te schrijven aan de uitspoeling (van organisch stikstof) uit het landsysteem, lijkt het er dus op, dat het proces van bezinking en het daarna terugkomen als opgeloste fractie organisch materiaal te snel verloopt (bij geringe waterdiepten).

Om het omzettingsproces beter te kunnen modelleren is meer kennis nodig. Het verdient daarom aanbeveling om de procesparameters die de omzetting van organisch materiaal in oppervlaktewater simuleren nader te onderzoeken. Dit betreft met name het simuleren van afstervende biomassa bij lage waterdiepten.



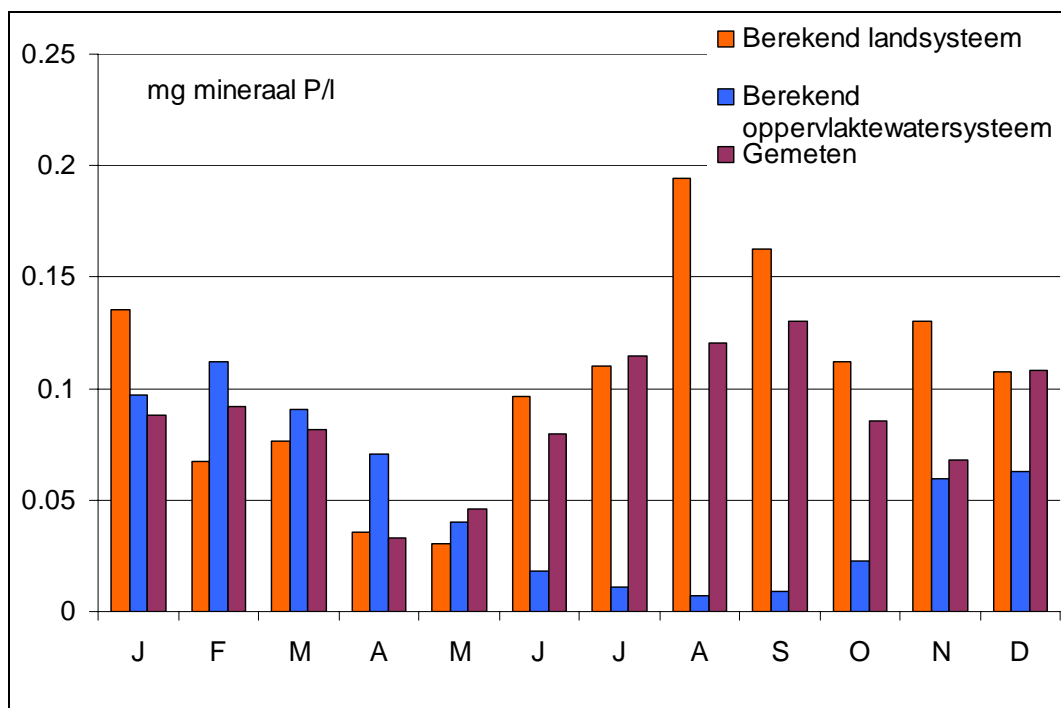
Figuur 50. Berekende en gemeten gemiddelde concentraties organisch stikstof op het continue meetpunt

In Paragraaf 4.2.1 en Paragraaf 5.2.1 werd geconcludeerd dat de temporele variabiliteit in de concentraties fosfor niet juist wordt berekend. Uit een nadere beschouwing blijkt, dat het oppervlaktewatermodel vooral in de zomer te veel mineraal fosfor uit het oppervlaktewater verwijdert (figuur 51), door sedimentatie.

<sup>48</sup> Ook op de onderzochte meetpunten 25201(uitstroompunt) en 25311 (uitstroompunt Veldbeek)

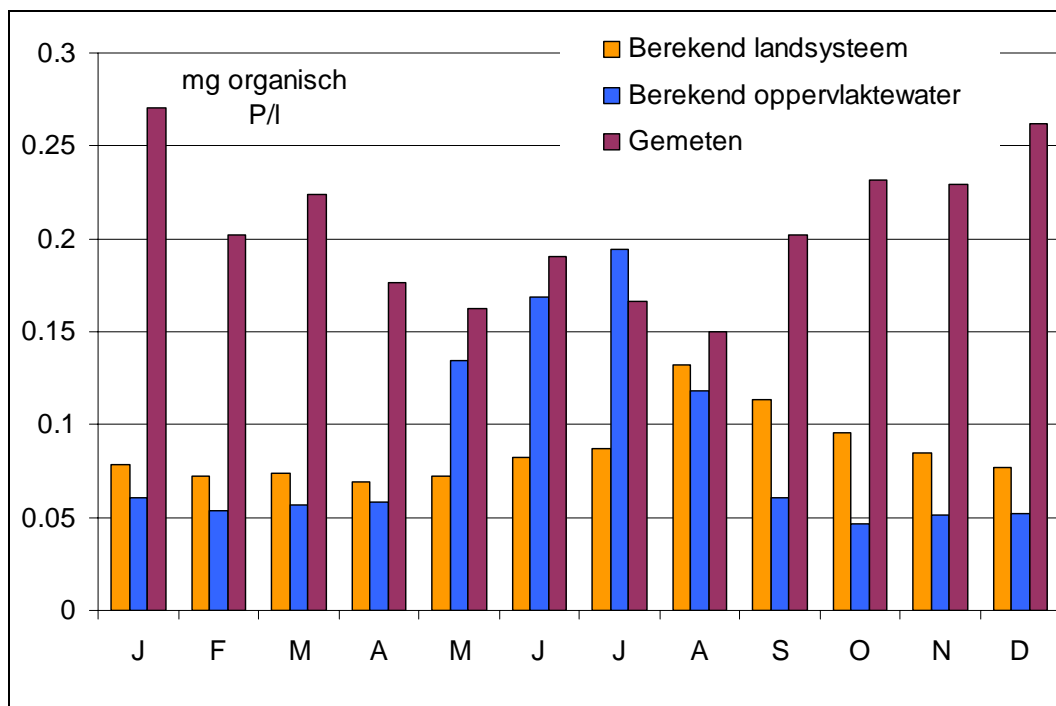
Mogelijk wordt in de zomer teveel mineraal fosfor verwijderd door hoge startconcentraties bij geringe waterdiepten.

Figuur 52 laat zien dat de trend in de gesimuleerde concentraties organisch fosfor zeer sterk overeenkomt met die voor organisch stikstof<sup>49</sup>. Vooral in de winter is de belasting door organisch fosfor vanuit het landsysteem te laag (net als voor organisch stikstof). Dit lijkt vooral het gevolg te zijn van de geringe oppervlakkige afspoeling/erfafspoeling en ondiepe uitspoeling, waardoor teveel organisch materiaal in de bodem wordt omgezet (zie ook figuur 50). Ten aanzien van de concentraties bij geringe waterdiepten (in de zomer) gelden dezelfde opmerkingen als voor organisch stikstof. Ook hier liggen de concentraties organisch fosfor in het oppervlaktewatersysteem boven de uitspoelingsconcentraties in het landsysteem.



Figuur 51. Berekende en gemeten gemiddelde concentraties mineraal fosfor op het continue meetpunt

<sup>49</sup> Bij de toetsing dient een voorbehoud te worden gemaakt ten aanzien van de gemeten waarden. De gemeten concentraties organisch fosfor zijn betreffen nu het verschil tussen totaal-P en ortho-P. De particulier gebonden P is hierbij niet meegenomen, zodat de werkelijke (gemeten) concentraties organisch-P wat lager kunnen liggen.



Figuur 52. Berekende en gemeten gemiddelde concentraties organisch fosfor op het continue meetpunt

Uit bovenstaande kan worden geconcludeerd, dat de oppervlaktewater kwaliteitsmodellen vooral ten aanzien van mineraal fosfor en ook organisch stikstof verbetering behoeven<sup>50</sup>. Hiertoe dient het belang van de individuele procesparameters nader te worden onderzocht. Figuur 47 en figuur 48 laten zien, dat onzekerheden in de procesparameters kan leiden tot grote variaties in de modeluitkomsten.

<sup>50</sup> Met name gezien de berekeningsresultaten ten aanzien van mineraal fosfor in de zomermaanden.





## 6 Verschillen ten opzichte van Fase 2

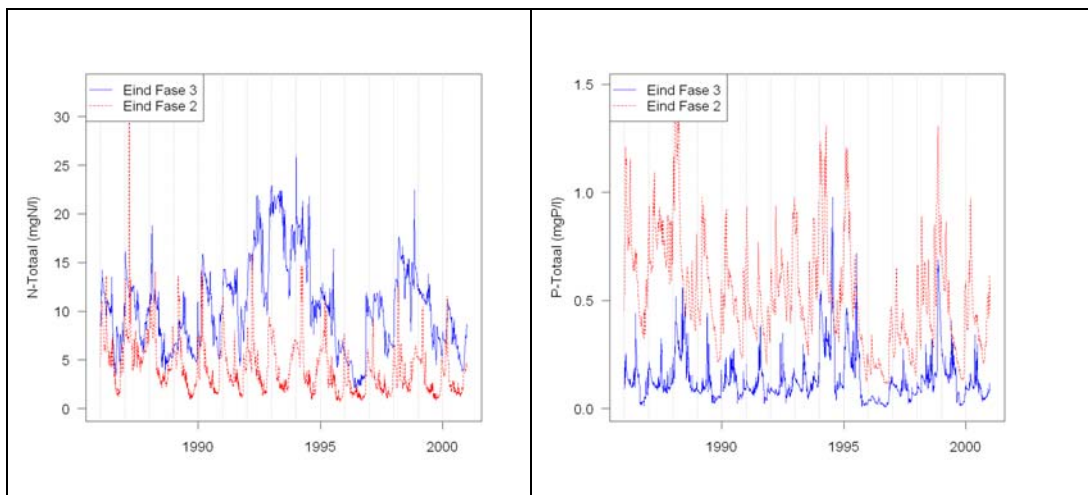
### 6.1 Waterkwaliteit

#### *Concentraties*

De in Fase 3 gesimuleerde concentraties nutriënten verschillen sterk van de modelberekeningen in Fase 2. De concentraties stikstof (vooral mineraal stikstof) zijn sterk gestegen. De concentraties fosfor zijn gedaald (figuur 53). Voor zowel stikstof als fosfor betekent dit een verslechtering ten opzichte van Fase 2 (tabel 28), ondanks dat betere input data zijn gebruikt.

De berekende retenties in het oppervlaktewater zijn van dezelfde orde grootte als in Fase 2 (tabel 29). De berekende waarden zijn realistisch, waarbij opgemerkt wordt, dat deze in Fase 3 sterk variëren binnen het jaar.

De veranderingen ten opzichte van Fase 2 betreffen vooral de resultaten van de berekeningen voor het landsysteem (tabel 27).



Figuur 53. Berekende concentraties nutriënten op Meetpunt 25210 Fase 2 en Fase 3

Tabel 27. Berekende gemiddelde concentraties landsysteem op Meetpunt 25201 en 25210

Parameter	Meetpunt 25201 (mg/l)		Meetpunt 25210 (mg/l)	
	Fase 2	Fase 3	Fase 2	Fase 3
Totaal-N	5.8	10.6	5.8	11.0
Totaal-P	0.60	0.18	0.62	0.19

Tabel 28. Berekende en gemeten gemiddelde concentraties oppervlaktewatersysteem op Meetpunt 25201 en 25210

Parameter	Gemeten (mg/l)	Meetpunt 25201		Meetpunt 25210	
		Fase 2	Fase 3	Fase 2	Fase 3
Totaal-N	5.3	4.2	9.3	6.1	4.3
Totaal-P	0.35	0.56	0.14	0.29	0.53

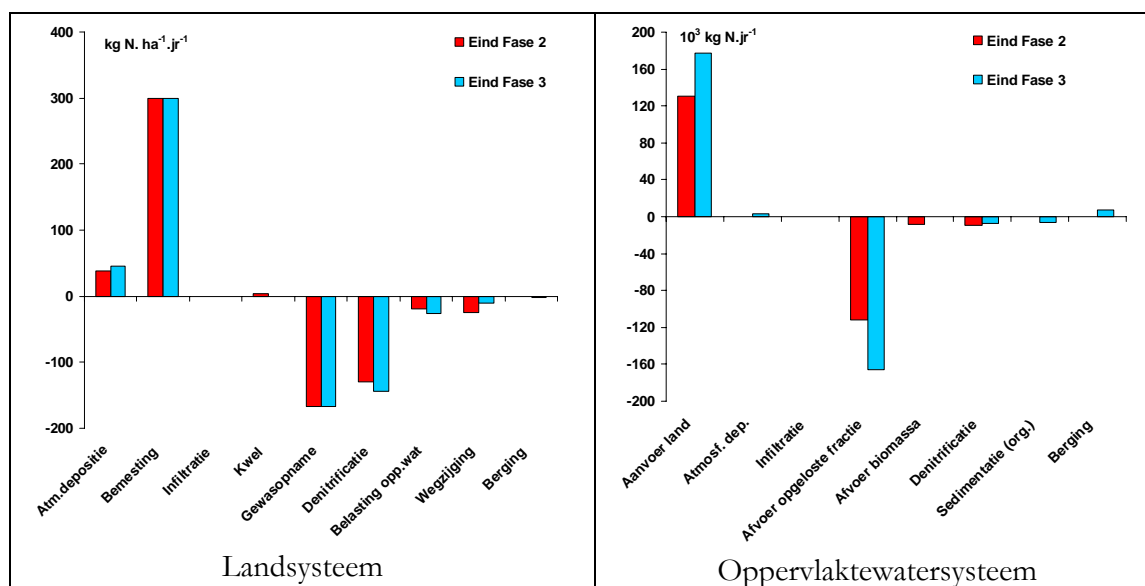
Tabel 29. Berekende retenties oppervlaktewatersysteem op Meetpunt 25201 en 25210

Parameter	Meetpunt 25201	
	Fase 2	Fase 3
Totaal-N	14%	10%
Totaal-P	23%	30%

### Balansen

Figuur 54 geeft een vergelijking tussen de stikstofbalansen zoals berekend in Fase 2 en Fase 3 door de modellen van, respectievelijk, het landsysteem en het oppervlaktewatersysteem. Hierbij valt op, dat van de twee grootste uitvoertermen van het landsysteem de gewasopnames (vrijwel) niet verandert, maar de denitrificatie wel significant hoger wordt. De belasting van het oppervlaktewater neemt toe en daarmee ook de opgeloste fractie stikstof die uiteindelijk het stroomgebied verlaat.

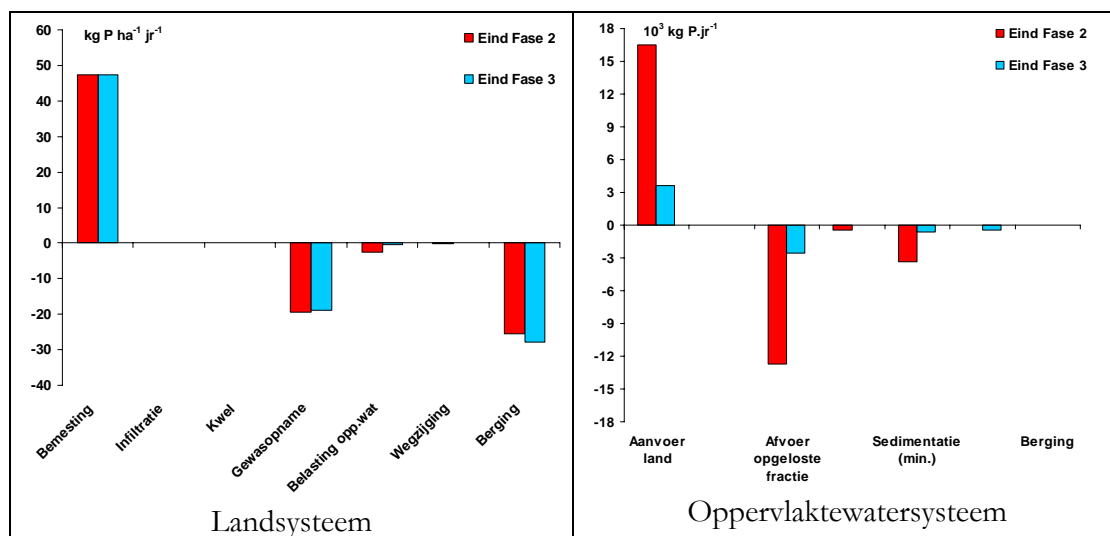
Omdat de stikstofuitspoeling een kleine post is op de balans, kan een kleine fout in het stikstofoverschot en/of de denitrificatie leiden tot een relatief grote afwijking van de uitpoeling. Er moet dus worden gezocht naar manieren om deze ‘intermediaire’ informatie beter te kunnen toetsen.



Figuur 54. Vergelijking gemiddelde stikstofbalans voor stroomgebied Fase 2 en Fase 3

Figuur 55 geeft een vergelijking tussen de fosforbalansen zoals berekend in Fase 2 en Fase 3 door de modellen van, respectievelijk, het landsysteem en het oppervlaktewatersysteem. De belasting van het oppervlaktewater vanuit het landsysteem is hier een stuk lager, vooral doordat meer fosfor in de berging gaat zitten. Dit is waarschijnlijk een gevolg van de verminderde oppervlakkige afspoeling/erfafspoeling en ondiepe uitspoeling (door een veranderde verdeling van de afvoer over de

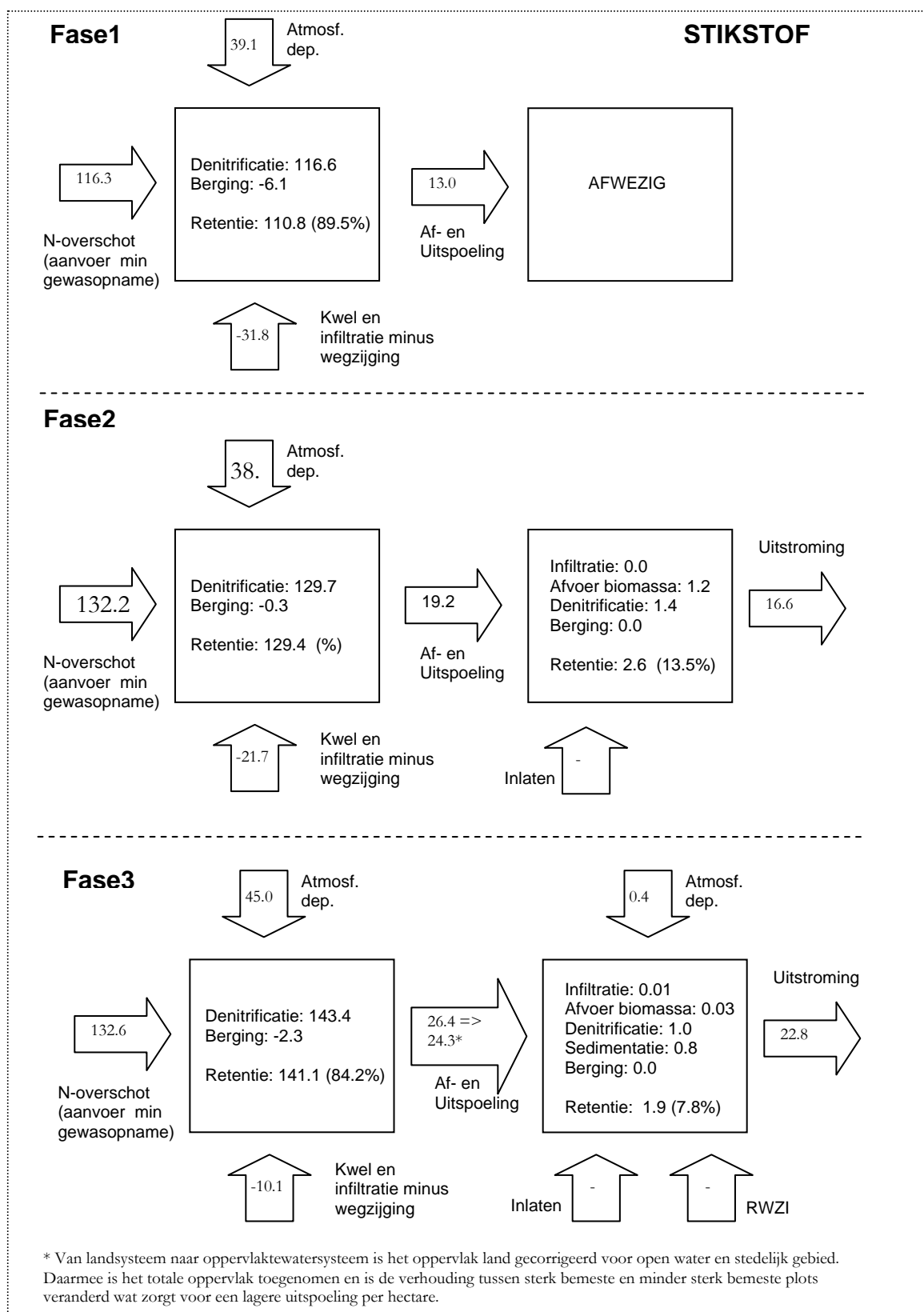
ontwateringsmiddelen). De sterk verminderde belasting vanuit het landsysteem werkt door in de opgeloste fractie fosfor die uiteindelijk het stroomgebied verlaat.



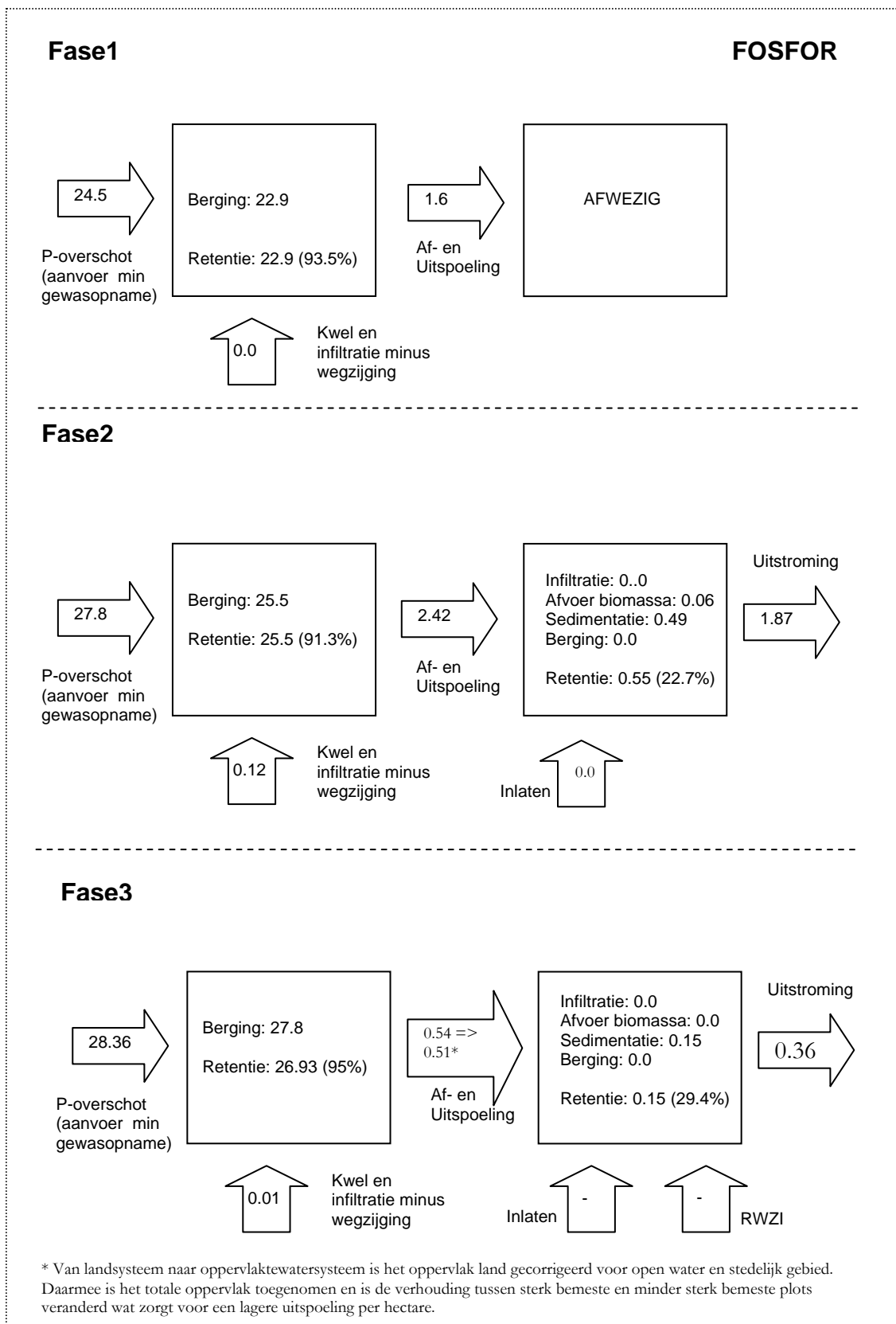
Figuur 55. Vergelijking gemiddelde fosforbalans voor stroomgebied Fase 2 en Fase 3

Figuur 56 en figuur 57 zijn schematische weergaven van de stikstofbalansen en fosforbalansen zoals berekend in Fase 1, Fase<sup>51</sup> en Fase 3.

<sup>51</sup> Harmonisatie Fase 2.



Figuur 56. Overzicht stikstofbalansen Fase 1, Fase 2 en Fase 3 (in kg/ha)



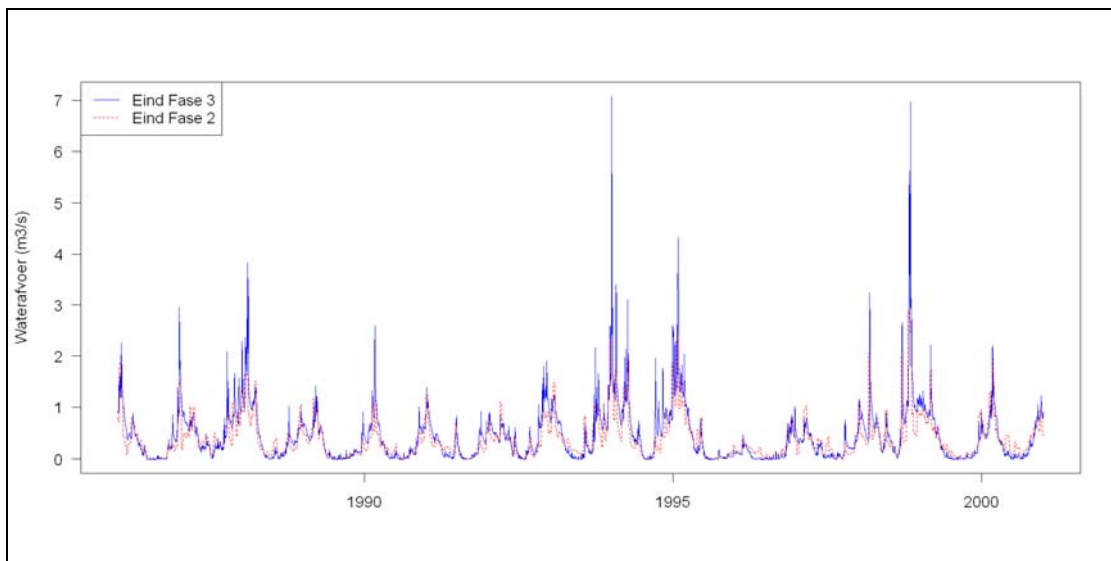
Figuur 57. Overzicht fosforbalansen Fase 1, Fase 2 en Fase 3 (in kg/ha)

## 6.2 Waterafvoeren

In de Fase 3 modelberekeningen worden op alle meetpunten lagere gemiddelde, minimum en maximum jaarafvoeren berekend, hetgeen een lichte verbetering is ten opzichte van Fase 2.

Bijlage 8 geeft, voor alle meetpunten waar in de periode 1986-2000 afvoeren zijn gemeten, een overzicht van de verschillen tussen de berekende jaarafvoeren in Fase 2<sup>52</sup> en Fase 3 ten opzichte van de gemeten jaarafvoeren. Tabel 30 geeft een overzicht van enkele karakteristieke gegevens van de jaarafvoeren.

Op het meest betrouwbare meetpunt (het continue meetpunt 25210) is in de periode 1986-2000 van 8 jaar een volledige meetreeks beschikbaar. Gedurende deze 8 jaar was de gemeten minimum, gemiddelde en maximum jaarafvoer respectievelijk 5,1, 8,7 en 14,3 miljoen m<sup>3</sup> (tabel 30). De voor dezelfde periode berekende minimum, gemiddelde en maximum jaarafvoer bedragen, respectievelijk, 6,0, 10,5 en 18,2 miljoen m<sup>3</sup><sup>53</sup>. De gemiddelde jaarafvoer is dus hiermee verbeterd ten opzichte van Fase 2, maar wordt nog steeds overschat (met 17%). Het verschil tussen de gesimuleerde meetreeks in Fase 2 en 3 is weergegeven in figuur 58.



Figuur 58. Berekende afvoeren Meetpunt 25210 Fase 2 en Fase 3

<sup>52</sup> D.w.z: Harmonisatie Fase 2.

<sup>53</sup> In Fase 2 waren deze hoeveelheden, respectievelijk 5,8, 10,3 en 14,9 miljoen.

Tabel 30. Karakteristieken van de jaarafvoer

Meetpunt	Jaarafvoer	Fase 2 1986-2000	Fase 3 1986-2000	Gemeten <sup>54</sup>	Meetperiode
25201	Min	9,0	4,5	5,9	1986-1993
	Gem	17,2	13,9	11,0	
	Max	29,1	26,5	16,4	
25210	Min	6,3	2,9	5,1	1988-1994, 2000
	Gem	12,6	10,0	8,7	
	Max	21,4	19,4	14,3	
25311	Min	4,1	1,9	1,3	1992-2000
	Gem	7,9	6,2	4,3	
	Max	13,3	12,1	6,8	
25200	Min	6,3	2,9	2,8	1988-2000
	Gem	12,6	10,0	7,6	
	Max	21,4	19,4	13,9	
25301	Min	3,4	1,5	1,0	1996-1998
	Gem	6,5	5,0	3,3	
	Max	11,0	9,8	6,9	
25316	Min	2,0	0,8	0,4	1996-1998
	Gem	4,1	3,1	1,5	
	Max	7,0	6,0	2,8	

Het gebruik van gebiedspecifieke gegevens heeft dus geleid tot een verbetering van de gesimuleerde afvoeren, zowel op stroomgebiedniveau als voor de deelgebieden ten opzichte van Fase 2.

<sup>54</sup> Omdat de jaarlijkse variatie in de afvoeren groot is (zie het verschil tussen de minimale en maximale jaarafvoer) is de vergelijking met de meetwaarden voor korte meetperiodes tentatief.





## 7 Conclusies

### 7.1 Doelstellingen Fase 3

De belangrijkste algemene aanbevelingen uit de systeemanalyse van het Fase 2 modelsysteem voor de vier studiegebieden waren het verhogen van de temporele resolutie en het regionaliseren van de modelinvoer, opdat ook de deelstroomgebieden beter gemodelleerd kunnen worden. Specifieke aanbevelingen voor het stroomgebied van de Schuitenbeek waren:

- Verbetering van de randvoorwaarden aan de onderzijde van het model om kwel en wegzijging beter te kunnen berekenen;
- Correctie/verbetering van leggergegevens, omdat de onvolkomenheden in de geometrische gegevens de resultaten plaatselijk sterk beïnvloeden;
- Aanpassen van de koppeling tussen het land en watersysteem, hierbij ook rekening houdend met de locaties van de meetpunten;
- Nader onderzoek naar de nutriëntenbelasting van landbouwgebieden, omdat op de door landbouw beïnvloede meetpunten doorgaans te hoge concentraties mineraal stikstof en mineraal fosfor worden berekend;
- Aandacht voor de procesparameters van de toegepaste modellen.

Waar mogelijk zijn deze aanbevelingen in Fase 3 toegepast. Dit heeft geleid tot nieuwe informatie en inzichten. In de volgende paragrafen wordt een overzicht gegeven van de belangrijkste conclusies.

### 7.2 Conclusies

#### 7.2.1 Resultaten

##### *Waterafvoer*

Door het gebruik van gebiedspecifieke gegevens verbeteren de Fase 3 modelresultaten ten aanzien van de waterafvoer. Er vindt echter nog een overschatting van de afvoer plaats, zowel in het gehele stroomgebied als in alle onderzochte deelstroomgebieden. Op het continue meetpunt wordt de gemiddelde jaarafvoer met 17% overschat.

Een fijnere ruimtelijke schematisering, waarbij de neerslag en randvoorwaarden aan de onderzijde van het bodemprofiel (kwel en wegzijging) nauwkeuriger (meer ruimtelijk gedifferentieerd) worden ingevoerd, zal tot verdere verbetering kunnen leiden. Dit dient dan wel uitgevoerd te worden in combinatie met een nadere toetsing van de berekende verdamping.

Een fijnere ruimtelijke schematisering zal ook resulteren in een betere simulatie van de GHG's in het stroomgebied.

### *Stikstofbalans*

De bemesting is verreweg de grootste balanspost in het landsysteem. De meeste afvoer van stikstof vindt plaats door gewasopname en denitrificatie. Er lijkt een direct verband te zijn tussen denitrificatie en bemesting. Slechts een zeer klein deel van het stikstofoverschot komt in het oppervlaktewater terecht, maar er is wel een relatie tussen bemesting en belasting van het oppervlaktewater. Deze belasting varieert sterk in de tijd. Van het stikstof dat in het oppervlaktewater terecht komt wordt het grootste deel afgevoerd in opgeloste fractie. De berekende retentie (door denitrificatie en sedimentatie van organisch materiaal) is ongeveer 10%.

### *Mineraal stikstof*

De Fase 3 modelberekeningen laten ten opzichte van Fase 2 een verslechtering zien van de gesimuleerde concentraties stikstof. Dit betreft vooral aanzienlijk hogere concentraties mineraal stikstof. Een deel van de verschillen tussen de gemeten en berekende waarden kan worden verklaard door onnauwkeurigheden in de waterkwantiteit berekeningen. Mineralisatie van organisch materiaal en denitrificatie zijn sterk afhankelijk zijn van de hydrologische condities.

Daarnaast is gebleken, dat met name de *procesparameters* in de kwaliteitsmodellen voor het landsysteem zeer bepalend zijn. De kritische waarde van de waterverzadigingsgraad waarboven denitrificatie optreedt is cruciaal en is op regionaal niveau alleen vast te stellen als voor dit niveau ook gegevens van nitraatconcentraties in het grondwater beschikbaar zijn. De landelijk toegepaste waarde binnen het STONE-instrumentarium is als gevolg van aanpassingen in de hydrologie en de mineralisatie verhoogd van 0,5 naar 0,8. De aanpassing van het bodemmodel leidt voor het stroomgebied van de Schuitenbeek tot een aanzienlijke vermindering van de denitrificatie en derhalve tot een hogere uitspoeling van mineraal stikstof. Op het uitstroompunt zijn de berekende concentraties totaal stikstof gemiddeld ongeveer 60% hoger dan de berekende concentraties. Op het continue meetpunt is dit bijna 100%. Hoewel geen toetsingsgegevens van de kwaliteit van het grondwater beschikbaar zijn, is het erg onwaarschijnlijk dat dit verschil (volledig) is toe te schrijven aan de retentie in het oppervlaktewater. De momenteel berekende retentie van ongeveer 10% in het oppervlaktewater is vrij realistisch gezien de korte verblijftijd van het water in het oppervlaktewatersysteem (snelle afvoer in combinatie met geringe berging).

Voor mineraal stikstof kan een verbetering van de modelresultaten niet alleen met verbeterde hydrologische berekeningen worden gerealiseerd. De bemesting en de modelparameters die de kwaliteitsprocessen in het landsysteem beschrijven zullen nader onderbouwd moeten worden.

### *Organisch stikstof*

Voor organisch stikstof is de belasting vanuit het landsysteem te laag, vooral in de winter. Dit is waarschijnlijk het gevolg van te diepe stroombanen in de bodem met langere verblijftijden als gevolg, waardoor teveel organisch materiaal in de bodem wordt omgezet. Voor organisch stikstof kunnen verbeterde hydrologische berekeningen een aanzienlijke verbetering van de modelresultaten opleveren.

Gezien het belang van de kwel, de drainageweerstanden en –peilen en de bemesting kan verder geconcludeerd worden, dat deze datasets –waar mogelijk- in vervolgfases nauwkeuriger bepaald dienen te worden. Hierbij dient ook een betere ruimtelijke differentiatie en dus een meer gedetailleerde modelschematisering te worden toegepast (i.e. meer rekeneenheden).

### *Fosfor*

De bemesting is verreweg de grootste balanspost. Het grootste deel van het fosfor wordt opgeslagen in de bodem, daarnaast wordt fosfor door de planten opgenomen. Slechts een zeer klein deel komt in het oppervlaktewater terecht. Deze varieert sterk in de tijd. Van het fosfor dat in het oppervlaktewater terecht komt wordt het grootste deel afgevoerd in opgeloste fractie. De berekende (gemiddelde jaarlijkse) retentie (door sedimentatie) is ongeveer 30%.

De berekende fosforconcentraties zijn doorgaans te laag, vooral ortho-fosfaat. Dit is een gevolg van een te hoge berekende sedimentatie in het oppervlaktewater, vooral in de zomer

De belasting van het oppervlaktewater met totaal fosfaat verminderd met ortho-fosfaat vanuit het landsysteem te laag, vooral in de winter. Dit is –net als voor organisch stikstof- waarschijnlijk het gevolg van de geringe oppervlakkige afspoeling/erfafspoeling en ondiepe uitspoeling, waardoor te veel organisch materiaal in de bodem wordt omgezet.

Voor organisch fosfor worden de piekwaarden vaak niet op de juiste tijdstippen berekend. Behalve aan de waterkwantiteit berekeningen kan dit worden gerelateerd aan het tijdstip van toediening. In het vervolg zullen de tijdstippen van mest-toediening meer op de landbouwpraktijk in het stroomgebied en op de neerslaggegevens moeten worden afgestemd.

Volgens de berekeningen leidt de afname van de bemesting tot minder voorraadvorming in de bodem, maar de hoeveelheid opgeslagen fosfor neemt nog steeds toe. De afnemende bemesting resulteert dus niet in een afnemende trend van de belasting van het oppervlaktewater. Er wordt ook geen relatie waargenomen tussen het landgebruik (met het daaraan gerelateerde bemestingniveau) en de belasting van het oppervlaktewater. De hydrologie, en dan met name het tijdelijk optreden van hoge grondwaterstanden en oppervlakkige afspoeling, is meer bepalend voor de uitspoeling.

## **7.2.2 Gegevens**

Met het Fase 3 modelsysteem is het mogelijk om het effect van de toepassing van gebiedspecifieke gegevens op de oppervlaktewaterkwaliteit te bepalen. Door de gevolgde werkwijze, waarbij stapsgewijs gebiedspecifieke datasets en nieuwe modelversies zijn geïntroduceerd, is het goed mogelijk de betekenis (gevoeligheid)

van de afzonderlijke modelcomponenten en gebiedspecifieke datasets te kwantificeren.

De neerslag en de randvoorwaarden aan de onderzijde van het bodemprofiel (kwel en wegzijging) zijn de meest bepalende invoergegevens voor het waterkwantiteitmodel voor het landsysteem. De regionalisatie van de drainageweerstand en -peilen heeft een relatief klein effect op de totale hoeveelheid waterafvoer, maar het effect hiervan op de waterkwaliteit is wel zeer groot.

Voor het berekenen van de uitspoeling van stikstof en fosfor uit het landsysteem zijn de kwel (vooral voor stikstof), de drainageweerstand en -peilen, de bemesting, alsmede de WFPS<sup>55</sup> (voor stikstof) het meest bepalend.

Voor de processen in het oppervlaktewater zijn dit voor stikstof de leggerdata, de diffuse detailontwatering en de procesparameters in het oppervlaktewater kwaliteitsmodel. Voor fosfor zijn de diffuse detailontwatering en de procesparameters in het oppervlaktewater kwaliteitsmodel de meest gevoelige datasets.

De genoemde gegevens worden nu op plotniveau ingevoerd, waarbij de ruimtelijke variaties in deze gegevens binnen de plot worden uitgemiddeld. Hierdoor treedt verlies van informatie op. In vervolgfases zouden daarom deze meest bepalende gegevens waar mogelijk in de modelschematisering moeten worden meegenomen.

---

<sup>55</sup> Kritische waarde van de waterverzadigingsgraad waarboven denitrificatie optreedt.

## 8 Aanbevelingen

### 8.1 Inleiding

Op basis van de rekenresultaten en conclusies die in Fase 3 zijn getrokken kunnen aanbevelingen worden gedaan ten aanzien van vervolgonderzoek en de prioriteiten die hierbij dienen te worden gesteld. Deze aanbevelingen betreffen alleen het stroomgebied van de Schuitenbeek en dienen nog afgestemd te worden op de aanbevelingen vanuit de andere proefgebieden.

In Fase 3 is gebleken, dat zowel op het punt van de modelschematisering, modelinvoer (regionale data) en de procesparameters van de modellen verbeteringen nodig zijn. Daarnaast is in Fase 3 gebleken, dat toetsing van een aantal belangrijke rekenresultaten vooralsnog niet altijd goed mogelijk is door het ontbreken van meetgegevens.

De aanbevelingen ten aanzien van de modelschematisering (ruimtelijk en temporeel<sup>56</sup>), regionale data (zowel voor de modellen als voor toetsing) en procesparameters van de modellen worden beschreven in, respectievelijk, Paragraaf 8.2, 8.3 en 8.4.

### 8.2 Modelschematisering

Door de gevolgde werkwijze kan een aantal datasets geïdentificeerd worden die de modelresultaten sterk bepalen. Met de huidige schematisering kunnen deze datasets alleen op plotniveau worden toegekend. Hierbij is dus geen ruimtelijke differentiatie mogelijk voor gegevens die binnen een plot variëren<sup>57</sup>, hetgeen plaatselijk tot onnauwkeurige rekenresultaten leidt. Aanbevolen wordt om in vervolgfases de ruimtelijke schematisering te verfijnen, waarbij dus meer rekeneenheden worden gebruikt, opdat gevoelige datasets ruimtelijk beter beschreven kunnen worden<sup>58</sup>.

Met name neerslag, kwel, bemesting en drainageweerstanden zouden –waar mogelijk– moeten worden meegenomen in de schematisering.

---

<sup>56</sup> I.e. gekozen tijdstappen.

<sup>57</sup> Daar komt nog bij dat plots op diverse locaties in het gebied kunnen voorkomen.

<sup>58</sup> Er zijn in principe twee opties:

1. Het genereren van nieuwe plots op basis van meer informatielagen dan die tot nu toe gebruikt zijn. Het voordeel hiervan is, dat het aantal rekenplots beperkt kan blijven, een nadeel is dat ruimtevariabele data nog niet optimaal kunnen worden meegenomen;
2. Het 1 op 1 rekenen met de gridcellen van 25x25 meter. Het voordeel is, dat alle beschikbare regionale informatie optimaal kan worden meegenomen (minimaal verlies van informatie), het nadeel is dat deze schematisering zeer veel reken- en analysetijd zal vergen, waarbij er tevens een risico is, dat een schijnnaauwkeurigheid wordt geïntroduceerd, indien dit schaalniveau te klein is voor de modellen, of wanneer zeer bepalende modelparameters niet in deze mate van detail beschikbaar zijn.

Op basis van dit rapport wordt geadviseerd om voor vervolgfases de modelschematisering volgens de eerste optie te verbeteren.

De mate waarin de schematisering moet worden verfijnd dient te worden bepaald op basis van de gevoelheden van de datasets, de beschikbaarheid (en betrouwbaarheid) van deze data, en de uit te voeren modevaluatie (Paragraaf 8.4)<sup>59</sup>.

Er zijn geen aanleidingen om de temporele schematisering in vervolgfases aan te passen. Er dient wel aandacht te worden besteed de tijdstippen waarop mesttoediening plaatsvindt.

### 8.3 Regionala data

Bij de aanbevelingen ten aanzien van regionale gegevens kan onderscheid worden gemaakt tussen de *invoergegevens* voor het modelsysteem en *toetsgegevens* om de modelresultaten te kunnen beoordelen.

#### *Gegevens modelsysteem*

In Hoofdstuk 5 is een aantal regionale gegevens geïdentificeerd die de modelresultaten sterk bepalen. Dit zijn:

- neerslag
- kwel (kwantiteit)
- drainageweerstand en –peilen
- (historische) bemesting
- leggergegevens
- diffuse detailontwatering

Door een verbeterde schematisering zullen de rekenresultaten naar verwachting sterk verbeteren, omdat hiermee deze kritische gegevens meer gedetailleerd (dus met minder verlies aan informatie<sup>60</sup> en met meer ruimtelijk detail) in de modellen worden meegenomen (zie Paragraaf 8.2). Behalve de verbeterde schematisering dient ook de nauwkeurigheid van een aantal gegevens verbeterd te worden c.q. de mogelijkheden hiertoe worden onderzocht:

#### *Neerslag*

Onderzocht moet worden of een andere manier van regionaliseren van de neerslaggegevens leidt tot een meer nauwkeurige modelinvoer. Een mogelijke optie is om voortaan gebruik te maken van radarbeelden. Gekoppeld hieraan verdient het ook aanbeveling om de verdamping van gewas en landoppervlak te toetsen en zonodig bij te stellen.

#### *Kwel en wegzijging*

Onderzocht moet worden of de kwel en wegzijging over de onderrand van het bodemprofiel beter kunnen worden gesimuleerd wanneer voor het bepalen van deze flux tevens gebruik wordt gemaakt van gemeten diepe stijghoogten, waarbij ook eventueel een tijdsafhankelijkheid wordt geïntroduceerd. Ook kunnen met behulp

---

<sup>59</sup> Hiermee kan bijvoorbeeld worden voorkomen dat een deel van de data zeer nauwkeurig ruimtelijk (en temporeel) zou worden gedefinieerd, terwijl dat voor de meest bepalende datasets niet mogelijk zou zijn.

<sup>60</sup> Door minder aggregatie van gegevens

van lithologische beschrijvingen van de ondergrond de hydraulische weerstanden mogelijk beter worden gekwantificeerd.

#### *Drainageweerstanden*

Gezien de te geringe gesimuleerde ondiepe uitspoeling dienen de drainageniveaus en de indeling van de ontwateringsystemen over de drainageniveaus opnieuw te worden beoordeeld. De verdeling van de ontwateringmiddelen over de diverse drainageniveaus heeft grote invloed op de doorstroomde diepte van de drainafvoer in de bodem en daarmee op de verblijftijd en de hieraan gerelateerde omzettingsprocessen.

De drainageweerstanden dienen alleen opnieuw te worden bepaald indien er een nieuwe versie van de TOP10 kaart beschikbaar komt.

#### *Bemesting*

De bemestinggegevens dienen verder geregionaliseerd te worden. Dit betreft onder andere de toedieningsmomenten, die beter op de bedrijfsvoering moeten worden afgestemd.

Waar mogelijk dient ook historische bemestinggegevens verder geregionaliseerd te worden, in combinatie met historisch landgebruik<sup>61</sup>.

#### *Legger*

De momenteel nog ontbrekende leggergegevens dienen te worden aangevuld en onjuistheden in de leggerdata dienen te worden gecorrigeerd. Waarschijnlijk zal een aantal trajecten opnieuw moeten worden ingemeten.

#### *Toetsgegevens*

Omdat toetsing van waterkwaliteit in het landsysteem niet mogelijk was, terwijl deze wel sterk bepalend is voor de oppervlaktewaterkwaliteit wordt geadviseerd om op een aantal strategische punten de waterkwaliteit in het bovenste grondwater te bepalen. Hiervoor kunnen mogelijk bestaande meetnetten worden gebruikt. Daarbij is het aan te bevelen om behalve naar stikstof- en fosforcomponenten ook naar andere indicatoren te kijken die informatie kunnen geven over de herkomst en leeftijd van water.

Om de correcte simulatie van kwel te kunnen beoordelen dienen hiervoor ook betere toetsgegevens beschikbaar te komen (betrouwbare kwelkaarten).

---

<sup>61</sup> Het inschatten van de mestgiften in de huidige situatie alsmede het dynamisch landgebruik is wel mogelijk. Hiervoor dienen aanvullende gegevens ten aanzien van de aanwezige bedrijfstypen, het aantal dieren en de oppervlakte van verschillende gewassen per bedrijfstype beschikbaar te komen en vervolgens worden geanalyseerd.



## 8.4 Modellen en procesparameters

De bestaande modellen kunnen in grote lijnen de relevante systeemprocessen beschrijven. Wel wordt geadviseerd om een aantal modelconcepten en procesparameters kritisch te evalueren, in relatie tot het schaalniveau waarop deze worden toegepast.

Hierbij moet een beter inzicht worden verkregen inzake

- de gevoeligheid van procesparameters (in verschillende omstandigheden/gebieden en op verschillende schaalniveaus);
- de mate waarin parameters generiek dan wel gebiedspecifiek zijn (ook in relatie tot het schaalniveau van toepassing);
- de waarden en bandbreedtes van deze parameters (met name van de gebruikte 'lumpsum' parameters) voor de verschillende gebieden;
- het toepassingsbereik van de parameters.

De keuze van de te onderzoeken parameters zal ook op basis van de resultaten van de Fase 3 modelberekeningen in de andere gebieden moeten plaatsvinden<sup>62</sup>.

Op basis van de resultaten voor het Schuitenbeekgebied dient het watergetal (WFPS) nader te worden onderzocht en, indien mogelijk, worden gecalibreerd aan de hand van gemeten regionale nitraatconcentraties.

Ten aanzien van de oppervlaktewater kwaliteitsmodellen dient nader aandacht te worden besteed aan de processen (en parameters) die de omzetting van organisch materiaal beschrijven, alsmede het proces van de sedimentatie van mineraal fosfor.

---

<sup>62</sup> En mogelijk ook ervaringen in andere projecten waarbij (onderdelen van) het modelsysteem zijn toegepast.

## Literatuur

- Breeuwsma, A., Reijerink, J.G.A., Schoumans, O.F., Brus, D.J. & van het Loo, H., 1989. Fosfaatbelasting van bodem, grond- en oppervlaktewater in het stroomgebied van de Schuitenbeek. Wageningen, DLO-Staring Centrum, Rapport 10.
- Finke, P.A, Gruijter de J.J. & Visschers R., 2001. Status 2001 Landelijke steekproef Kaartenheden en toepassingen; Gestructureerde bemonstering en karakterisering Nederlandse bodems. Alterra, Wageningen UR, rapport 389, Wageningen
- Gaast, J.W.J, Van Der, Massop, H.T.L, Vroon, H.R.J & Staritsky, I.G, 2006. Hydrologie op basis van karteerbare kenmerken. Alterra Rapport 1339.
- 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, Renaud, L.V, Leenders, T.P. & Van der Bolt, F.J.E, 2006. Systeemanalyse 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, Leenders, T.P, Van der Bolt & F.J.E, Renaud, L, 2006. Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Schuitenbeek Fase 2. Alterra rapport 1387, ISSN 1566-7197. Reeks Monitoring Stroomgebieden 8-II.
- KNMI, 2002. Klimaatatlas van Nederland, normaalperiode 1971-2000. Samenstelling: Dick Heijboer & Jon Nellestijn. Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut, De Bilt.
- Kroes, J.G. & J.C. van Dam (eds), 2003. Reference Manual SWAP version 3.0.3. Alterra-report 773, 211 pp, Alterra, Research Institute, Wageningen, The Netherlands.
- Massop H.T.L., T. Kroon, P.J.T van Bakel, W.J. de Lange, M.J.H. Pastoors & J. Huygen, 2000. *Hydrologie voor Stone; Schematisatie en parametrisatie*. Wageningen, ALTERRA, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling en Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Miliehygiëne. Alterra-rapport 038. Reeks Milieuplanbureau 9.
- TNO, Dienst Grondwaterverkenning, 1985. Grondwaterkaart van Nederland. Amersfoort-Oost (Kaartblad 32 Oost).
- Van den Ham, A., Daatselaar, C.H.G., Doornewaard, G.J. & De Hoop, D.W, 2007. Bodemoverschotten op landbouwbedrijven; deelrapportage in het kader van de Evaluatie Meststoffenwet 2007 (EMW 2007). Den Haag. LEI-rapport 3.07.05.



**Bijlage 1 Percentage akkerbouwgewassen (aardappelen, bieten en granen) in het gebied Schuitenbeek volgens LGN4**

Plot	Oppervlakte (ha)	Aardappelen (%)	Bieten (%)	Granen (%)
30520	0.5	0	0	100
30750	1.0625	100	0	0
30760	1	0	0	100
30775	0.125	0	100	0
30875	6.625	0	0	100
30920	0.9375	0	0	100
30935	1	33	33	33
30950	21.4375	16	8	77
30955	4.4375	33	33	33
30960	22	20	15	65
30970	0.6875	0	0	100
30975	16.1875	4	30	66
31260	5.1875	33	33	33
31270	8.875	0	2	98
31275	9.5625	0	0	100
31320	3.3125	0	0	100
31330	8.25	0	98	2
31475	15.9375	23	0	77
31930	1.125	33	33	33



## **Bijlage 2 Harmonisatie Fase 2**

### **2.1 Inleiding**

Fase 2 van het project ‘Monitoring Stroomgebieden’ is voor alle vier pilotgebieden afgerond en gerapporteerd. Hoewel Fase 2 voor de vier gebieden synchroon en volgens dezelfde systematiek is uitgevoerd, zijn er op een aantal onderdelen toch verschillen in de uitvoering opgetreden. Deze verschillen zijn vooral gerelateerd aan kenmerken en processen die zeer gebiedsspecifiek zijn.

Deze verschillen werken door in Fase 3. Het optreden van deze verschillen zal echter een eenduidige evaluatie en toetsing van Fase 3 (en de andere Fases) bemoeilijken. Het is daarom noodzakelijk om Fase 3 voor alle vier gebieden uniform uit te voeren. Om dit te kunnen realiseren is, voorafgaand aan Fase 3, een ‘Harmonisatie Fase 2’ uitgevoerd. In deze Harmonisatie Fase 2 zijn de berekeningen van Fase 2 voor alle vier gebieden opnieuw uitgevoerd, volgens exact dezelfde systematiek ten aanzien van gebiedschematisering, modellen en modelparameters.

De resultaten van de Harmonisatie Fase 2 vormen het startpunt van Fase 3.

In Bijlage 2 wordt de Harmonisatie Fase 2 voor het stroomgebied van de Schuitenbeek beschreven. Hierbij wordt een overzicht gegeven van de aanpassingen van de modellen ten opzichte van Fase 2 (Bijlage 2.2) en de verschillen in resultaten (Bijlage 2.3). De belangrijkste conclusies volgen in Bijlage 2.4.

### **2.2 Modelaanpassingen**

#### **2.2.1 Overzicht**

De in het kader van Harmonisatie Fase 2 aangebrachte aanpassingen betreffen voor het stroomgebied van de Schuitenbeek:

Landsysteem:

- Schematisering bodem
- Schematisering landgebruik
- Schematisering rekeneenheden
- Bemesting

Watersysteem:

- Modelversies en parameters

De aanpassingen in het land- en watersysteem worden, respectievelijk, in Bijlage 2.2.2 en 2.2.3 beschreven.

## 2.2.2 Landsysteem

### *Bodem*

Voor de conversie van de bodemkaart naar PAWN bodemeenheden is voor de Harmonisatie Fase 2 de 'Hoofd bodemcode' gebruikt. In Fase 2 was de 'Verfijnde bodemcode' gebruikt. Dit resulteert hier en daar in (kleine) verschillen.

### *Landgebruik*

In Fase 2 is het landgebruik 'loofbos in bebouwd gebied', 'naaldbos in bebouwd gebied', gras in bebouwd gebied' en 'bos met dichte bebouwing' buiten beschouwing gelaten (dat wil zeggen, dat deze vormen van landgebruik zijn gerubriceerd onder het landgebruik 'bebouwing'). Voor de Harmonisatie Fase 2 valt dit landgebruik onder 'natuur'. Het landgebruik natuur neemt hierdoor iets toe, van 3024 ha naar 3292 ha (tabel 31).

*Tabel 31. Verschillen landgebruik (ha) Fase 2 en Harmonisatie Fase 2.*

Landgebruik	F2	HF2
Mais	662	662
Ov. bouwland	128	128
natuur	3024	3292
Gras	2700	2700
Totaal	6514	6783

### *Rekeneenheden*

De (kleine) aanpassingen in bodem en landgebruik resulteren in iets gewijzigde unieke combinaties (van landgebruik, bodem en GT) en dus een gewijzigde (STONE) plottoekenning. Het aantal rekeenheden neemt hierbij toe van 95 naar 101. Dit is vooral het gevolg van de aanpassingen van het landgebruik natuur in bebouwd gebied.

Op basis van de unieke combinaties van landgebruik, bodem en GT is in Fase 2 (handmatig) een passende STONE-plot toegekend. Bij een nadere controle blijkt, dat deze plottoekenning niet geheel consistent is uitgevoerd, waarbij aan een plot met landgebruik akkerbouw het landgebruik maïs was toegekend. Dit is in de Harmonisatie Fase 2 gecorrigeerd. Tabel 32 geeft een volledig overzicht van de verschillen in kenmerken van de rekeenheden en plottoekenning (de verschillen met Fase 2 zijn vetgedrukt)..

Tabel 32. Overzicht kenmerken van de rekeneenheden Fase 2 en Harmonisatie Fase 2

Unieke combinatie (UC)		Fase 2			Harmonisatie Fase 2		
UC	Landgebruik	Stone plot	Oppervlakte (ha)	Volg-nummer	Stone plot	Oppervlakte (ha)	Volg-nummer
20520	maïs	2266	1.1	1	2266	1.1	1
20535	maïs	2449	7.1	2	2449	7.1	2
20750	maïs	2380	22.4	3	<b>908</b>	22.4	3
20760	maïs	2873	2.1	4	<b>908</b>	2.1	4
20775	maïs	2299	0.1	5	<b>908</b>	0.1	5
20870	maïs	3937	6.1	6	3937	6.1	6
20875	maïs	3257	7.7	7	3257	7.7	7
20920	maïs				<b>5355</b>	<b>17.4</b>	8
20930	maïs	4089	4.9	8	<b>2204</b>	4.9	9
20935	maïs	3434	1.9	9	3434	1.9	10
20950	maïs	3605	179.3	10	3605	179.3	11
20955	maïs	3759	41.8	11	3759	41.8	12
20960	maïs	3900	100.1	12	<b>3446</b>	100.1	13
20970	maïs	3427	8.3	13	3427	8.3	14
20975	maïs	3688	13.3	14	<b>3592</b>	13.3	15
21260	maïs	3646	29.5	15	3646	29.5	16
21270	maïs	3037	72.8	16	3037	72.8	17
21275	maïs	3400	46.4	17	3400	46.4	18
21320	maïs	3436	19.0	18	<b>3418</b>	<b>1.6</b>	19
21330	maïs	3438	64.4	19	3438	<b>54.1</b>	20
21335	maïs	3899	8.6	20	3899	8.6	21
21340	maïs	2058	7.3	21	2058	7.3	22
21355	maïs	4222	0.8	22	4222	0.8	23
21360	maïs	4046	0.1	23	<b>3847</b>	0.1	24
21475	maïs	3527	14.5	24	3527	14.5	25
21535	maïs	6362	0.2	25	<b>6079</b>	0.2	26
21560	maïs	4217	0.4	26			
21930	maïs	4171	1.9	27	4171	<b>12.2</b>	27
21960	maïs				<b>3962</b>	<b>0.4</b>	28
30520	ov. akkerbouw	2724	0.5	28	2724	0.5	29
30750	ov. akkerbouw	893	1.1	29	893	1.1	30
30760	ov. akkerbouw	1111	1.0	30	<b>2000</b>	1.0	31
30775	ov. akkerbouw	2738	0.1	31	2738	0.1	32
30875	ov. akkerbouw	3927	6.6	32	3927	6.6	33
30920	ov. akkerbouw				<b>5399</b>	<b>0.9</b>	34
30935	ov. akkerbouw	1085	1.0	33	<b>6062</b>	1.0	35
30950	ov. akkerbouw	455	21.4	34	455	21.4	36
30955	ov. akkerbouw	1029	4.4	35	<b>5303</b>	4.4	37
30960	ov. akkerbouw	4242	22.0	36	<b>3866</b>	22.0	38
30970	ov. akkerbouw	3958	0.7	37	3958	0.7	39
30975	ov. akkerbouw	3984	16.2	38	<b>3917</b>	16.2	40
31260	ov. akkerbouw	1455	5.2	39	<b>5414</b>	5.2	41
31270	ov. akkerbouw	3905	8.9	40	3905	8.9	42
31275	ov. akkerbouw	3625	9.6	41	3625	9.6	43



Unieke combinatie (UC)		Fase 2			Harmonisatie Fase 2		
UC	Landgebruik	Stone plot	Oppervlakte (ha)	Volg-nummer	Stone plot	Oppervlakte (ha)	Volg-nummer
31320	ov. akkerbouw	3085	4.3	42	3085	<b>3.3</b>	44
31330	ov. akkerbouw	2750	9.4	43	<b>3085</b>	<b>8.3</b>	45
31475	ov. akkerbouw	3652	15.9	44	3652	15.9	46
31930	ov. akkerbouw				<b>2419</b>	<b>1.1</b>	47
40520	natuur				<b>3738</b>	<b>1.9</b>	48
40535	natuur	3773	0.4	45	3773	0.4	49
40750	natuur	1959	107.6	46	<b>3382</b>	<b>113.8</b>	50
40760	natuur	1848	7.2	47	<b>2001</b>	7.2	51
40775	natuur	3190	26.9	48	<b>3122</b>	<b>36.1</b>	52
40870	natuur	3018	27.1	49	3018	<b>32.9</b>	53
40875	natuur	3136	258.6	50	3136	<b>269.4</b>	54
40920	natuur				<b>5324</b>	<b>2.9</b>	55
40930	natuur				<b>3431</b>	<b>1.0</b>	56
40950	natuur	6272	440.4	51	<b>3957</b>	<b>483.3</b>	57
40955	natuur	3957	6.9	52	3957	<b>7.3</b>	58
40960	natuur	3447	75.5	53	3447	<b>101.4</b>	59
40970	natuur	3853	20.6	54	3853	<b>29.3</b>	60
40975	natuur	3663	896.1	55	<b>3191</b>	<b>1060.1</b>	61
41260	natuur	3828	24.8	56	<b>3041</b>	<b>28.8</b>	62
41270	natuur	3148	25.1	57	3148	<b>33.8</b>	63
41275	natuur	3068	40.9	58	3068	<b>71.7</b>	64
41320	natuur	3954	2.9	59			
41330	natuur	4005	99.4	60	4005	<b>89.9</b>	65
41335	natuur	3602	0.5	61	3602	0.5	66
41340	natuur	4137	2.6	62	<b>4047</b>	2.6	67
41475	natuur	3285	960.6	63	3285	<b>906.4</b>	68
41930	natuur				<b>3691</b>	<b>11.6</b>	69
60520	gras	1637	9.4	64	1637	9.4	70
60535	gras	1860	11.9	65	1860	11.9	71
60750	gras	892	67.6	66	<b>3302</b>	67.6	72
60760	gras	2931	0.7	67	2931	0.7	73
60770	gras	3304	5.9	68	3304	5.9	74
60775	gras	3129	0.5	69	3129	0.5	75
60870	gras	3944	6.3	70	3944	6.3	76
60875	gras	3245	29.0	71	3245	29.0	77
60920	gras	3336	5.4	72	3336	<b>36.3</b>	78
60930	gras	3049	23.3	73	3049	23.3	79
60935	gras	3004	2.4	74	3004	2.4	80
60950	gras	731	747.1	75	731	747.1	81
60955	gras	3060	98.1	76	3060	98.1	82
60960	gras	3737	421.3	77	3737	421.3	83
60970	gras	3024	34.9	78	3024	34.9	84
60975	gras	3687	67.4	79	3687	67.4	85
61230	gras	5705	0.4	80	5705	0.4	86
61255	gras	3286	6.4	81	3286	6.4	87

Unieke combinatie (UC)		Fase 2			Harmonisatie Fase 2		
UC	Landgebruik	Stone plot	Oppervlakte (ha)	Volg-nummer	Stone plot	Oppervlakte (ha)	Volg-nummer
61260	gras	3109	146.9	82	3109	146.9	88
61270	gras	3192	198.0	83	3192	198.0	89
61275	gras	3411	105.1	84	3411	105.1	90
61320	gras	3443	76.8	85	3443	<b>40.6</b>	91
61330	gras	3765	440.3	86	<b>3740</b>	<b>355.6</b>	92
61335	gras	3776	48.4	87	3776	48.4	93
61340	gras	3955	15.0	88	3955	15.0	94
61355	gras	4037	17.6	89	4037	17.6	95
61360	gras	3410	3.1	90	3410	3.1	96
61475	gras	3267	34.0	91	<b>3559</b>	34.0	97
61535	gras	3356	5.9	92	3356	5.9	98
61560	gras	3337	27.8	93			
61920	gras	3183	4.1	94	<b>3368</b>	<b>9.5</b>	99
61930	gras	3710	39.3	95	3710	<b>123.9</b>	100
61960	gras				334	27.8	101

### *Bemesting*

Voor de modelberekeningen worden alleen de bemestinggegevens van STONE plots in LEI regio 10 gebruikt. De bemesting wordt toegekend op basis van landgebruik in combinatie met bodem en/of GT. In Fase 2 zijn de volgende bemestingscombinaties onderscheiden:

- Maïs
- Bouwland-zand
- Bouwland-klei
- Grasland-zand
- Grasland-klei/veen

Voor de Harmonisatie Fase 2 is de toekenning van de bemestinggegevens iets veranderd vanwege de aangepaste schematisering van de bodem. Daarnaast waren in Fase 2 voor de combinaties akkerbouw-veen en akkerbouw-klei de bemestinggegevens van een ander LEI district gebruikt. Dit betrof overigens slechts een zeer kleine oppervlakte, in totaal 2 ha.

Tabel 33 geeft een overzicht van de gebruikte bemestinggegevens in Fase 2 en de Harmonisatie Fase 2 (de verschillen zijn vetgedrukt). De verschillen betreffen vooral de bemesting van grasland.

Tabel 33. Overzicht bemesting Fase 2 en Harmonisatie Fase 2

Landgebruik	Bodem	Oppervlakte (ha)	Fase 2	Harmonisatie Fase 2
			Plot	Plot
gras	veen	21	3660	<b>3806</b>
gras	zand	2512	3060	<b>3411</b>
gras	klei	167	3660	<b>371</b>
maïs	veen	8	3400	3400
maïs	zand	641	3400	3400
maïs	klei	13	3400	3400
akkerbouw	veen	1	365	<b>3652</b>
akkerbouw	zand	127	3652	3652
akkerbouw	klei	1	365	<b>3652</b>

### 2.2.3 Watersysteem

Fase 2 is voor alle vier gebieden doorerekend met dezelfde modelversies voor het landsysteem (SWAP en ANIMO).

Voor het oppervlaktewatersysteem zijn echter gedurende de uitvoering van het project verbeterde modelversies uitgekomen van het oppervlaktewater kwantiteitmodel SWQN en het oppervlaktewater kwaliteitmodel NuswaLite (tabel 34). Met deze verbeterde modelversies is Fase 2 opnieuw doorerekend.

De belangrijkste verbeteringen betreffen de groei van biomassa, het opsplitsen van de biomassa in drijvende en wortelende biomassa en het buiten beschouwing laten van rietgroei (en de bijbehorende parameter settings).

Tabel 34. Modelversies Oppervlaktewatersysteem

Model	Modelversie		Modeldatum	
	Fase 2	Harmonisatie Fase 2	Fase 2	Harmonisatie Fase 2
SWQN	1.09	2.0 (Revision: 73)	mei 2005	april 2008
NuswaLite	1.19beta6	Riet (Revision: 118)	februari 2006	april 2008

## 2.3 Resultaten Harmonisatie Fase 2

### 2.3.1 Landsysteem

#### 2.3.1.1 Waterkwantiteit

De in het kader van de harmonisatie aangepaste plotindeling heeft vooral gevolgen voor de flux aan de onderzijde van het systeem. De kwel neemt toe, en als gevolg hiervan neemt ook de afvoer door het oppervlaktewatersysteem toe (met ongeveer dezelfde hoeveelheid; tabel 35). Dit bevestigt de conclusie in Fase 2, dat in vervolgfases aandacht moet worden besteed aan de hydrologische randvoorwaarden

aan de onderzijde van het model. Deze zijn sterk bepalend voor de modelberekeningen van de waterkwantiteit.

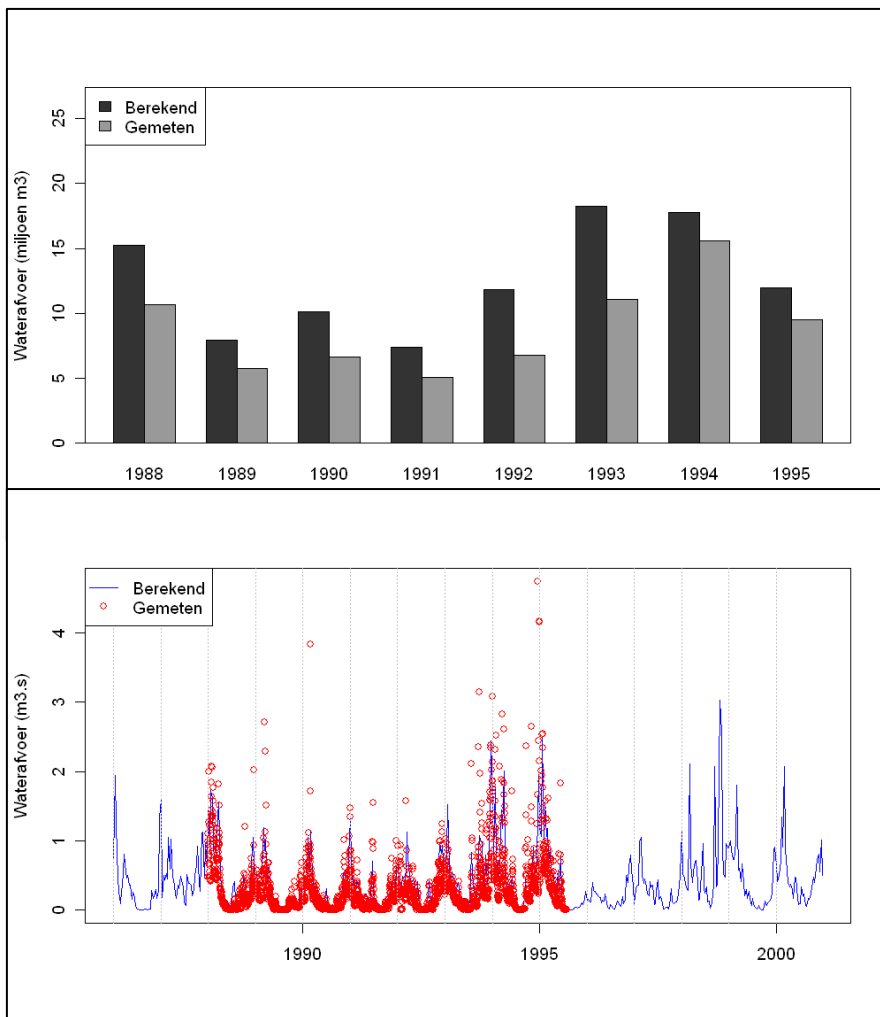
Tabel 35. Berekende waterbalans van het landsysteem voor Fase 2 en Harmonisatie Fase 2, periode 1986-2000

IN*	mm		UIT*	mm	
	Fase2	Harm.Fase2		Fase2	Harm.Fase2
Neerslag	870.7	875.5	Oppervlakkige afspoeling	2.6	2.5
Infiltratie vanuit oppervlaktewater	0.4	0.2	Verdamping	587.7	592.8
Kwel	76.4	104.8	Afvoer door oppervlaktewater	226.2	255.0
			Wegzijging	127.9	127.0
TOTAAL	947.5	980.5	TOTAAL	944.4	977.3
Berging (toename)				3.2	3.5

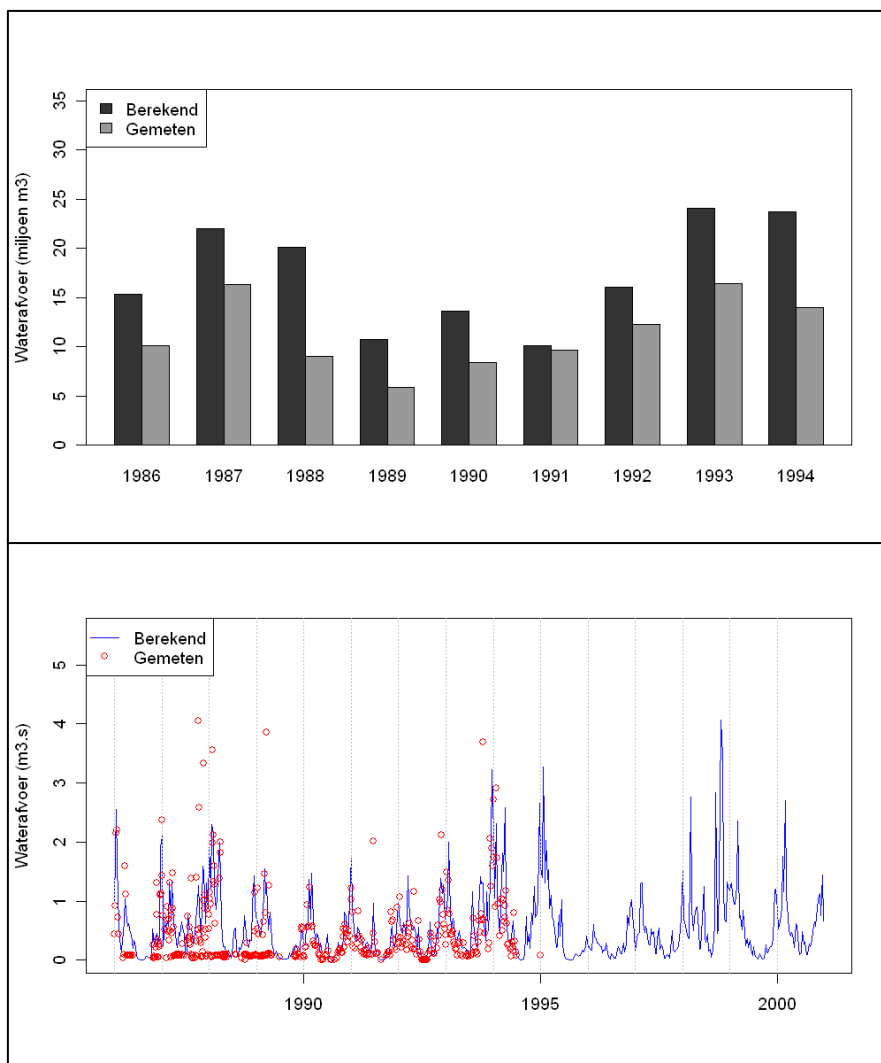
\* De oppervlakte van het gemodelleerde gebied is vergroot van 6514 ha (Fase 2) tot 6783 ha (Harmonisatie Fase 2)

De gesimuleerde afvoer door het oppervlaktewater neemt toe, en wijkt hierdoor nog meer af van de gemeten afvoer dan in Fase 2. De gemeten en berekende afvoeren en de gemeten en berekende jaarafvoeren op het continue meetpunt (25210) en het uitstroompunt (25201)<sup>63</sup> zijn weergegeven in figuur 59 en figuur 60.

<sup>63</sup> De gemeten debieten op het uitstroompunt 25201 zijn benaderingen, omdat deze zijn gebaseerd op een beperkt aantal discrete metingen (met behulp van een Ott-molen).



Figuur 59. Gemeten en berekende afvoer bij meetpunt 25210(continue meetpunt), periode 1986-2000 (Harmonisatie Fase 2, landsysteem)



Figuur 60. Gemeten en berekende afvoer op meetpunt 25201 (uitstroompunt), periode 1986-2000 (Harmonisatie Fase 2, landsysteem)

### 2.3.1.2 Waterkwaliteit

Door de aangepaste plotindeling treden ook veranderingen op in de stofbalansen van het landsysteem. De totale bemesting (zowel stikstof als fosfor) neemt iets af (3-4%). Voor stikstof nemen hiermee de denitrificatie en gewasopname ook iets af. Ook voor fosfor neemt de gewasopname iets af. Tabel 36 en tabel 37 laten zien, dat deze veranderingen klein zijn.

Tabel 36. Berekende stikstofbalans van het landsysteem voor Fase 2 en Harmonisatie Fase 2, periode 1986-2000

IN*	kg ha <sup>-1</sup>		UIT*	kg ha <sup>-1</sup>	
	F2	HF2		F2	HF2
Atmosferische depositie	37.6	38.1	Oppervlakkige afspoeling	0.3	0.3
Bemesting	310.5	299.7	Ammoniakvervluchtiging	0	0
Infiltratie vanuit oppervlaktewater	0.01	0.01	Denitrificatie	134.6	129.7
Kwel	2.5	3.5	Netto gewasonttrekking	173.4	167.5
			Afvoer door ontwatering	17.4	18.9
			Wegzijging	25.1	25.2
TOTAAL	350.6	341.3	TOTAAL	350.8	341.6
Berging (afname)				-0.2	-0.3

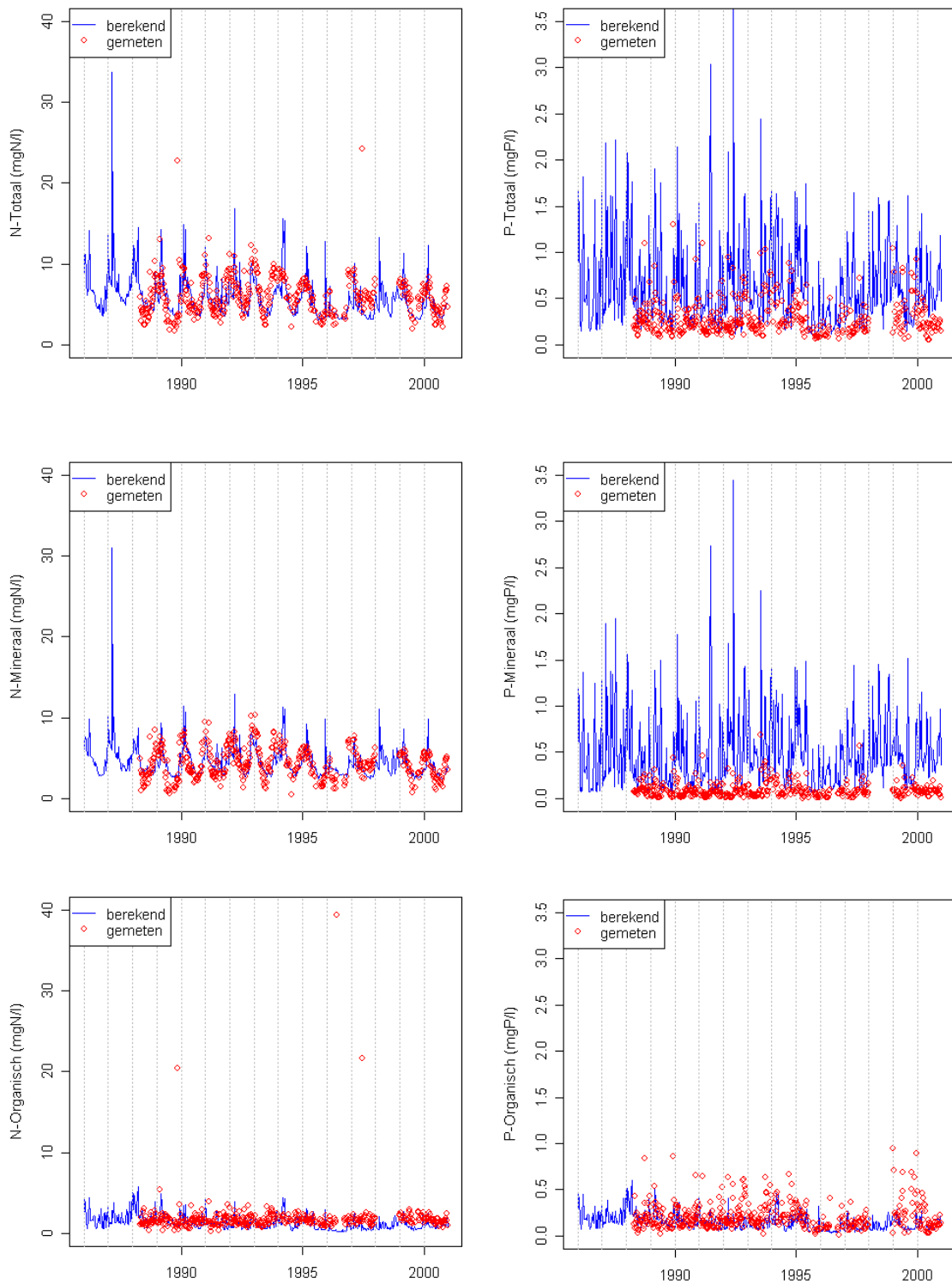
\* De oppervlakte van het gemodelleerde gebied is vergroot van 6514 ha (Fase 2) tot 6783 ha (Harmonisatie Fase 2)

Tabel 37. Berekende fosforbalans van het landsysteem voor Fase 2 en Harmonisatie Fase 2, periode 1986-2000

IN*	kg ha <sup>-1</sup>		UIT*	kg ha <sup>-1</sup>	
	Fase2	HF2		Fase2	HF2
Bemesting	49.3	47.3	Oppervlakkige afspoeling	0.02	0.02
Infiltratie vanuit oppervlaktewater	<0.01	0	Netto gewasonttrekking	20.2	19.5
Kwel	0.1	0.15	Afvoer door ontwatering	2.7	2.4
			Wegzijging	0.03	0.03
TOTAAL	49.4	47.5	TOTAAL	23.0	22.0
Berging (toename)				26.4	25.5

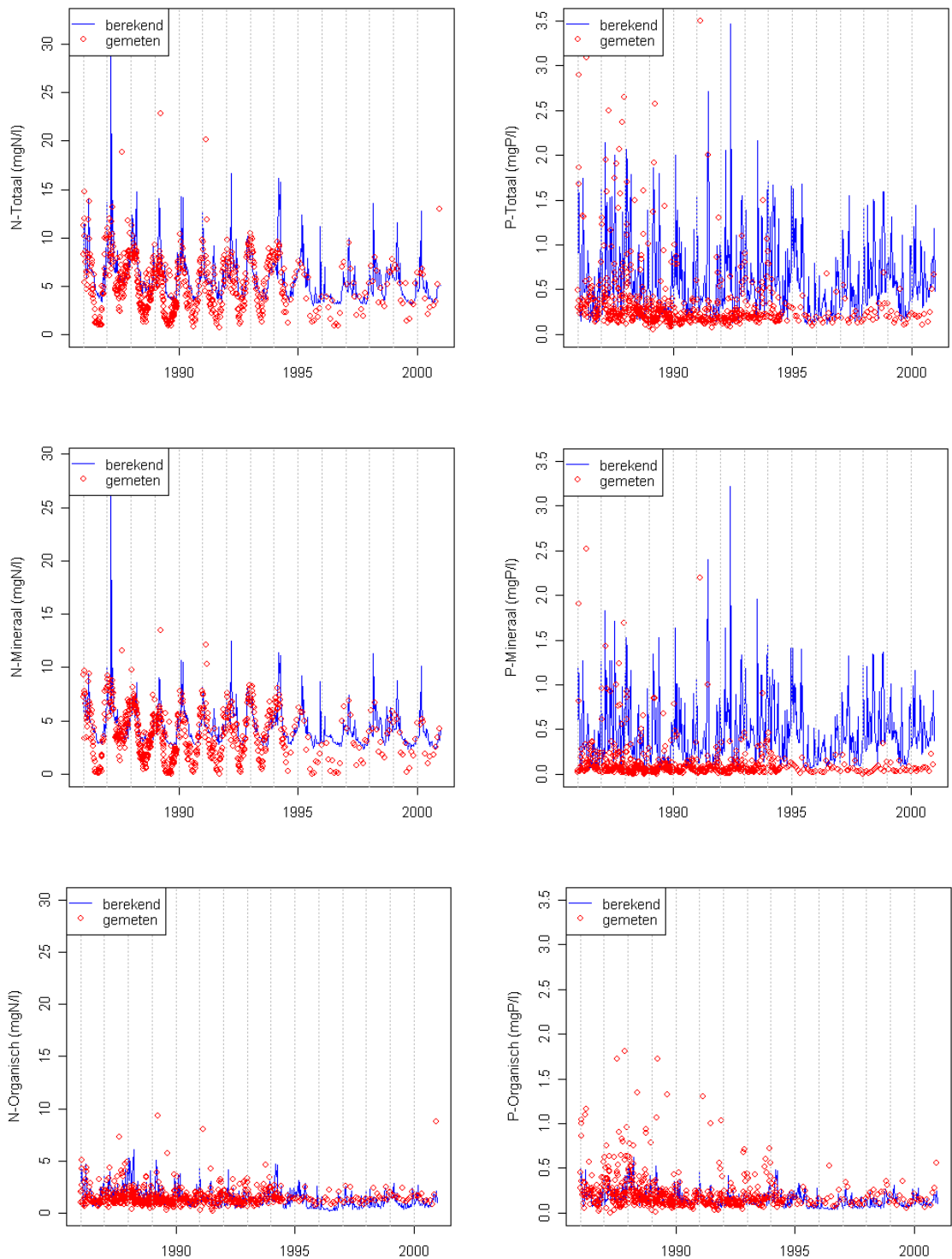
\* De oppervlakte van het gemodelleerde gebied is vergroot van 6514 ha (Fase 2) tot 6783 ha (Harmonisatie Fase 2)

De relatief grote toename van de hoeveelheid kwel (zie Bijlage 2.3.1.1) heeft slechts een beperkt effect op de stofbalansen, omdat de absolute belasting vanuit het kwelwater gering is. Uiteraard is er wel een effect op de nutriëntconcentraties. Deze nemen wat af door de toegenomen afvoer van water. De gemeten en berekende concentraties nutriënten op het continue meetpunt (25210) en het uitstroompunt (25201) zijn weergegeven in figuur 61 en figuur 62.



Figuur 61. Gemeten en berekende concentraties stikstof en fosfor op meetpunt 25210 (continue meetpunt), periode 1986-2000 (Harmonisatie Fase 2, landsysteem)





Figuur 62. Gemeten en berekende concentraties stikstof en fosfor op meetpunt 25201 (uitstroompunt), periode 1986-2000 (Harmonisatie Fase 2, landsysteem).

## 2.3.2 Oppervlaktewatersysteem

### 2.3.2.1 Waterkwantiteit

Het gebruik van een nieuwe versie van het oppervlaktewater kwantiteitsmodel SWQN heeft geen significant effect op de gesimuleerde water- en stofbalansen, en op de gesimuleerde concentraties nutriënten in het oppervlaktewater.

Omdat in het oppervlaktewatermodel geen additionele waterbalansen worden gesimuleerd<sup>64</sup> wordt dezelfde hoeveelheid water die vanuit het landsysteem afwatert op het oppervlaktewatersysteem uiteindelijk afgevoerd 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. Deze berging speelt dus alleen een rol wanneer waterbalansen voor korte periodes worden opgesteld.

De gemiddelde gesimuleerde afvoer over de periode 1986-2000 bedraagt 17.5 miljoen m<sup>3</sup> per jaar tegen 14,7 miljoen m<sup>3</sup> per jaar in Fase 2. Dit is een overschatting van de werkelijkheid (zie ook Bijlage 2.3.1.1).

### 2.3.2.2 Waterkwaliteit

Het gebruik van een nieuwe versie van het oppervlaktewater kwaliteitsmodel Nuswa-Lite leidt voor stikstof tot een wat hogere afvoer van biomassa. In absolute hoeveelheid is de afvoer van biomassa echter gering (*tabel 38*).

*Tabel 38. Berekende stikstofbalans van het oppervlaktewatersysteem voor Fase 2 en Harmonisatie Fase 2, periode 1986-2000*

IN*	10 <sup>3</sup> kg		UIT*	10 <sup>3</sup> kg	
	Fase2	HF2		Fase2	HF2
Aanvoer vanuit landsysteem	115.9	130.3	Afvoer in opgeloste fractie	105.1	112.3
			Afvoer in biomassa	1.6	8.4
			Denitrificatie	9.1	9.7
TOTAAL	115.9	130.3	TOTAAL	115.8	130.4
Berging				0.1	0.03

\* De oppervlakte van het gemodelleerde gebied is vergroot van 6514 ha (Fase 2) tot 6783 ha (Harmonisatie Fase 2)

Voor fosfor treedt een verdubbeling op van de afvoer in opgeloste fractie, waarbij de sedimentatie zeer sterk is verminderd (*tabel 39*). Dit resulteert enerzijds in een meer realistische P-retentie, anderzijds in te hoge concentraties mineraal-P.

<sup>64</sup> Er wordt geen neerslag op het oppervlaktewatersysteem, kwel of infiltratie door de slootbodembodem en verdamping vanuit het oppervlaktewatersysteem gesimuleerd.

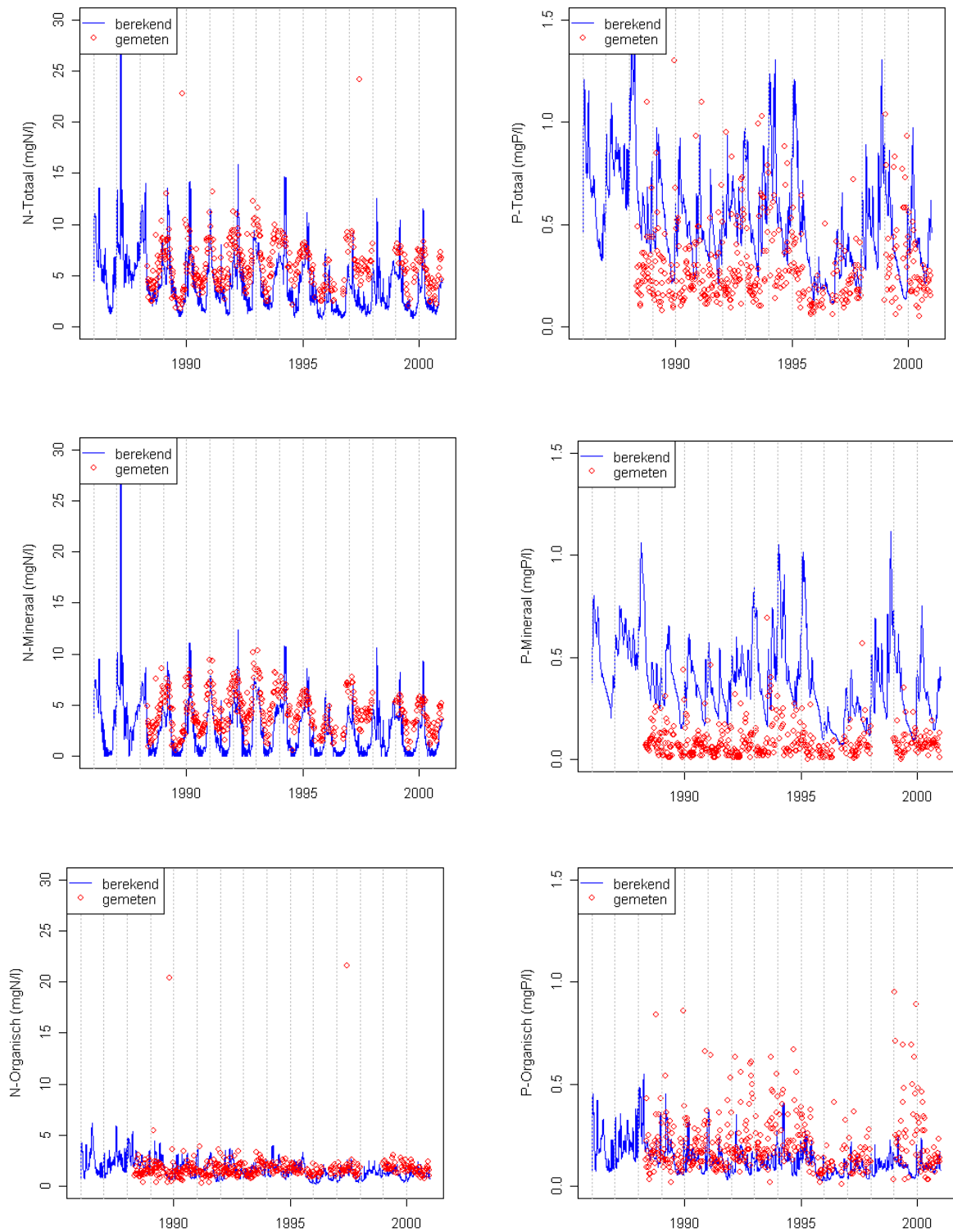
In Fase 2 was al geconstateerd, dat onnauwkeurigheden in de leggerdata plaatselijk kunnen leiden tot negatieve waterdieptes. Deze worden nu modelmatig gecorrigeerd. Deze correcties in combinatie met de vaak optredende geringe waterdieptes en droogval in het gebied kunnen het sedimentatieproces sterk beïnvloeden. Éen en ander bevestigt de conclusie in Fase 2, dat in vervolgfases aandacht moet worden besteed aan de schematisering van het oppervlaktewatersysteem (i.e. de leggergegevens).

Tabel 39. Berekende fosforbalans van het oppervlaktewatersysteem voor Fase 2 en Harmonisatie Fase 2, periode 1986-2000

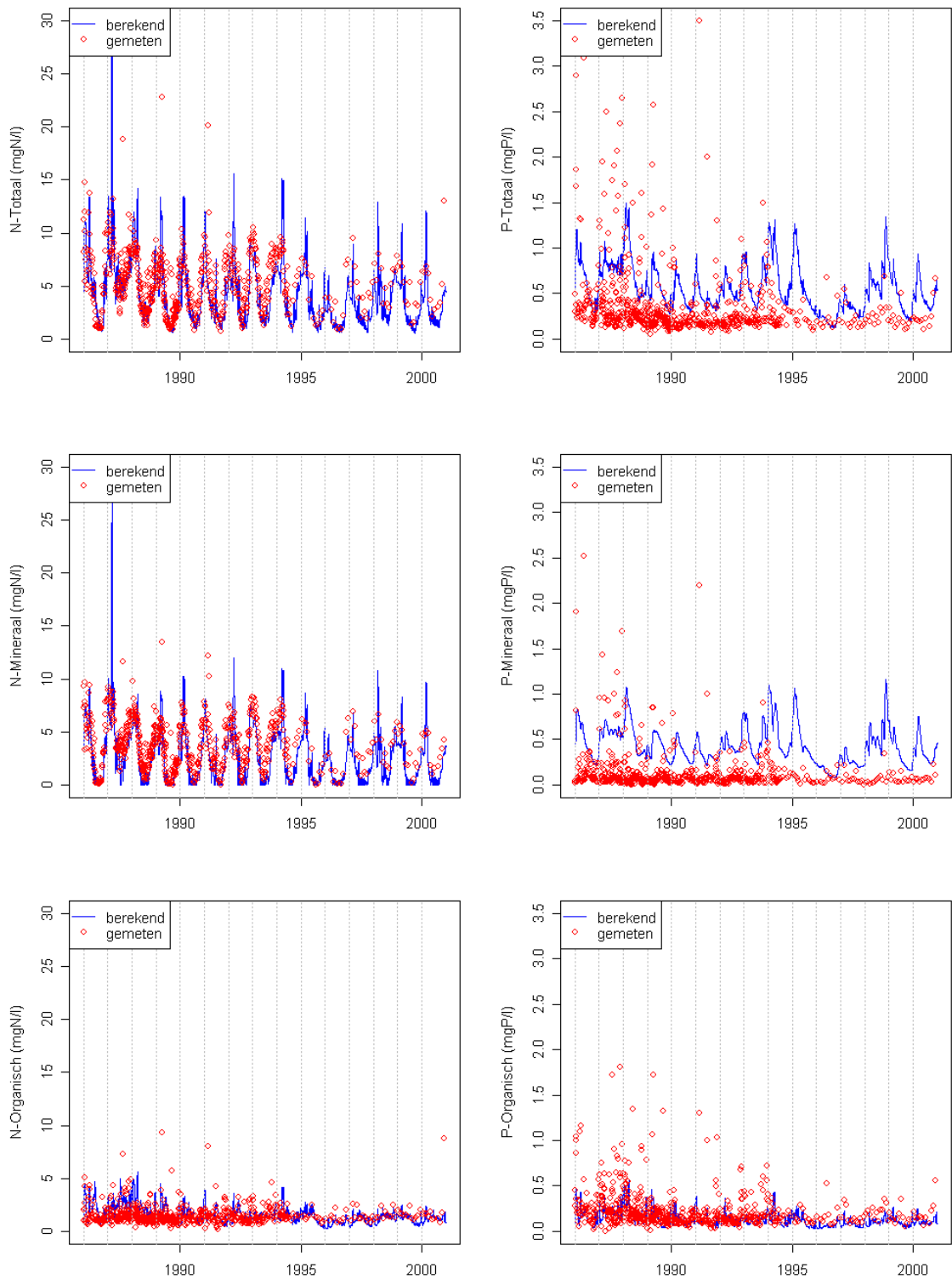
IN*	10 <sup>3</sup> kg		UIT*	10 <sup>3</sup> kg	
	Fase2	HF2		Fase2	HF2
Aanvoer vanuit landsysteem	17.4	16.5	Afvoer in opgeloste fractie	6.1	12.7
			Afvoer in biomassa	0.1	0.4
			Sedimentatie	11.2	3.3
TOTAAL	17.4	16.5	TOTAAL	17.4	16.4
Berging				0	0.001

\* De oppervlakte van het gemodelleerde gebied is vergroot van 6514 ha (Fase 2) tot 6783 ha (Harmonisatie Fase 2)

De gemeten en berekende concentraties nutriënten op het continue meetpunt (25210) en het uitstroompunt (25201) zijn weergegeven in figuur 63 en figuur 64.



Figuur 63. Gemeten en berekende concentraties stikstof en fosfor op meetpunt 25210 (continue meetpunt), periode 1986-2000 (Harmonisatie Fase 2, oppervlaktewatersysteem).



Figuur 64. Gemeten en berekende concentraties stikstof en fosfor o meetpunt 25201 (uitstroompunt), periode 1986-2000 (Harmonisatie Fase 2, oppervlaktewatersysteem).

## 2.4 Conclusies

De Harmonisatie Fase 2 is uitgevoerd om ervan verzekerd te zijn, dat de startsituatie van Fase 3 voor alle vier gebieden volgens exact dezelfde systematiek ten aanzien van gebiedschematisering, modellen en modelparameters wordt vastgelegd. Voor het stroomgebied van de Schuitenbeek betekent dit, dat er een aantal aanpassingen voor de Fase 2 berekeningen moeten worden doorgevoerd. Dit betreft aanpassingen voor het landsysteem (schematisering van bodem, landgebruik en rekeneenheden, alsmede de bemesting). Daarnaast zijn gebruikte modelversies en -parameters geharmoniseerd.

De verschillen in rekenresultaten van Fase 2 en de harmonisatie Fase 2 betreffen ten aanzien van kwantiteit vooral de gesimuleerde kwel.

De kwaliteitsberekeningen laten vooral een verschil zien in de transportprocessen van fosfor in het oppervlaktewater. De aangepaste parametrisering in combinatie met de nieuwe biomassa opname in de laatste modelversie van NuswaLite resulteren in een wat realistischer P-retentie (waarbij de afvoer in opgeloste fractie toeneemt ten opzichte van de sedimentatie). De gesimuleerde concentraties mineraal-P zijn echter te laag.

De overige modelresultaten veranderen weinig.

De harmonisatie Fase 2 bevestigt de conclusies van Fase 2, dat in Fase 3 in ieder geval aandacht moet worden geschonken aan de randvoorwaarden aan de onderzijde van het systeem en de schematisering van het oppervlaktewater (leggergegevens).

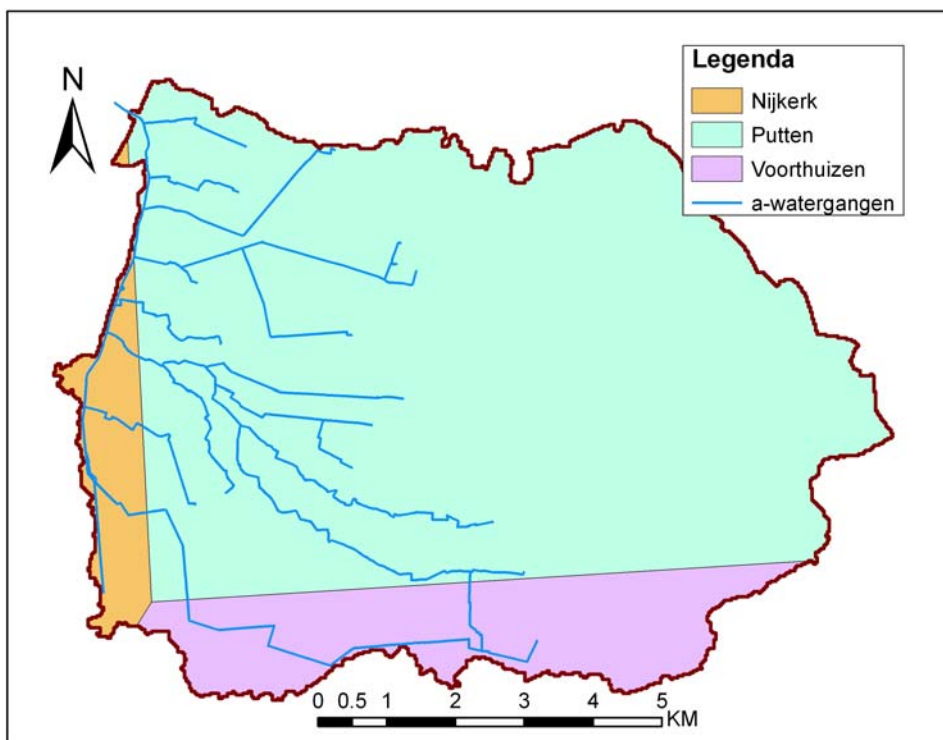


## Bijlage 3 Gebiedspecifieke data waterkwantiteit landsysteem

### 3.1 Neerslag

Regionale neerslaggegevens zijn beschikbaar op de meteostations 'Putten', 'Voorthuizen' en 'Nijkerk'. Deze stations liggen in- of nabij het stroomgebied. Voor het toekennen van de neerslaggegevens aan de modelplots zijn de volgende 3 mogelijkheden uitgewerkt:

- Construeren van Thiessen polygonen en het toekennen van de neerslaggegevens aan de plots die binnen het desbetreffende polygoon liggen (figuur 65). Indien een plot in meerdere polygonen ligt wordt het polygoon gekozen waarin het grootste deel van de plot ligt.



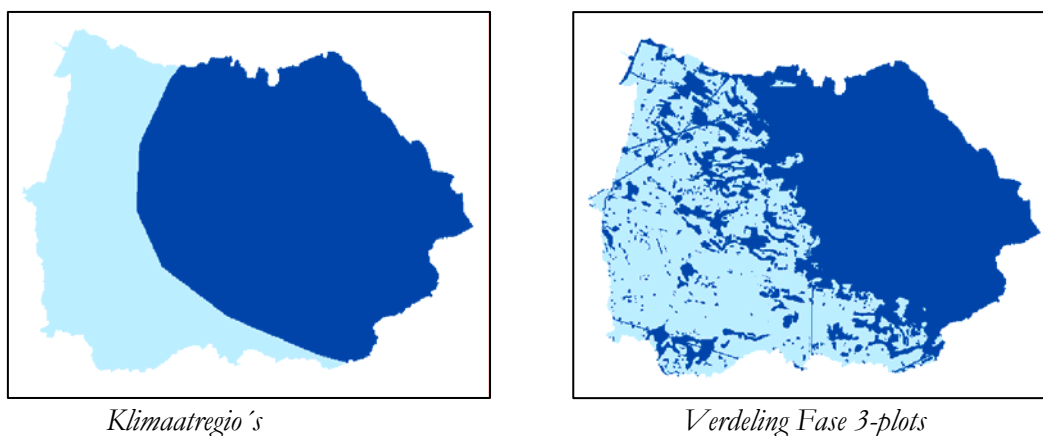
Figuur 65. Toekenning neerslag m.b.v. Thiessen polygonen.

- Toekennen van de neerslag van het meteostation dat voor het grootste deel van het stroomgebied het meest nabij is (i.e. het meteostation met de grootste Thiessen-polygoon). Dit is het meteostation van Putten.
- Afbakenen van klimaatregio's (KNMI, 2002) en het toekennen van de neerslaggegevens aan de plots die binnen de desbetreffende klimaatregio liggen<sup>65</sup>. Indien een plot in meerdere klimaatregio's ligt wordt de klimaatregio gekozen waarin het grootste deel van de plot ligt. Er zijn in het stroomgebied 2 klimaatregio's, waarvoor de meteostations Voorthuizen en Putten representatief

<sup>65</sup> Als grens tussen klimaatregio's is de 850 mm isohypse gekozen (zijnde het gemiddelde van de gemiddelde jaarneerslag in Putten en Voorthuizen; zie Tabel 40).



zijn. Figuur 66 geeft de resulterende toekenning van neerslag volgens deze methode.



Figuur 66. Toekenning neerslag m.b.v. klimaatzones.

Gezien de grote verschillen in neerslag tussen de diverse stations (tabel 40) is gekozen voor een regionale differentiatie. Verder is gekozen voor het gebruik van klimaatregio's. Vanwege de grote invloed van de topografie op de neerslag (Veluwe massief) wordt de toekenning volgens Thiessen polygonen minder nauwkeurig geacht<sup>66</sup>.

Tabel 40. Gemiddelde jaarlijkse neerslag op de meteostations 'Putten', 'Voorthuizen' en 'Nijkerk' (zie ook [Jansen et al, 2004])

Station	Neerslag (mm/jaar)
Putten	876
Voorthuizen	822
Nijkerk	777

Omdat een aantal plots in meerdere klimaatregio's ligt, worden voor sommige plots in de klimaatregio Putten de neerslagcijfers van Voorthuizen toegekend, en omgekeerd. Dit is geïllustreerd in figuur 66. Tabel 41 geeft nadere details.

Tabel 41. Werkelijke en benaderde oppervlakten van neerslaggebieden 'Putten' en 'Voorthuizen'.

Neerslaggebied	Werkelijk	Modellschematisering
Putten	51,2 km <sup>2</sup>	48,1 km <sup>2</sup>
Voorthuizen	26,0 km <sup>2</sup>	29,1 km <sup>2</sup>
Verhouding Putten:Voorthuizen	1.97 : 1	1.65 : 1

<sup>66</sup> Ter controle zijn aanvullende berekeningen uitgevoerd met de gegevens van één meteostation (Putten). Deze berekeningen bevestigen de noodzaak tot regionale differentiatie.

### 3.2 Randvoorwaarden onderzijde

De hydrologische randvoorwaarden aan de onderzijde van het model dienen op dagbasis te worden gedefinieerd. Dit kan op 2 manieren:

- Opgelegde flux;
- Berekende flux (op basis van stijghoogtes en hydraulische weerstanden).

Daggegevens met betrekking tot de flux (kwel- en wegzijgingsintensiteit) worden doorgaans modelmatig bepaald. Voor het Schuitenbeekgebied zijn deze gegevens niet beschikbaar. Een alternatief zou zijn om de gemiddelde jaarsituatie van bestaande landelijke kwel- en wegzijgingskaarten te gebruiken, met hierop eventueel een seizoenscomponent gesuperponeerd (bijvoorbeeld een sinusvormig verloop van de kwel- of wegzijging rond het jaargemiddelde).

Nadelen van het gebruik van een dergelijk geschematiseerde opgelegde flux zijn de beperkte nauwkeurigheid, alsmede de gevoeligheid voor numerieke problemen bij het draaien van de modellen<sup>67</sup>.

Om die redenen is gekozen voor randvoorwaarden die op dagbasis worden berekend op basis van stijghoogtes en hydraulische weerstanden. Hiervoor wordt de volgende relatie gebruikt:

$$Q_{bot} = \frac{(H_{deep} - H_{gwl})}{C_{res}}$$

waarbij:

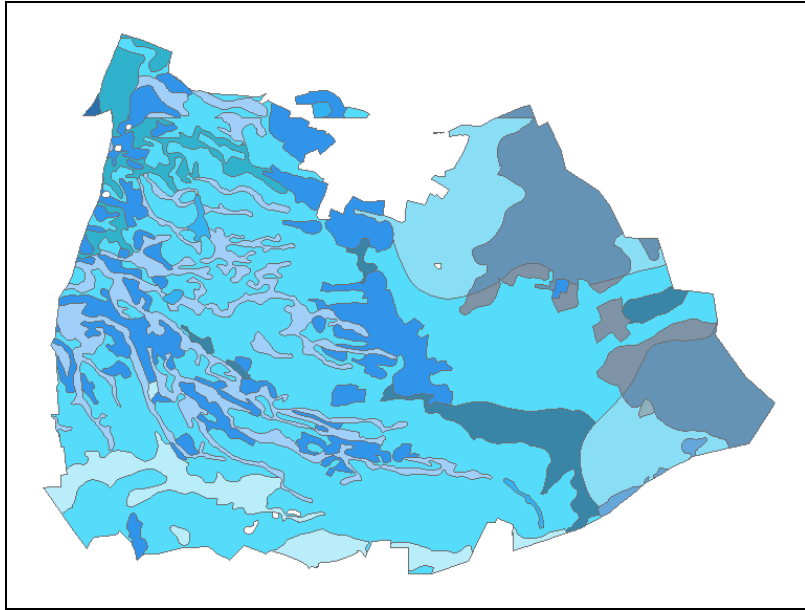
- $Q_{bot}$  = flux over de onderrand (cm/dag): positief is kwel en negatief is wegzijging
- $H_{deep}$  = diepe stijghoogte (cm +maaiveld)
- $H_{gwl}$  = (ondiepe) grondwaterstand (cm +maaiveld)
- $C_{res}$  = hydraulische weerstand onderrand (dagen)

De diepe stijghoogte (op dagbasis) en de hydraulische weerstand dienen als randvoorwaarde te worden gespecificeerd (de grondwaterstand wordt berekend).

In het Schuitenbeekgebied zijn geen regionale data van de hydraulische weerstand beschikbaar. Om die reden is gekozen voor een methode, waarbij gebruik gemaakt wordt van 'karteerbare kenmerken' (Van der Gaast et al, 2006). Hiertoe is Nederland op basis van meteorologie, hydrotypen, bodem en oppervlaktewater ingedeeld in schematisering-eenheden van 25x25 meter. De grenzen van de verschillende eenheden voor de Schuitenbeek zijn weergegeven in figuur 67.

---

<sup>67</sup> Dit is geverifieerd met aanvullende testberekeningen. Deze vertonen inderdaad aanzienlijk meer numerieke problemen.



*Figuur 67. Indeling Schuitemeek in schematisering-eenheden op basis van meteorologie, hydrotypen, bodem en oppervlaktewater (Van der Gaast et. al, 2006).*

Voor iedere eenheid is voor 3-5 verschillende grondwatertrappen en 3 verschillende landgebruiken/situaties het model SWAP gekalibreerd op de diepe stijghoogte en de hydraulische weerstand. Dit heeft geleid tot 12 combinaties (tabel 42), waarvoor dus de diepe stijghoogte en de hydraulische weerstand zijn vastgesteld.

*Tabel 42. Situaties en grondwatertrappen waarvoor SWAP is gekalibreerd (Van der Gaast et. Al, 2006).*

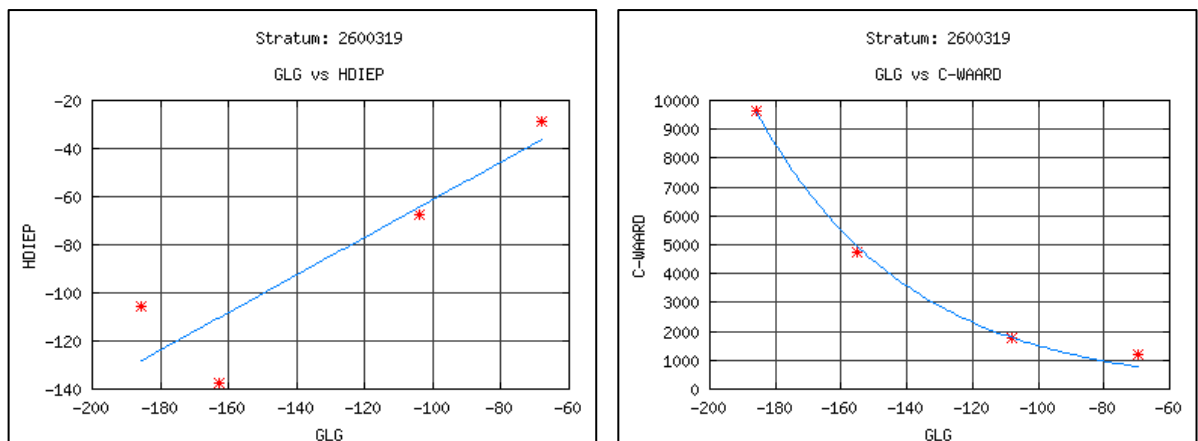
Situatie	Grondwatertrap				
Landbouw	IIa	IIIb	IV	VI	VII
Drainage		IIIb	IV	VI	VII
Natuur	IIa	IIIb		VI	

Voor iedere grondwatertrap kunnen de diepe stijghoogte en de hydraulische weerstand worden bepaald middels interpolatie en extrapolatie. Hierbij wordt aangenomen, dat de GLG (gemiddeld laagste grondwaterstand) het sterkst gerelateerd is aan de kwel- en wegzijging (i.e. interactie met het diepe grondwater)<sup>68</sup>.

Voor de drie landgebruiken/situaties is, op basis van de kalibratieresultaten, een lineaire relatie tussen de GLG en de diepe stijghoogte aangenomen (figuur). Voor de relatie tussen de GLG en de hydraulische weerstand is een exponentiële functie aangenomen, waarbij de hydraulische weerstand niet groter kan worden dan 10000 dagen<sup>69</sup>.

<sup>68</sup> In Karteerbare Kenmerken is op zowel GLG (Gemiddeld Laagste Grondwaterstand), GVG (Gemiddelde Voorjaars- Grondwaterstand) en GHG (Gemiddeld Hoogste Grondwaterstand) gekalibreerd.

<sup>69</sup> . Dit is tevens de grens die binnen het Karteerbare Kenmerken project is gehandhaafd

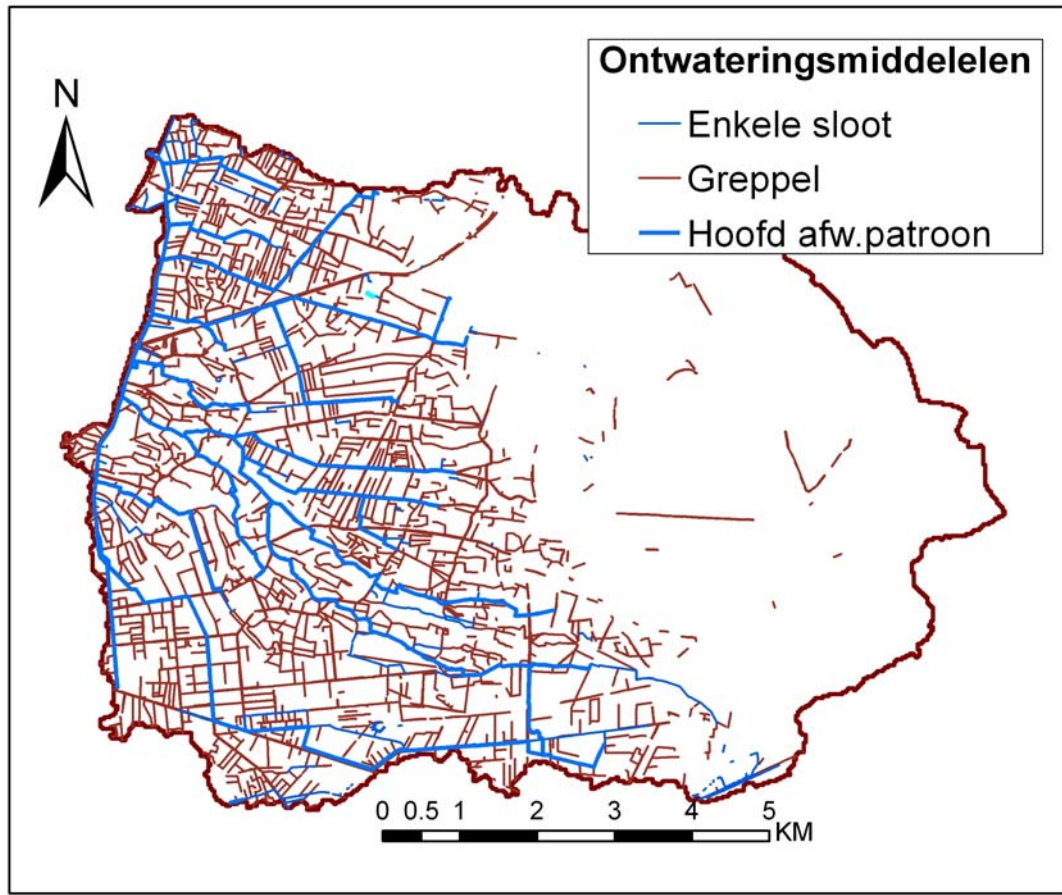


Figuur 68. Voorbeeld van lineaire en exponentiële fit door de kalibratieresultaten van  $H_{deep}$  en  $C_{res}$  voor het scenario 'landbouw'.

Voor het Schuitenbeekgebied zijn deze regressievergelijkingen toegepast op de (neergeschaalde) GLG kaart, waarbij verder onderscheid is gemaakt in landgebruik/situatie. Dit resulteert per eenheid van 25x25 meter in een waarde voor de diepe stijghoogte en de hydraulische weerstand. Vervolgens zijn deze waarden per plot bepaald. Voor de diepe stijghoogte is het gemiddelde van de gridcellen in de plot berekend, voor de hydraulische weerstand is de mediaan genomen.

### 3.3 Drainageweerstanden en peilen

De drainageweerstanden en peilen zijn bepaald op basis van 'karteerbare kenmerken' (Van der Gaast et al, 2006). Deze methode maakt gebruik van slootdichtheden, die van de 1:10 000 kaart kunnen worden afgeleid (zie figuur 69).



Figuur 69. Ontwatering- en afwateringsmiddelen.

#### *Drainageweerstanden*

De drainageweerstand wordt bepaald door de afstand tussen de ontwateringsmiddelen en het doorlaatvermogen van de ondergrond, waarbij de afstand tussen de ontwateringsmiddelen het meest bepalend is (Van der Gaast et al, 2006).

De dichtheden van de ontwateringsmiddelen zijn bepaald met behulp van de 1:10 000 topografische kaart (figuur 69). Op deze kaart worden 4 klassen van waterlopen onderscheiden:

- Greppels en droogvallende waterlopen;
- Sloten smaller dan 3 meter;
- Sloten van 3 tot 6 meter breed;
- Sloten breder dan 6 meter.

Voor het in Fase 3 toegepaste modelsysteem wordt met twee systemen gerekend, namelijk een afwateringsysteem en een ontwateringsysteem. Het afwateringsysteem bestaat uit de sloten van 3 meter en breder, het ontwateringsysteem betreft sloten smaller dan 3 meter, de greppels en droogvallende waterlopen.

Voor iedere gridcel van 25x25 meter is voor beide systemen de totale lengte bepaald binnen een afstand van 3 keer de spreidingslengte<sup>70</sup>. Dit leidt dus voor iedere gridcel tot een lengte voor het afwateringsstelsel en een lengte voor het ontwateringsstelsel.

Uit de lengtes ( $l$ ) kan vervolgens de afstand tussen de ontwateringsmiddelen en afwateringsmiddelen ( $L$ ) worden berekend als:

$$L = \frac{A}{l}$$

waarbij :

- $L$  = afstand afwateringsmiddelen/ontwateringsmiddelen (m)
- $A$  = areaal ( $m^2$ ) =  $25 \times 25 = 625 m^2$
- $l$  = lengte afwateringsmiddelen/ontwateringsmiddelen (m)

Met deze afstanden kunnen vervolgens de drainageweerstanden worden berekend:

$$c_d = f * L$$

waarbij :

- $c_d$  = drainageweerstand (dagen)
- $f$  = factor (dag/m)
- $L$  = afstand afwateringsmiddelen/ontwateringsmiddelen (m)

De factor  $f$  is in het project 'Karteerbare Kenmerken' gekalibreerd op basis van gemeten stijghoogten in een groot aantal peilbuizen.

De factor  $f$  is per gridcel toegekend op basis van de bodemfysische eenheid. De waarde varieert van 1.1 tot 2.5. Vervolgens zijn de berekende drainageweerstanden van de gridcellen geaggregeerd op plotniveau door het berekenen van de mediaan.

### *Peilen*

In het Schuitembeekgebied is geen vast peilbeheer en het oppervlaktewater stroomt onder vrij verval. Er wordt ook geen water ingelaten. Wel wordt het water plaatselijk opgestuwd door stuwen. In een dergelijke situatie kunnen de winter- en zomerpeilen redelijk worden ingeschat op basis van de grondwatertrappen (tabel 43). Op basis van de grondwatertrappenkaart (figuur 5) en tabel 43 zijn de (streef)peilen toegekend aan de plots.

---

<sup>70</sup> Dit wordt algemeen aangenomen als de afstand tot waar een waterloop (significante) invloed heeft.

Tabel 43. Gebanteerde streefpeilen voor de gekalibreerde GT's (Van der Gaast et al., 2006)

Grondwatertrap	Winterpeil (cm +mv)	Zomerpeil (cm +mv)
Ia GHG < 25 GLG < 50	-70	-70
IIa GHG < 25 GLG 50-80	-80	-80
IIb GHG 25-40 GLG 50-80	-90	-80
IIIa GHG < 25 GLG 80-120	-110	-90
IIIb GHG 25-40 GLG 80-120	-130	-100
IVu GHG 40-80 GLG 80-120	-140	-115
Vao GHG < 25 GLG 120-180	-130	-125
Vbo GHG 25-40 GLG 120-180	-140	-135
VId GHG 40-80 GLG > 180	-145	-140
VIIId GHG 80-140 GLG > 180	-180	-170
VIIIId GHG > 140 GLG > 180	-190	-180

Deze streefpeilen zijn geen vaste peilen. Door netto infiltratie in droge periodes kan het werkelijke waterpeil onder het streefpeil zakken (voor zover dit hoger ligt dan de bodemhoogte), in natte periodes kan het waterpeil weer stijgen.

Ten aanzien van de opstuwing in het ontwatering- en afwateringsysteem bij een bepaalde afvoer dient een Q-h relatie te worden opgegeven. Hiervoor wordt de volgende stuwvergelijking toegepast (Kroes en Van Dam, 2003):

$$Q = \alpha_{stuw} * H^{\beta_{stuw}}$$

waarbij:

$$\begin{aligned} Q &= \text{afvoer (m}^3 \text{ s}^{-1}\text{)} \\ \alpha_{stuw} &= \text{factor gebaseerd op breedte en stuwweerstand (m}^2 \text{ s}^{-1}\text{)} \\ H &= \text{overstorthoogte (m)} \\ \beta_{stuw} &= \text{stuwfactor (-)} \end{aligned}$$

De afvoer Q is per gridcel van 25x25 meter bepaald als zijnde de (jaarlijkse) maatgevende afvoer (de ontwerpafvoer die 1 dag per jaar wordt bereikt of overschreden; zie Van der Gaast et al., 2006).

De overstorthoogte is vervolgens bepaald met behulp van het Cultuurtechnisch Vademecum. Hierin wordt per bodemsoort een hoogwater normpeil gegeven (zijnde de gewenste waterstand in een waterloop bij de maatgevende afvoer). Het hoogwater normpeil varieert tussen de 50 en 60 –mv. Een waarde van 60 cm in combinatie met een constante waarde van 1.20 voor de slootdiepte geeft vervolgens een opstuwing van 60 cm bij een maatgevende afvoer van 1 keer per jaar.

Voor een brede rechthoekige overlaat kan een waarde van 1.465 aangenomen worden voor de stuwfactor  $\beta_{stuw}$ .

Met deze gegevens is tenslotte voor iedere gridcel de waarde van  $\alpha_{stuw}$  berekend. Vervolgens zijn de berekende factoren  $\alpha_{stuw}$  van de gridcellen geaggregeerd op plotniveau door het berekenen van het gemiddelde.

## Bijlage 4 Gebiedspecifieke data waterkwaliteit landsysteem

### 4.1 Kwelconcentraties

De gegevensbronnen met betrekking tot de nutriëntenconcentraties in het (diepe) grondwater betreffen de dataset Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (LGM) van het RIVM en een aantal metingen uit het Provinciaal Meetnet Grondwater.

Het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (LGM) bestaat uit ca. 400 meetpunten verspreid over geheel Nederland. Hiervan liggen echter geen punten in het stroomgebied van de Schuitenbeek. Wel liggen 2 punten in de directe omgeving (figuur 9). Daarnaast zijn grondwaterkwaliteitgegevens beschikbaar uit het Provinciaal Meetnet Grondwater. Hiervan liggen wel 2 meetpunten in het studiegebied.

Voor de nutriëntenconcentraties in het kwelwater zijn voor het gehele stroomgebied de data van Meetpunt 1045 (van het provinciale meetnet) gebruikt, omdat deze meetlocatie het meest wordt beïnvloedt door kwel<sup>71</sup>. Meetpunt 1035 ligt in een wegzijgingsgebied en is daarom niet representatief voor de kwaliteit van het diepe kwelwater (de samenstelling van dit water verschilt aanzienlijk van die van Meetpunt 1045; zie ook tabel 44). De andere punten liggen buiten het gebied.

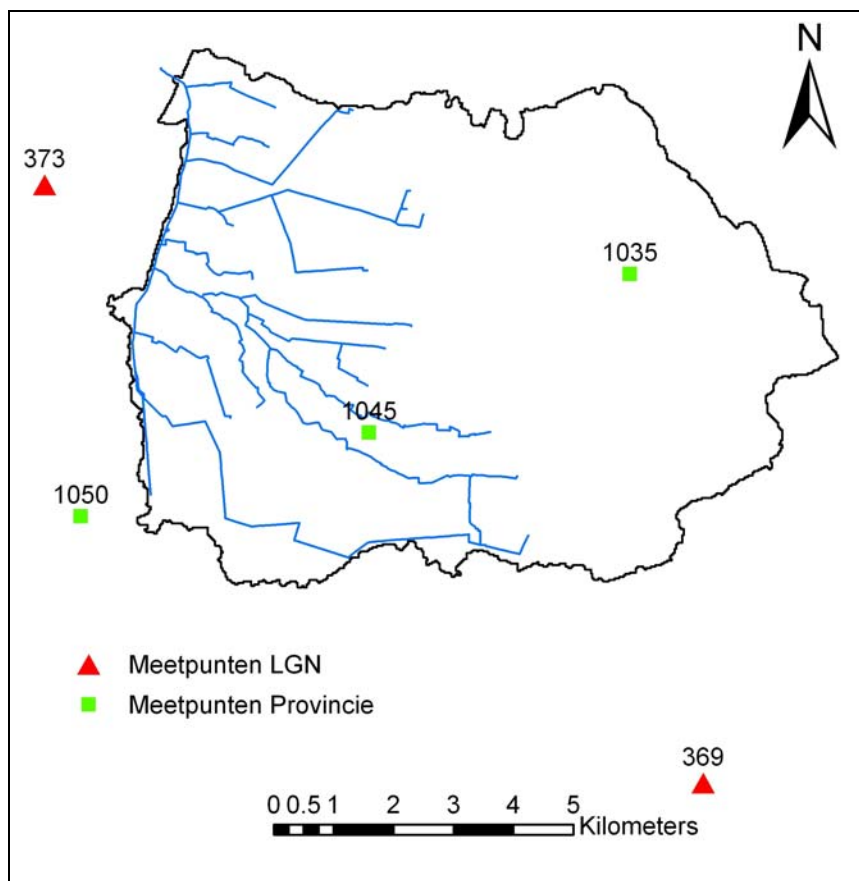
Meetpunt 1045 heeft filters op 9 en 16 meter diepte, waarbij –gezien de ligging van de onderrand van het hydrologisch model– de data van het filter op 16 meter diepte zijn gebruikt. Voor Fase 3 zijn de gemiddelde waarden van de meetreeksen gebruikt<sup>72</sup>.

---

<sup>71</sup> Dit meetpunt bevindt zich in een gebied met waarschijnlijk diepe kwel, dan wel in het overgangsg gebied tussen kwel- en wegzijging. Meetpunt 1045 wordt daarom als het meest representatieve punt voor de kwaliteit van het diepe kwelwater aangemerkt.

<sup>72</sup> De meetreeksen beslaan de periode 1990-2001.





Figuur 70. Meetpunten diepe grondwaterkwaliteit

Anders dan in Fase 2 wordt nu dus met regionale data gerekend. Voor de Evaluatie Mestwetgeving 2004 zijn de LGM gegevens gebruikt om per STONE-plot de nutriëntenconcentraties in het diepe grondwater toe te kennen, en in Fase 2 is vervolgens de meest dominante plot in het gebied gekozen. Hierbij is de kwelconcentraties van deze plot aan het gehele gebied toegekend. Omdat deze dominante plot niet alleen binnen het studiegebied valt, maar versnipperd binnen de regio (of zelfs binnen Nederland), is de kans groot dat ook metingen van buiten het gebied zijn toegekend aan de dominante plot.

Tabel 44 geeft een overzicht van de nutriëntenconcentraties die in Fase 2 gebruikt zijn, de in Fase 3 gebruikte concentraties en de gemiddelde concentraties in de beide meetpunten die in het stroomgebied liggen (mineraal N en P).

Tabel 44. Nutriëntenconcentraties diepe grondwater (mineraal)

Bron	Filterdiepte	NH <sub>4</sub> -N (mg.l <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> -N (mg.l <sup>-1</sup> )	PO <sub>4</sub> -P (mg.l <sup>-1</sup> )	P-totaal (mg.l <sup>-1</sup> )
Fase 2	-	3.00	0.15	0.10	-
PGM-1035	14 m	0.003	1.22	-	0.02
PGM-1035	24 m	0.0	0.93	-	0.04
PGM-1045	9 m	0.18	0.07	-	0.03
PGM-1045 (Fase 3)	16 m	0.58	0.0957	Zie tabel 5	0.1671

Uit de gegevens van de meetnetten blijkt een aanzienlijke ruimtelijke variabiliteit, zodat in de toekomst mogelijk nadere aandacht moet worden besteed aan de kwaliteit van het diepe grondwater in kwelgebieden.

Voor het Fase 3 modelsysteem zijn er behalve de minerale hoeveelheid N en P ook gegevens nodig van de concentraties organische stof in het (diepe) grondwater. Deze gegevens worden niet door de genoemde meetnetten geleverd. Deze waarden zijn als volgt bepaald:

- Opgelost organisch P (DOP) = P-totaal – PO<sub>4</sub>-P
- Opgelost organisch N (DON) = 1.2062 \* DOP
  - (relatie opgesteld aan de hand van gegevens uit STONE; R<sup>2</sup> = 0.75)
- Opgelost organisch materiaal (DOM) = 10 \* DON

Omdat het provinciale meetnet geen informatie geeft van PO<sub>4</sub>-P, is op basis van een analyse van de meetgegevens van het LGM meetnet de volgende relatie afgeleid:

$$\text{PO}_4\text{-P} = 0.2416 * \text{P-totaal} - 0.0133 \quad (\text{R}^2=0.99)$$

In tabel 45 is een overzicht gegeven van alle nutriëntenconcentraties in het diepe grondwater, die voor de Fase 3 berekeningen zijn gebruikt.

*Tabel 45. Nutriëntenconcentraties in het diepe grondwater Schuitembeek*

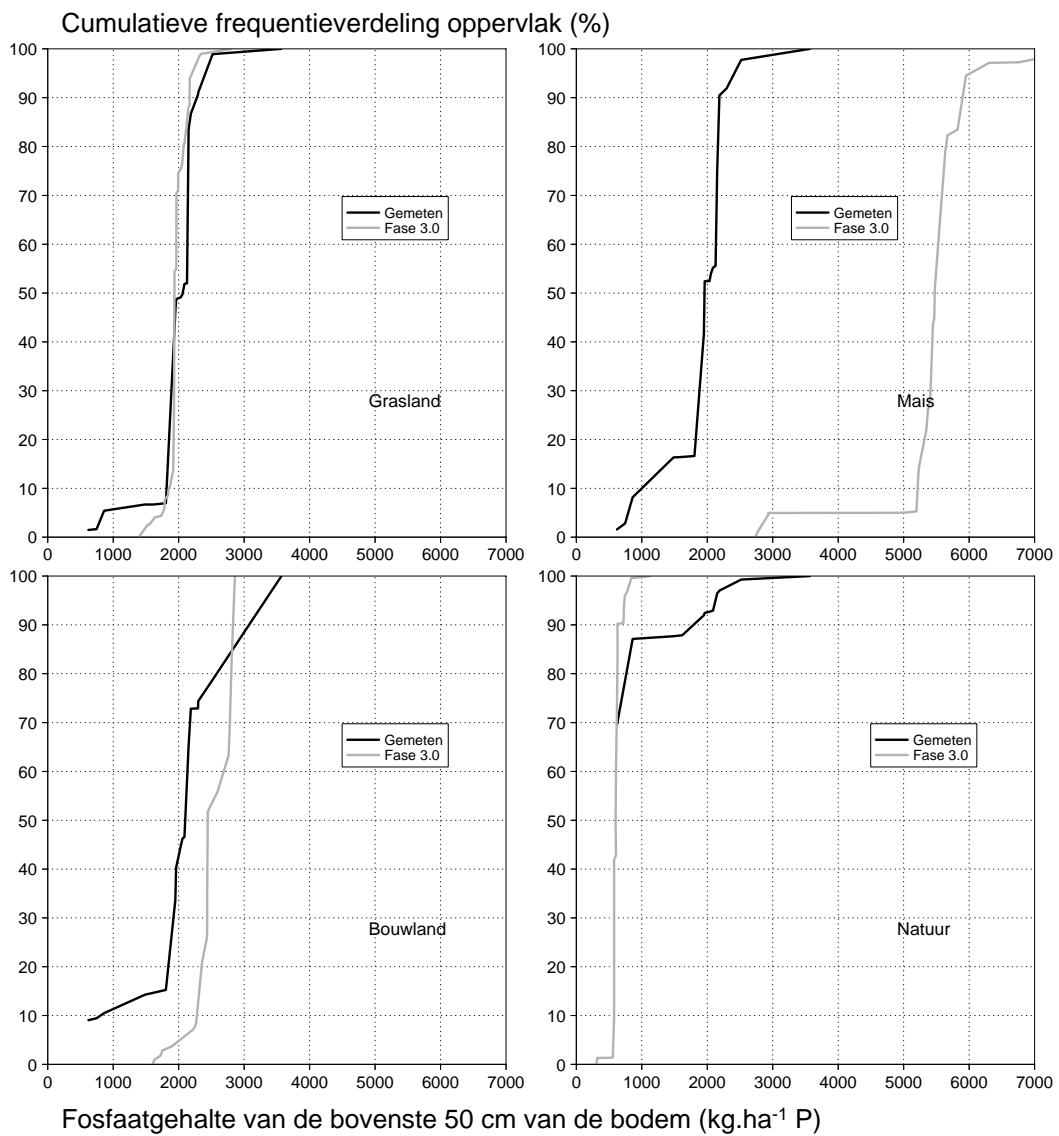
Parameter:	NH <sub>4</sub> -N (mg.l <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> -N (mg.l <sup>-1</sup> )	DOM (mg.l <sup>-1</sup> )	DON (mg.l <sup>-1</sup> )	PO <sub>4</sub> -P (mg.l <sup>-1</sup> )	DOP (mg.l <sup>-1</sup> )
Concentratie:	0.58	0.0957	1.689	0.1689	0.02707	0.14003

## 4.2 Fosfaatophoping in de bodem

Voor de periode 1994-2000 is een frequentieverdeling van het berekende fosfaatgehalte in de bovenste 50 cm van de bodem bepaald. Deze frequentieverdeling is voor de diverse landgebruikvormen (grasland, maïs, bouwland en natuur) berekend en vergeleken met het gemeten fosfaatgehalte voor dezelfde diepte. Er zijn twee bronnen van meetgegevens voor fosfaat beschikbaar:

- Bestrijding Overmatige Algenbloei Randmeren/BOVAR (Breeuwsma et al, 1989);
- Landelijke Steekproef Kaarteenheden/LSK (Finke et al, 2001).

De resultaten van de LSK studie in relatie tot de berekeningen van de referentiesituatie zijn weergegeven in figuur 71.

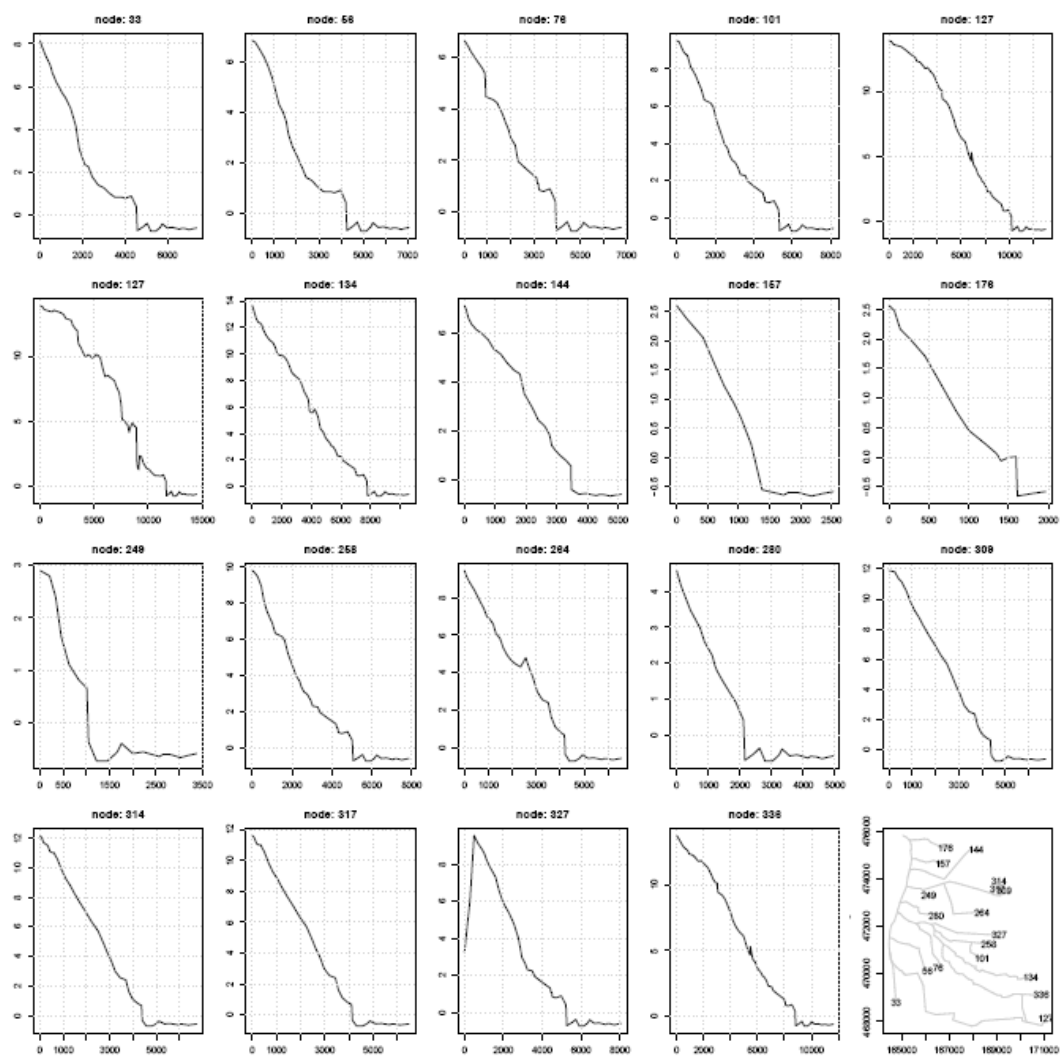


Figuur 71. Gemeten (LSK) en berekende fosfaatgehalte (50 percentielwaarde) voor de bovenste 50 cm van de bodem voor het stroomgebied Schuinenbeek

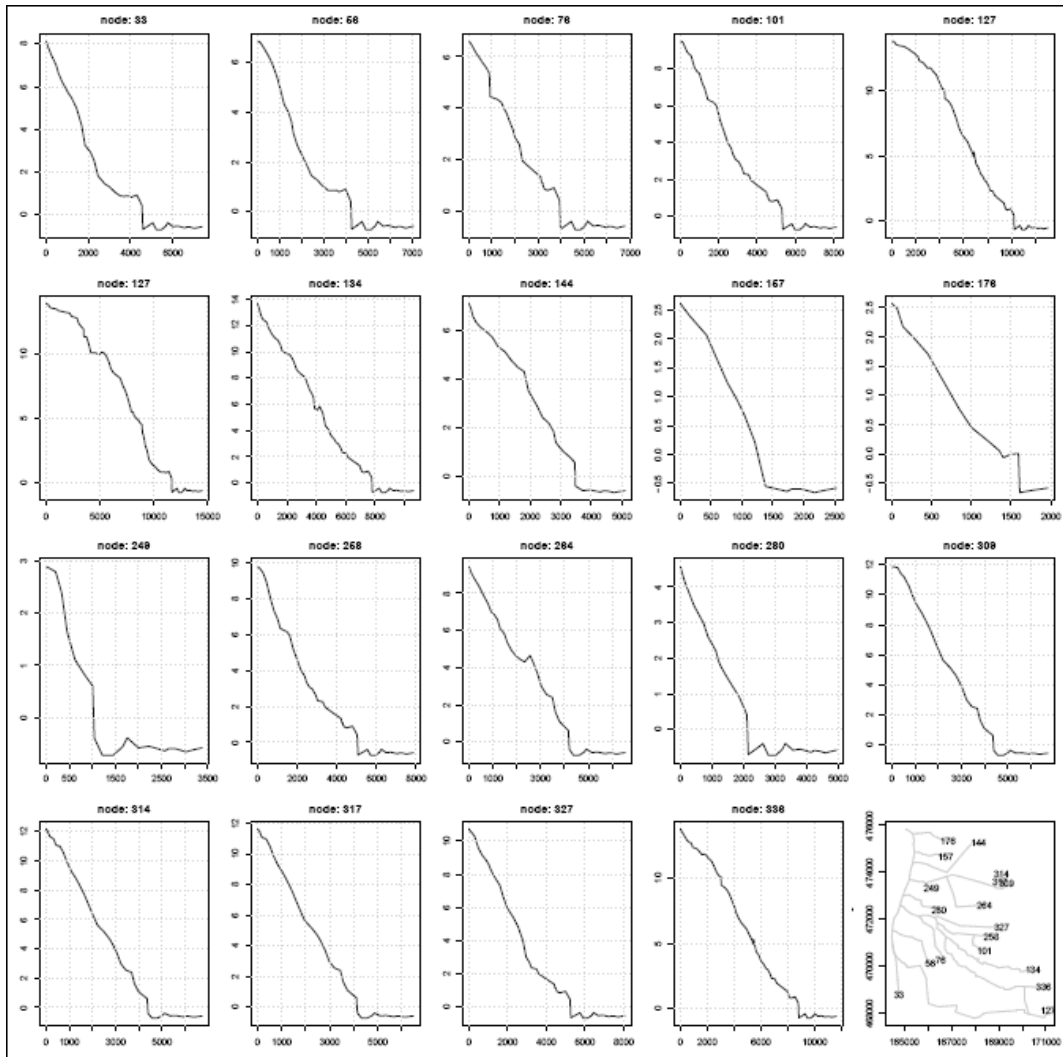
## Bijlage 5 Gebiedspecifieke data oppervlaktewatersysteem

### 5.1 Correctie leggergegevens

In Fase 3 zijn de profielen van alle hoofdwaterlopen geconstrueerd en gecontroleerd. Vervolgens zijn grote inconsistenties hierin gecorrigeerd. Dit proces wordt geïllustreerd in figuur 72 en figuur 73. De kleine sprongen in de bodemhoogtes (i.e. verhogingen in benedenstroomse richting) zijn niet gecorrigeerd.



Figuur 72. Berekende profielen waterlopen vanaf meest bovenstroomse punt (op basis van leggergegevens)

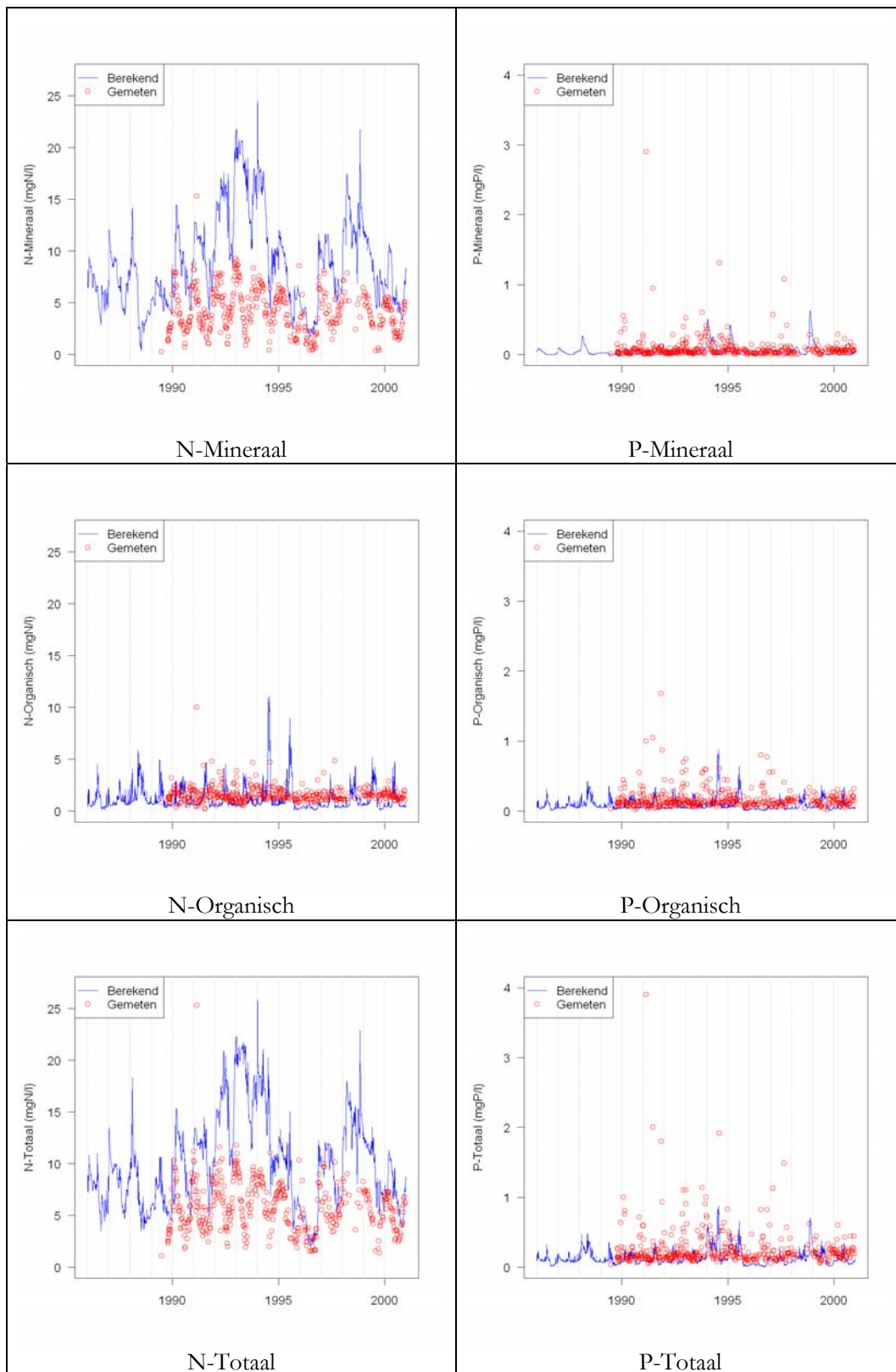


Figuur 73. Gecorrigeerde profielen waterlopen.

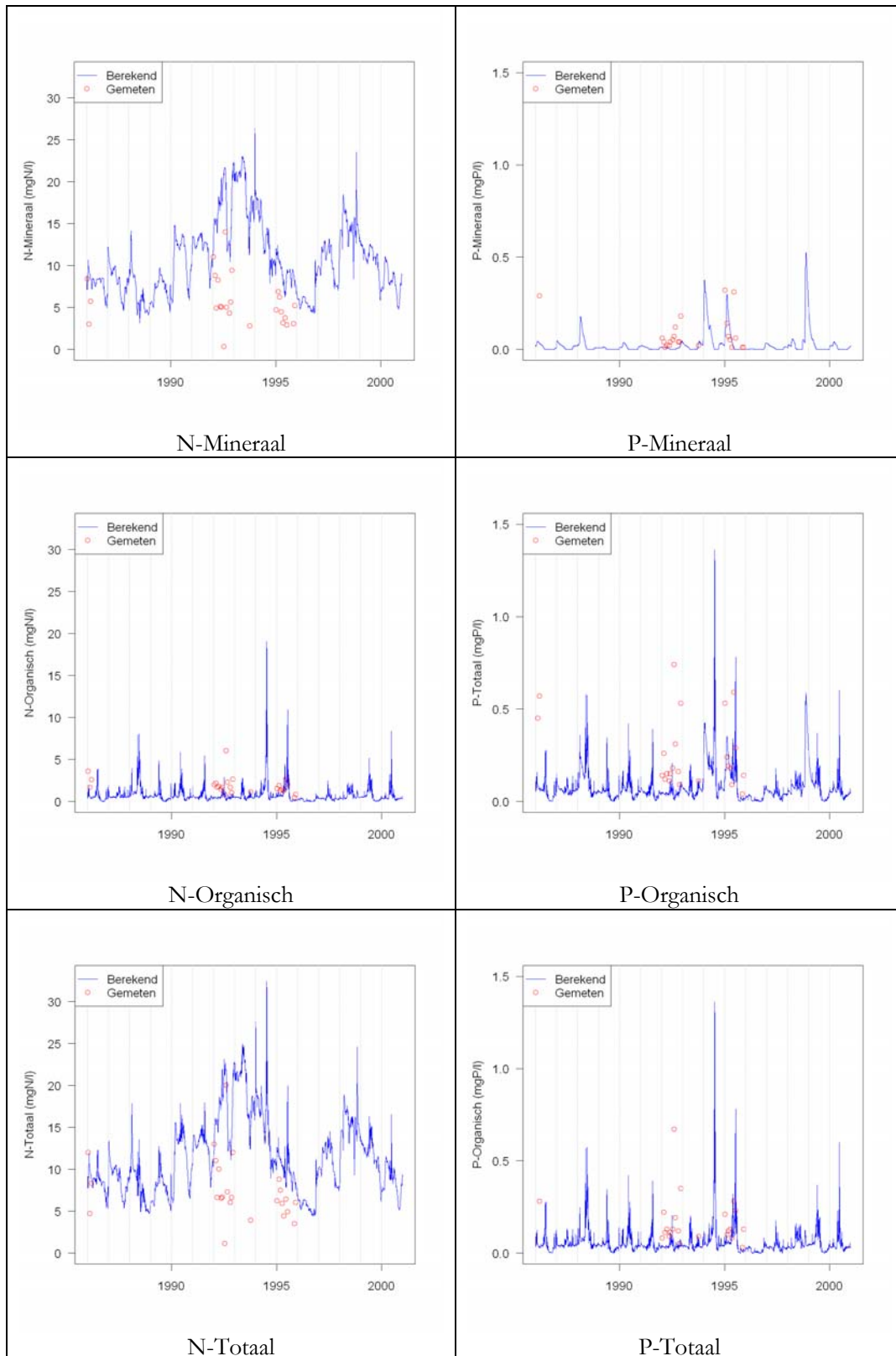
## 5.2 Overige gebiedspecifieke data

De overige regionalisering van data voor de oppervlaktewatermodellen is in de hoofdttekst beschreven.

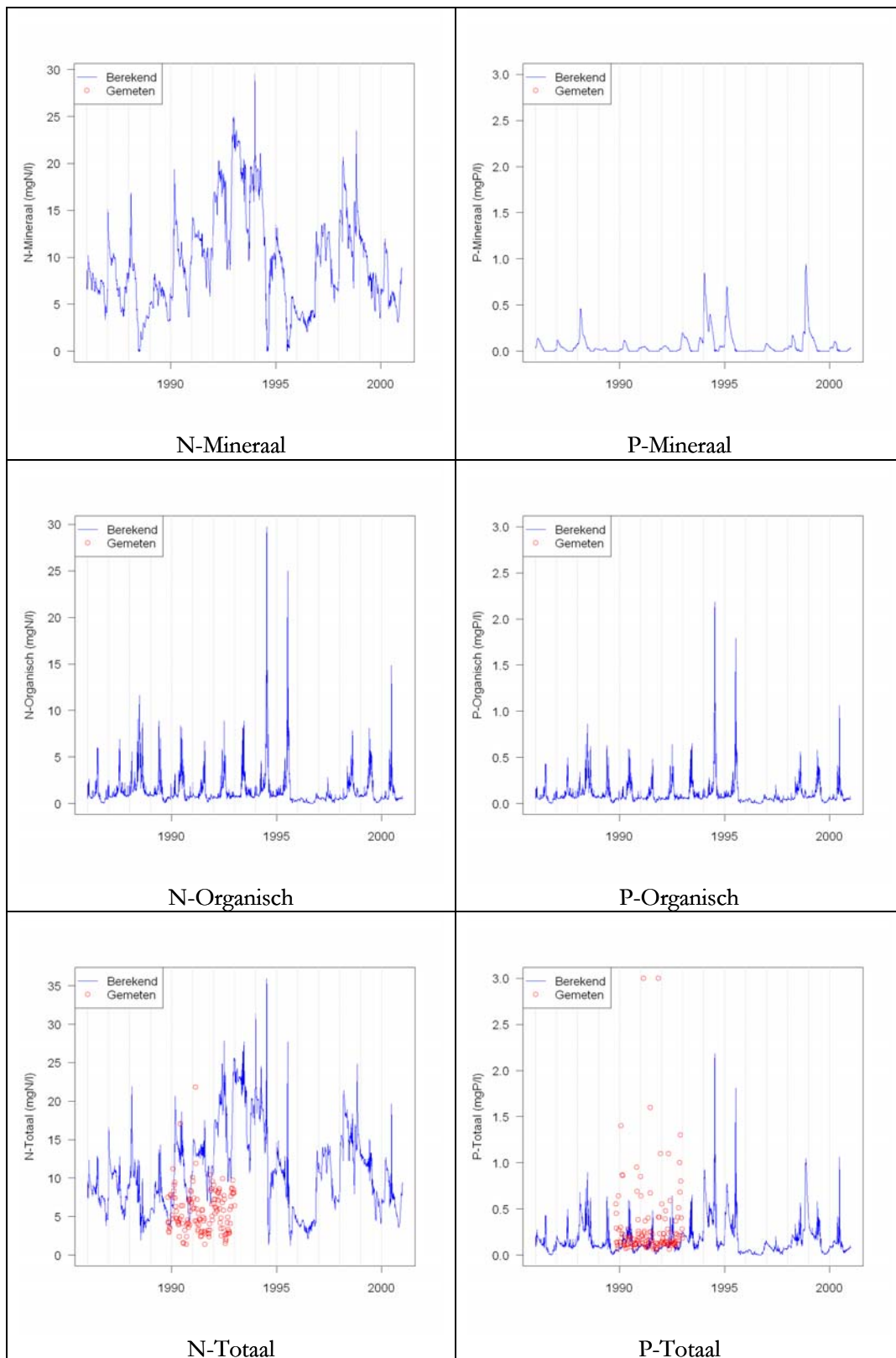
## Bijlage 6 Resultaten berekeningen waterkwaliteit deelgebieden



Figuur 74 Gemeten en berekende N- en P-concentraties bij meetpunt 25200

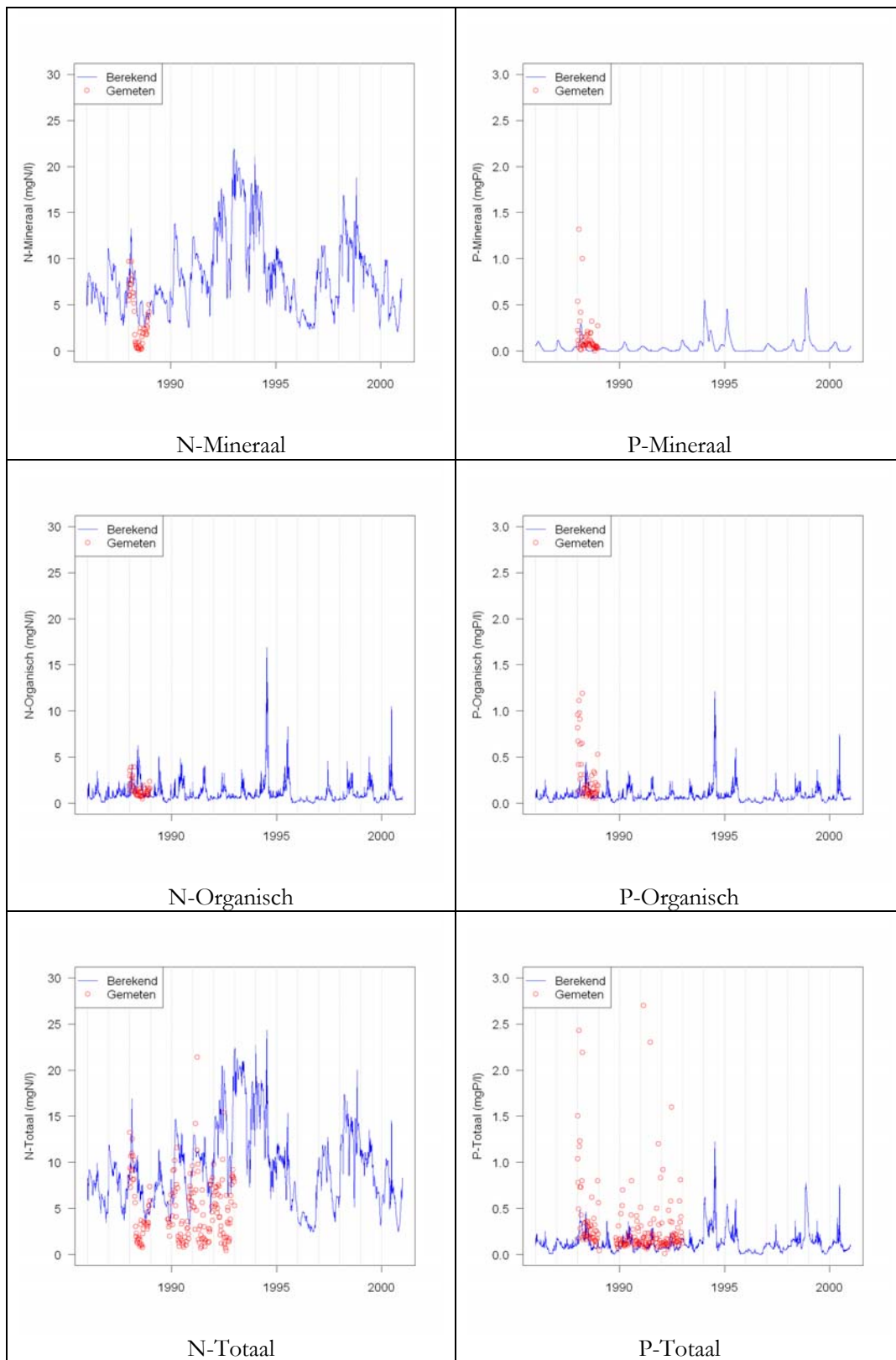


Figuur 75 Gemeten en berekende N- en P-concentraties bij meetpunt 25202

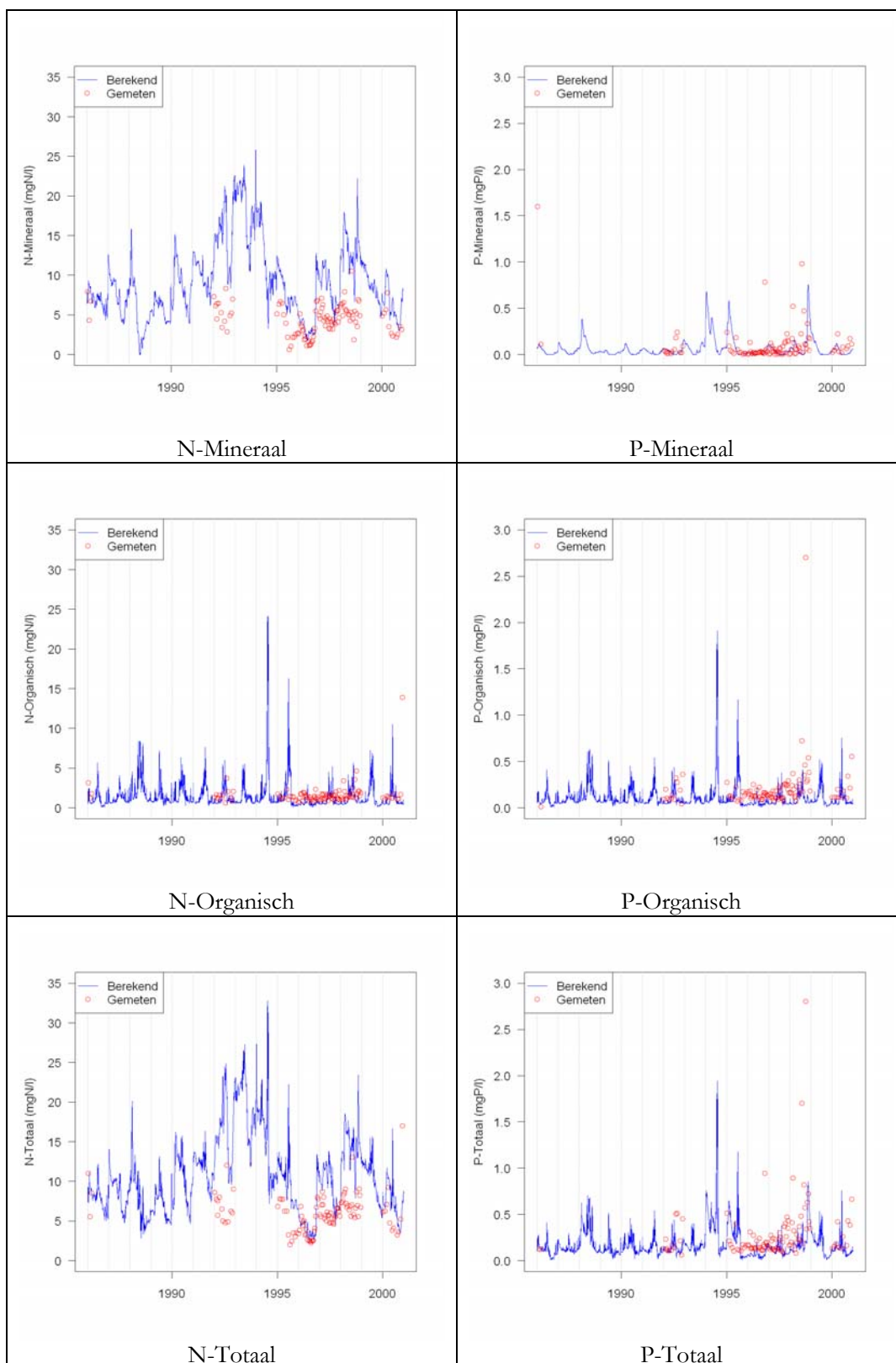


Figuur 76 Gemeten en berekende N- en P-concentraties bij meetpunt 25220

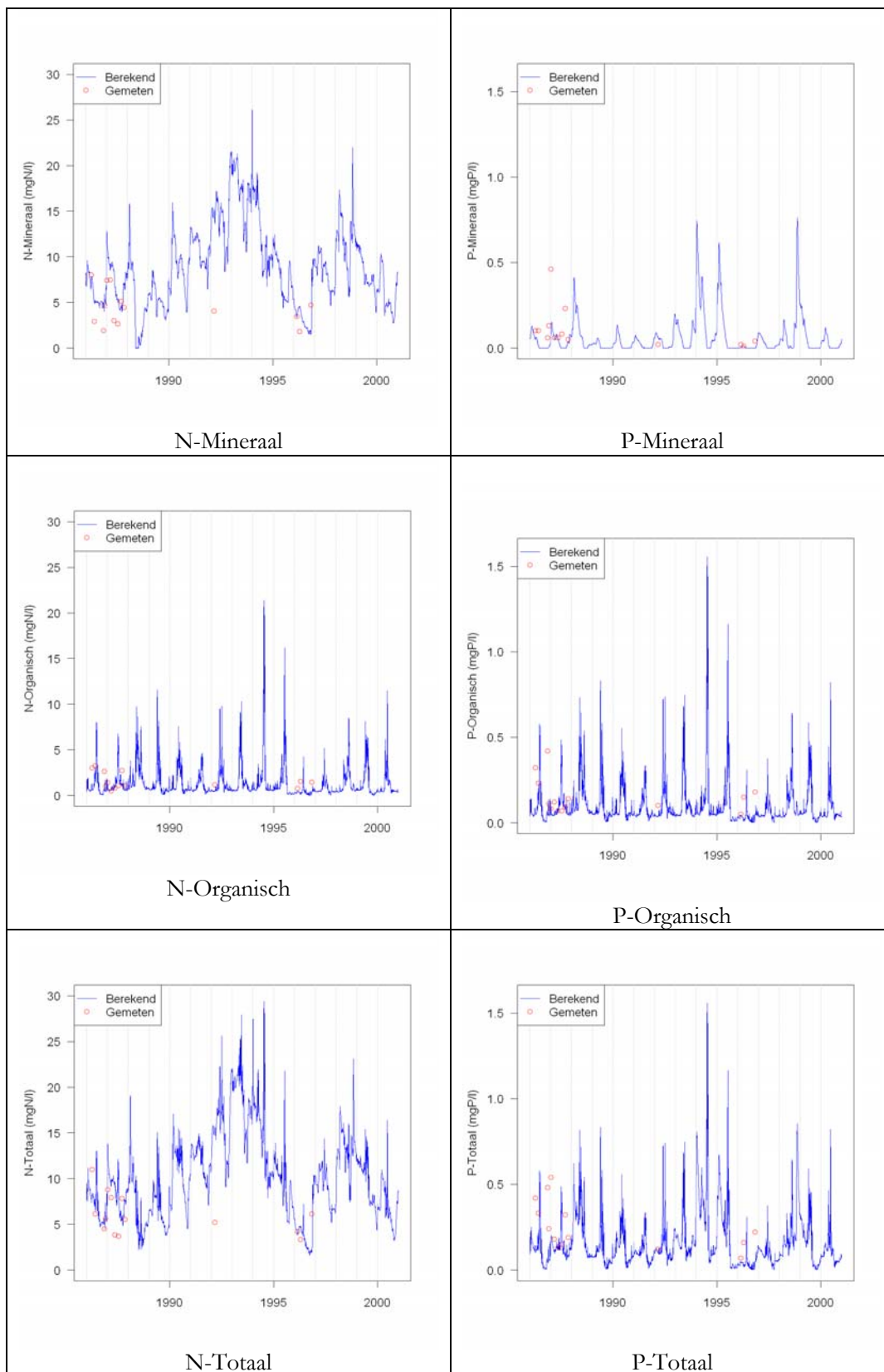




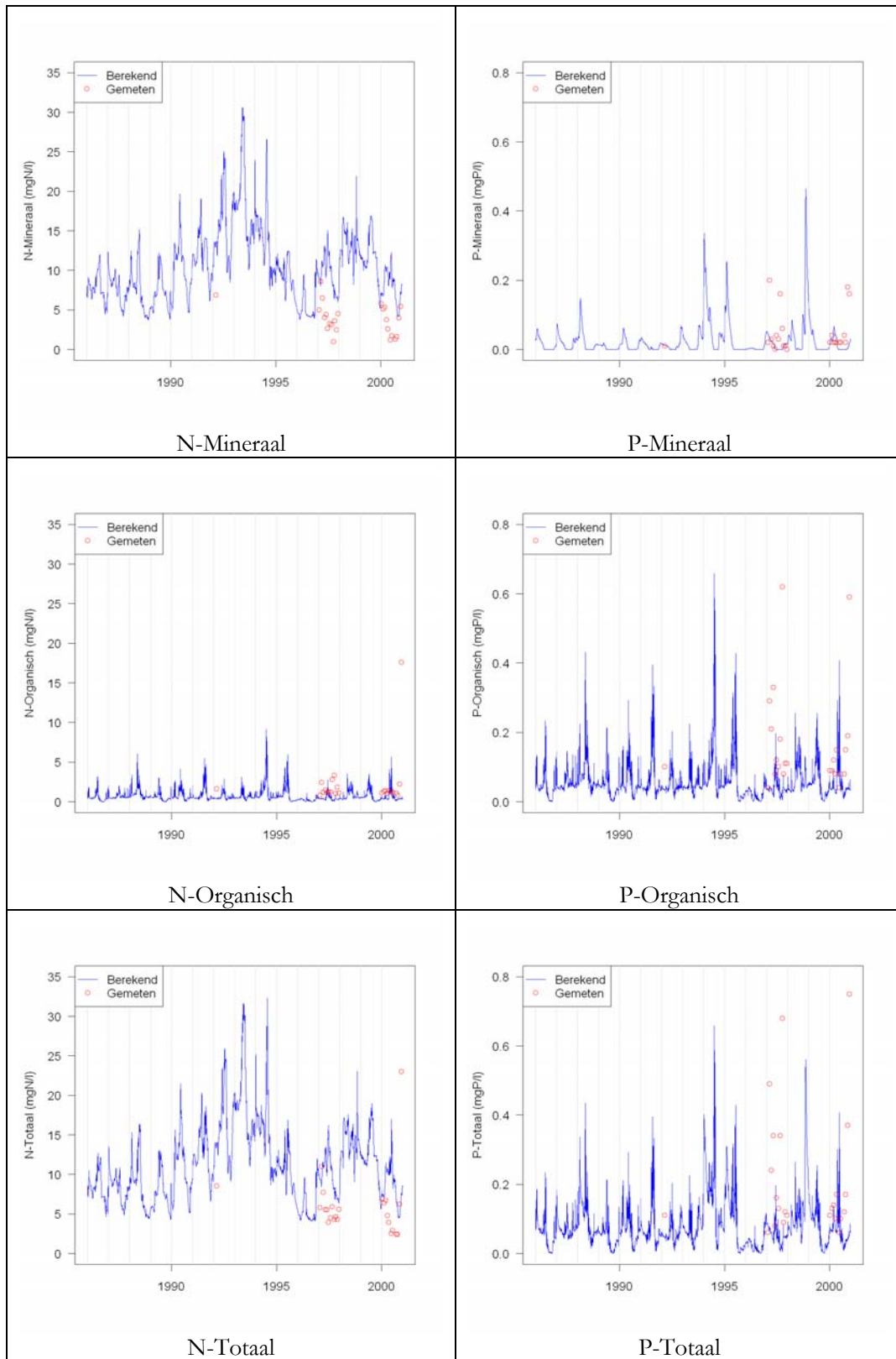
Figuur 77 Gemeten en berekende N- en P-concentraties bij meetpunt 25221



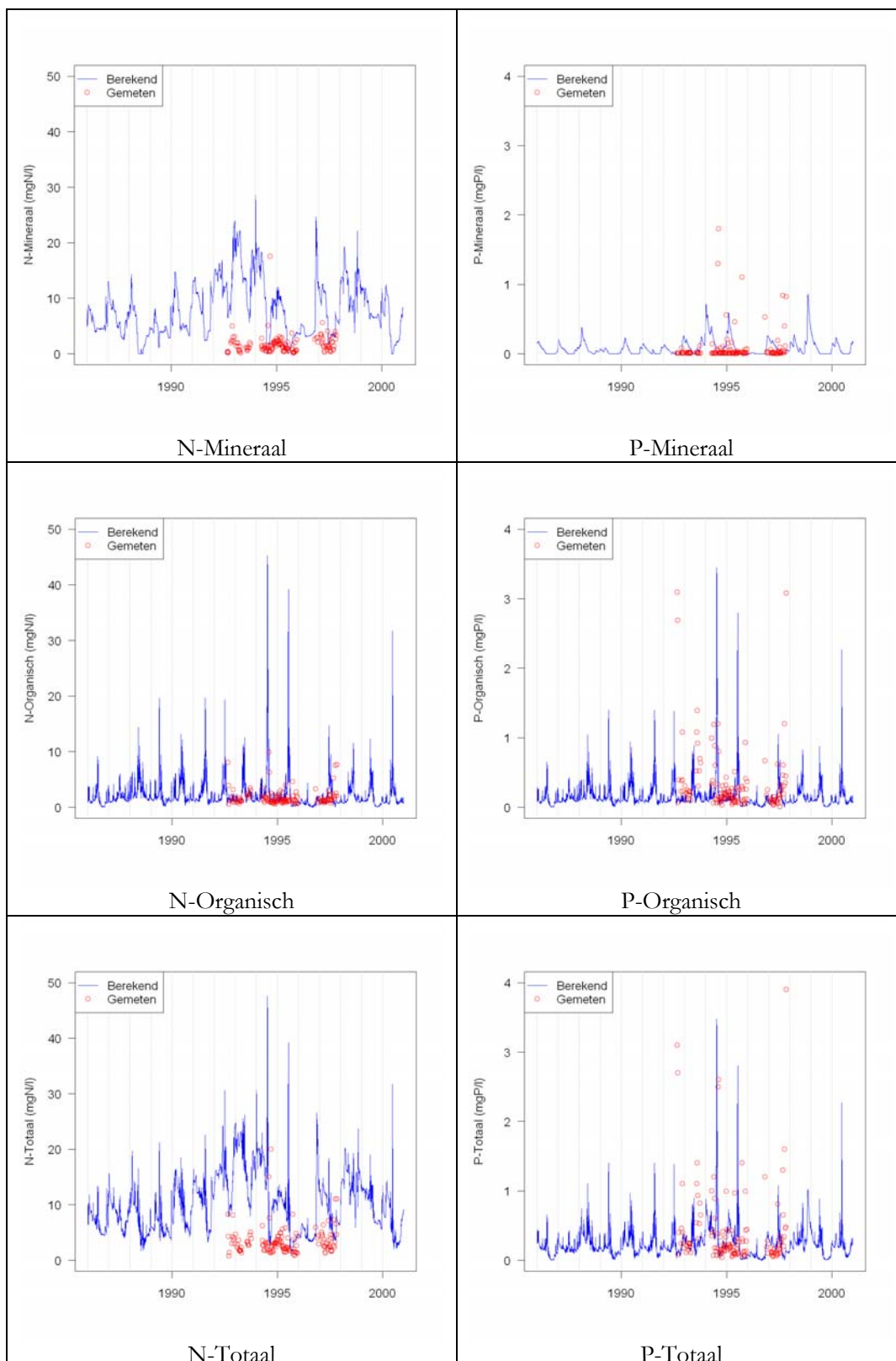
Figuur 78 Gemeten en berekende N- en P-concentraties bij meetpunt 25301



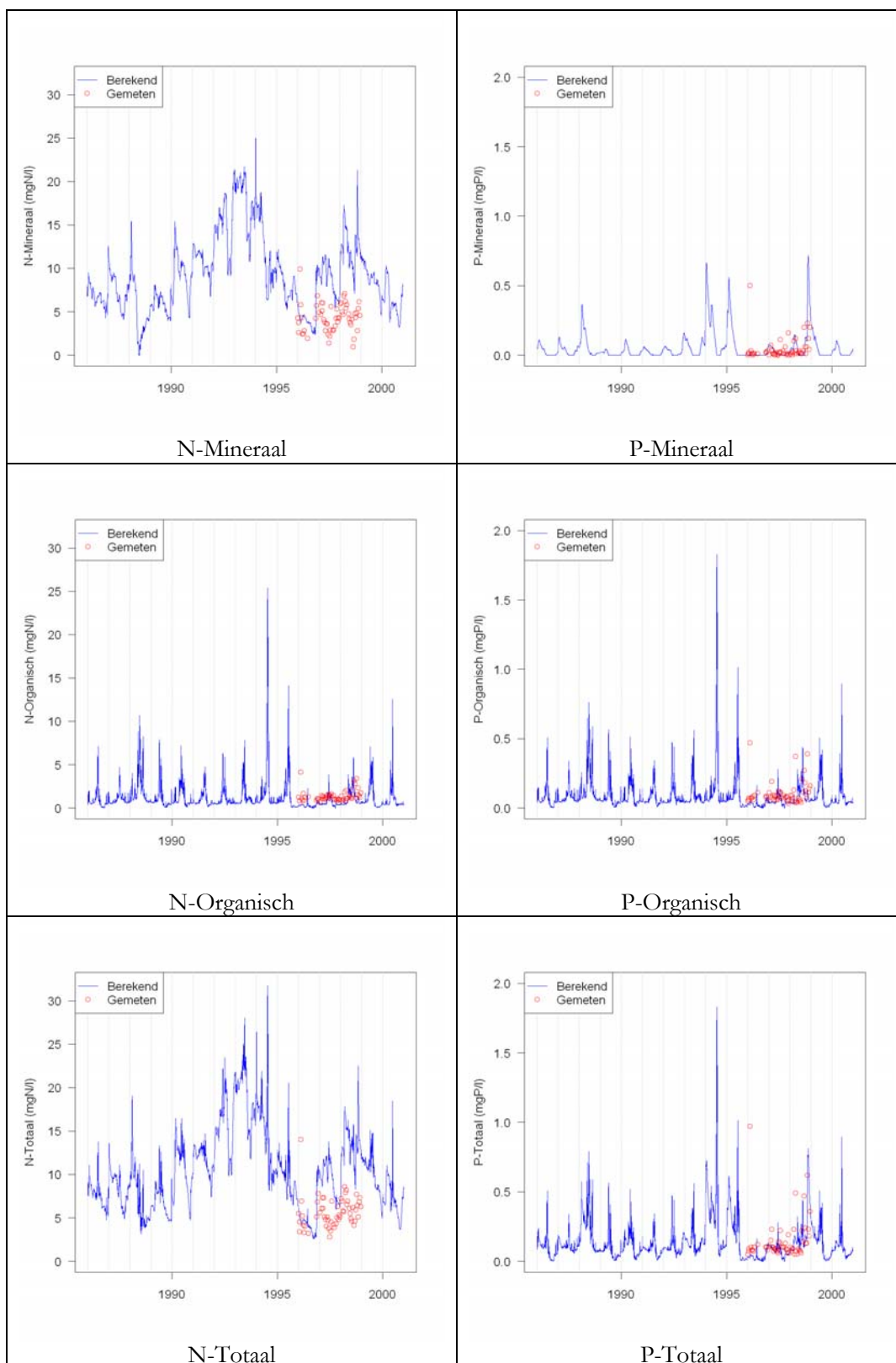
Figuur 79 Gemeten en berekende N- en P-concentraties bij meetpunt 25302



Figuur 80 Gemeten en berekende N- en P-concentraties bij meetpunt 25305



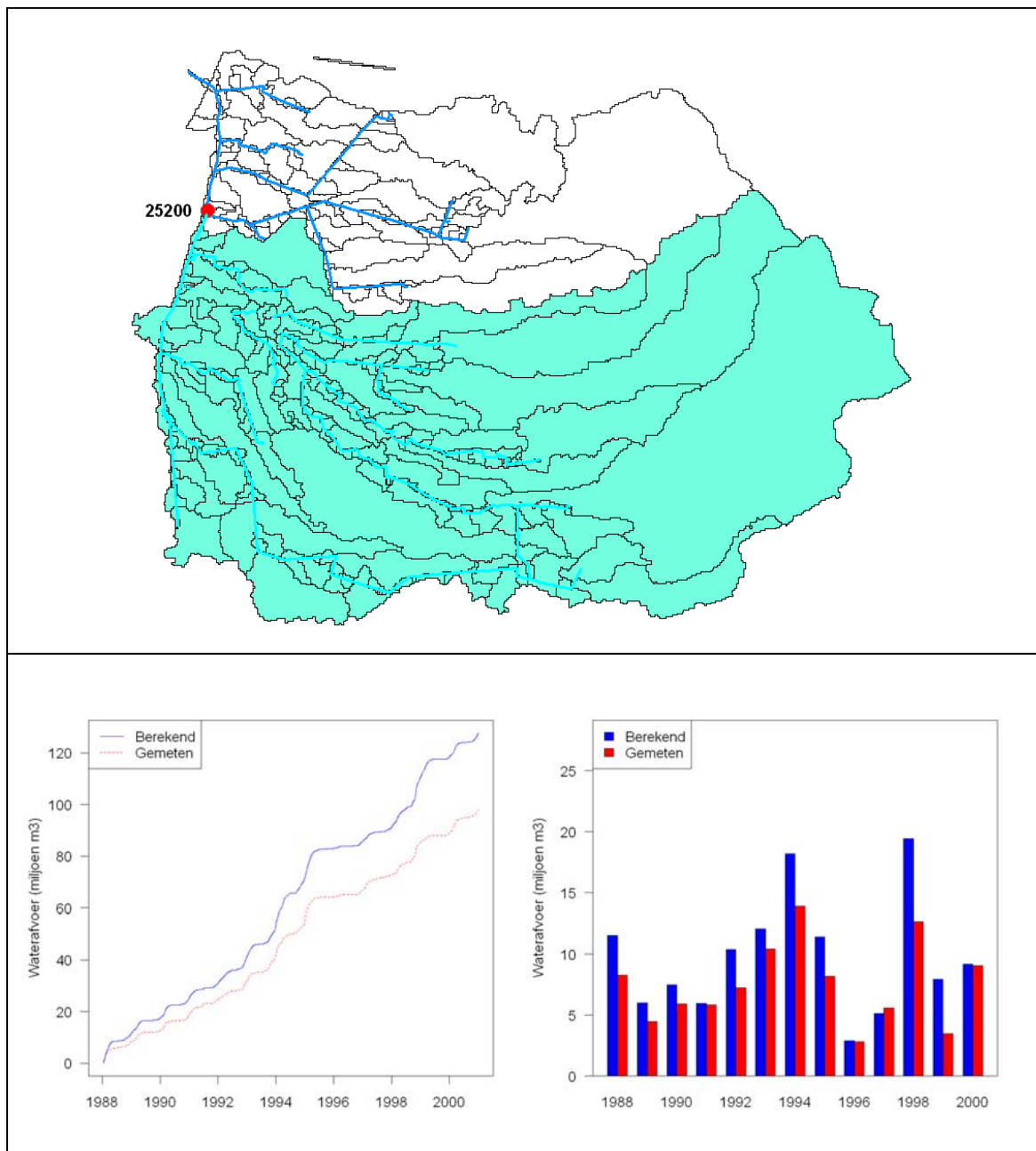
Figuur 81 Gemeten en berekende N- en P-concentraties bij meetpunt 25312



Figuur 82 Gemeten en berekende N- en P-concentraties bij meetpunt 25317

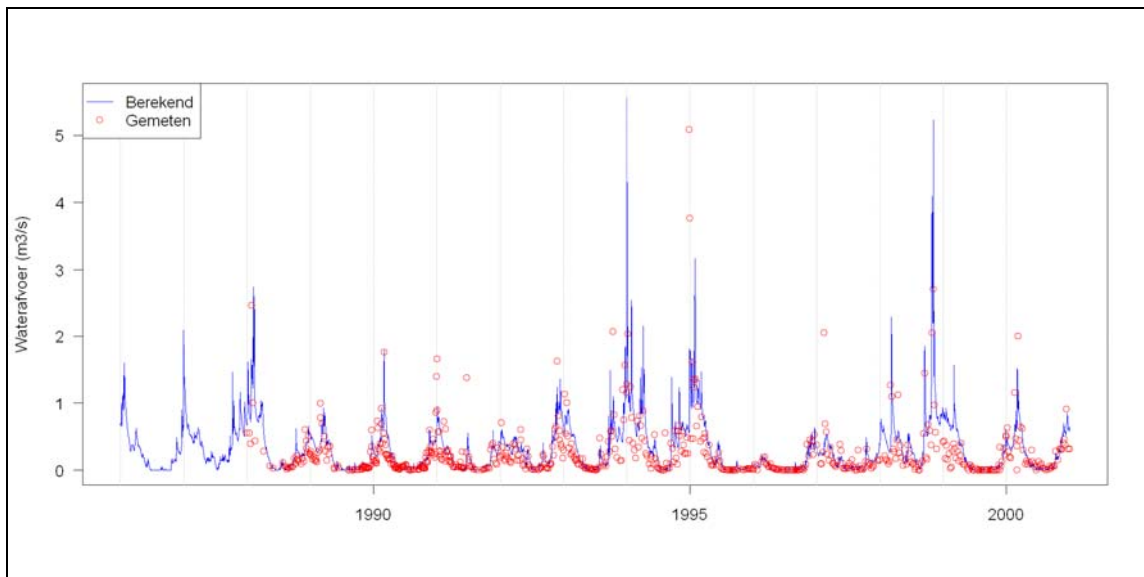


## Bijlage 7 Resultaten berekeningen afvoer oppervlaktewater deelgebieden

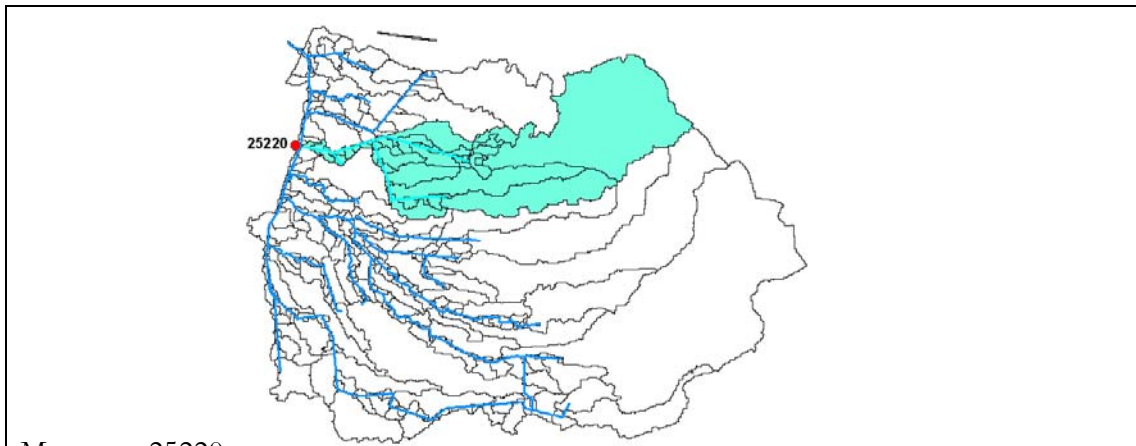


Figuur 83. Afvoer deelgebied Meetpunt 25200

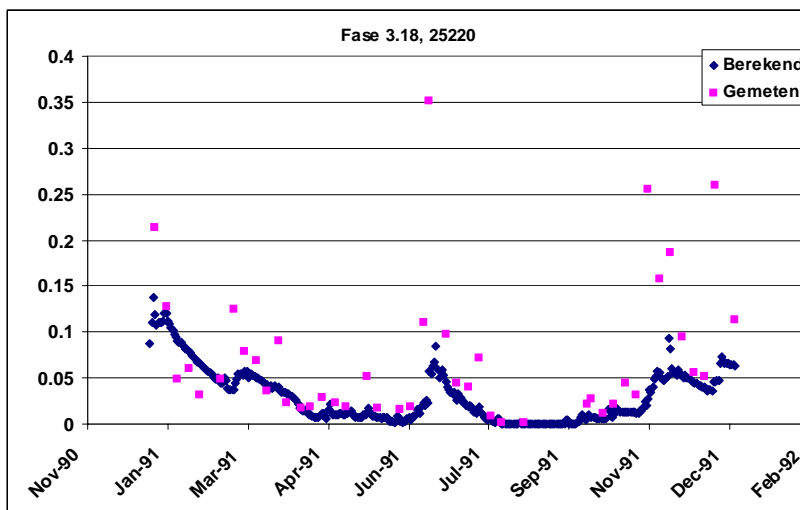
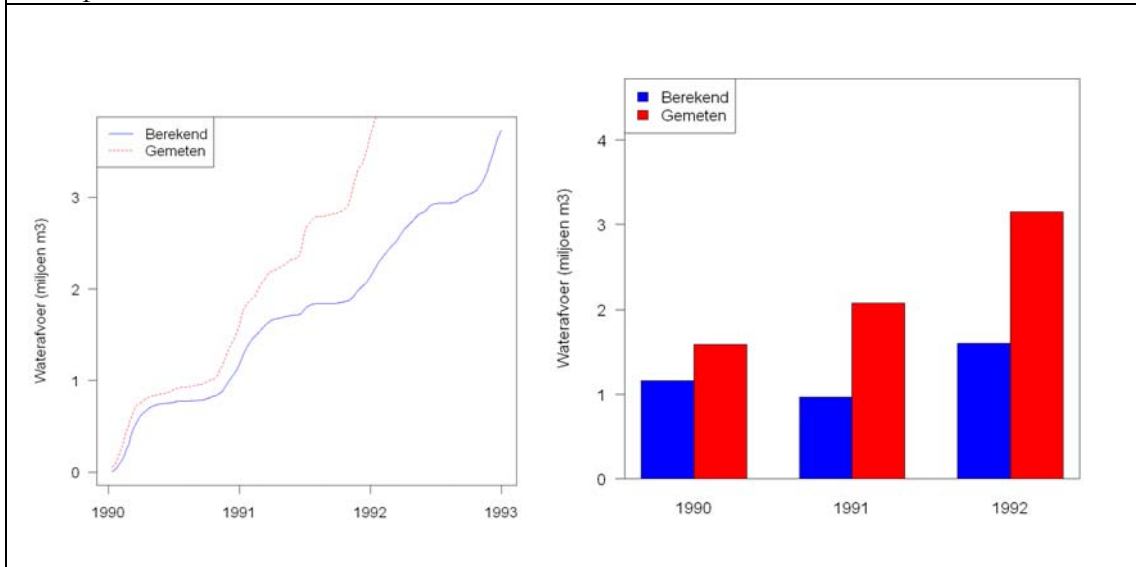




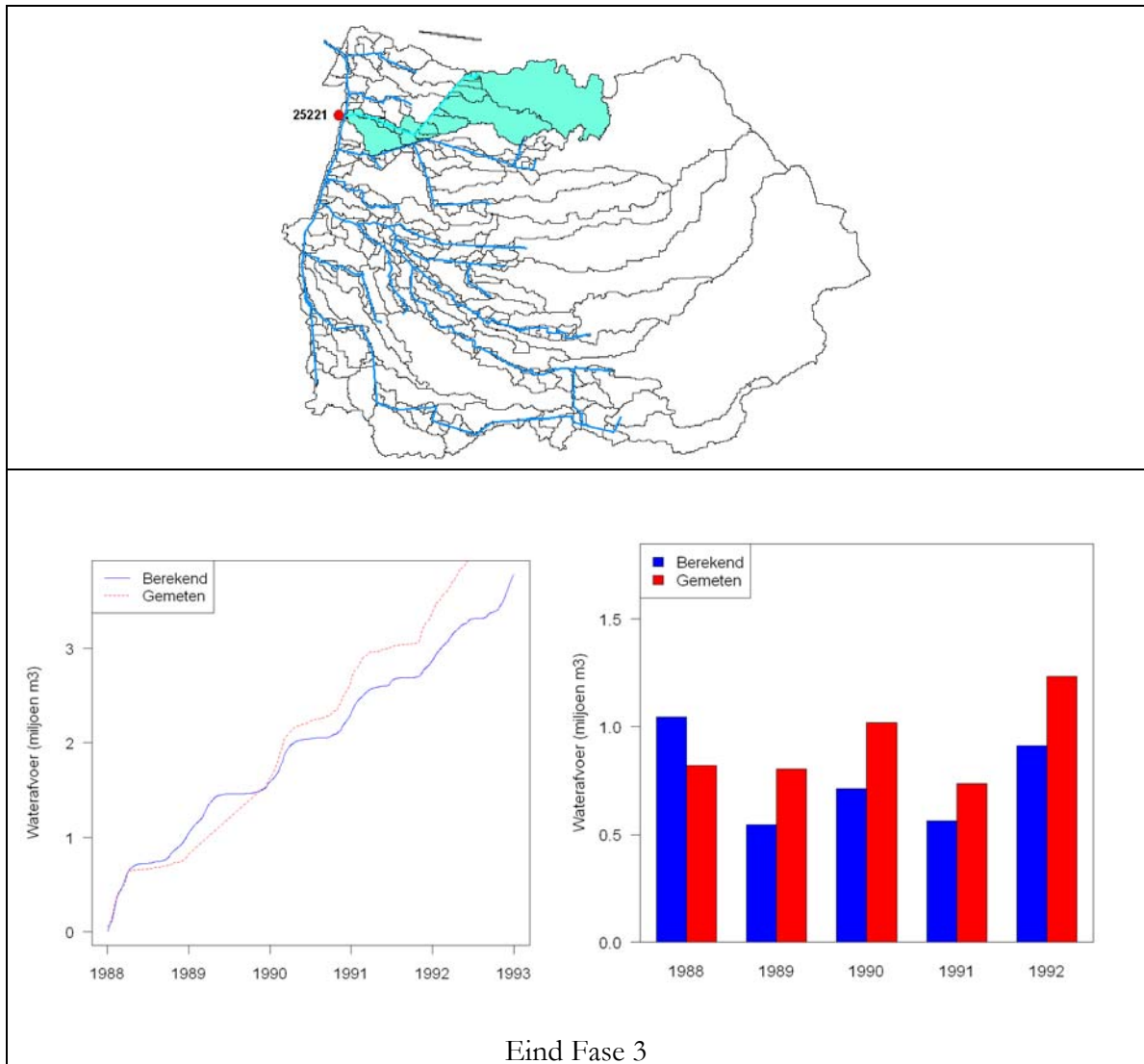
*Afvoer deelgebied Meetpunt 25200(vervolg)*



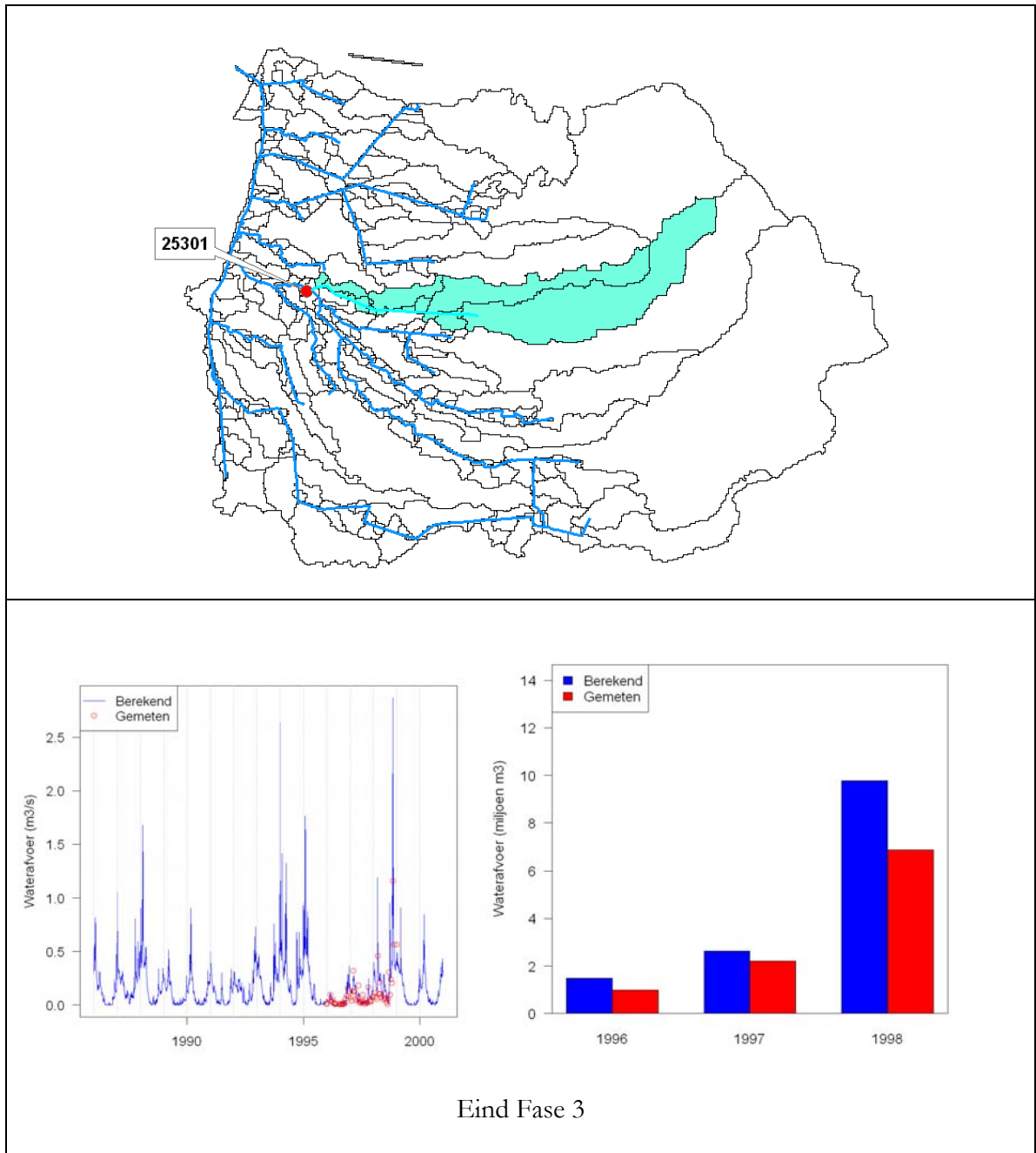
Meetpunt 25220



Figuur 84. Afvoer deelgebied Meetpunt 25220



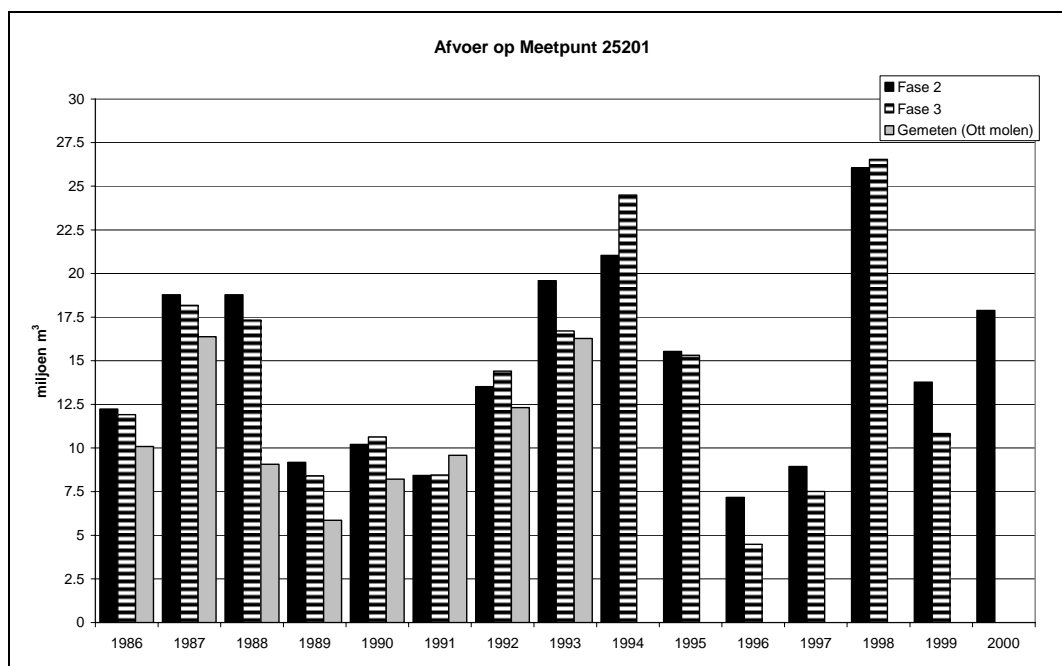
Figuur 85. Afvoer deelgebied Meetpunt 25221



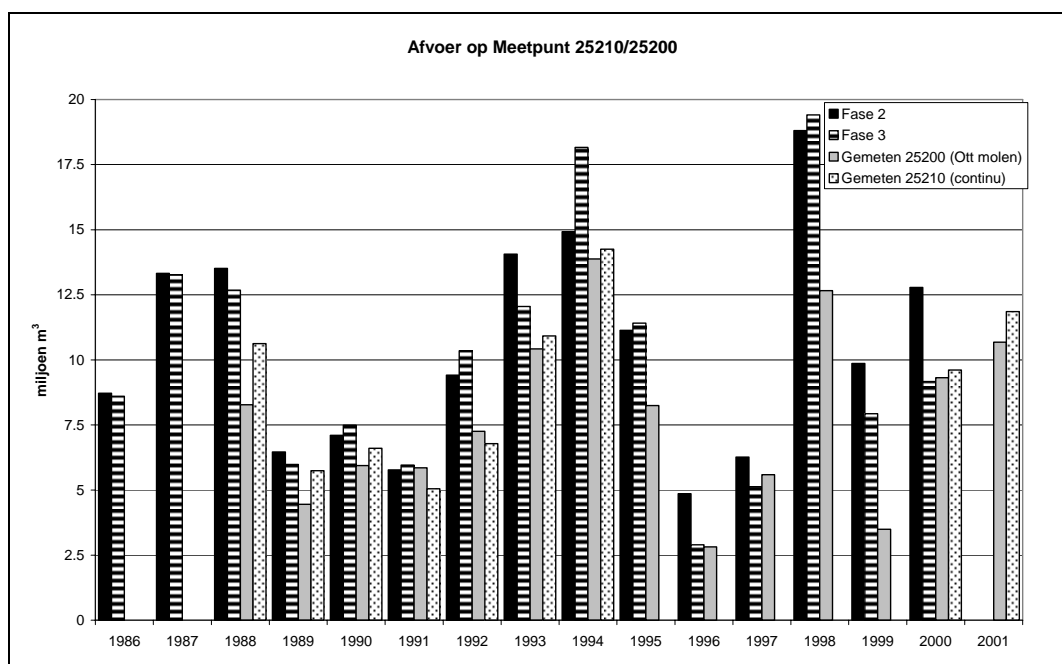
Figuur 86. Afvoer deelgebied Meetpunt 25301



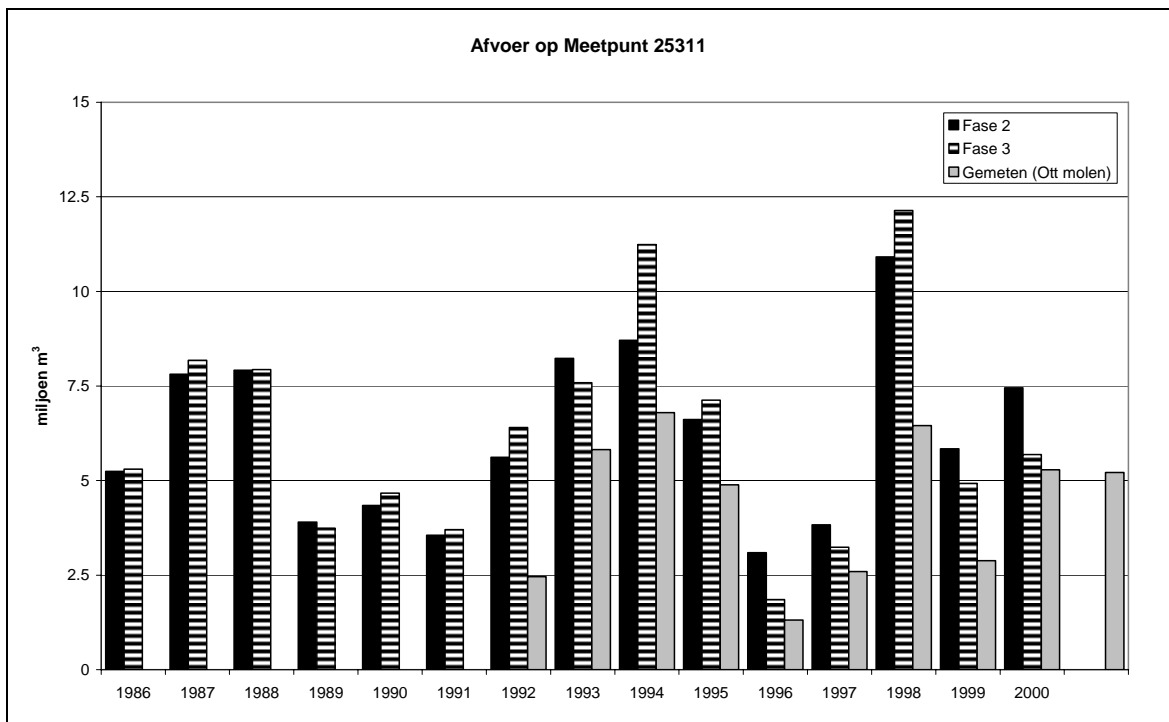
## Bijlage 8 Verschil in jaarafvoeren tussen Fase 2 en Fase 3



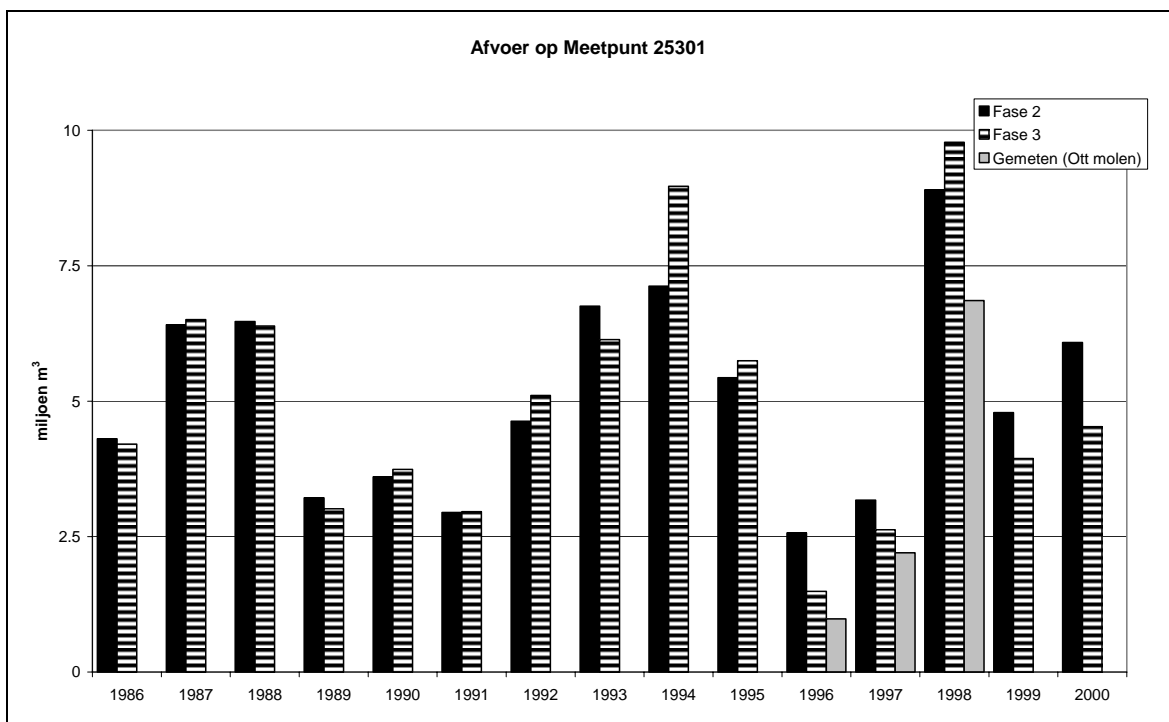
Figuur 87. Verschil in jaarafvoeren tussen Fase 2 en Fase 3 op Meetpunt 25201



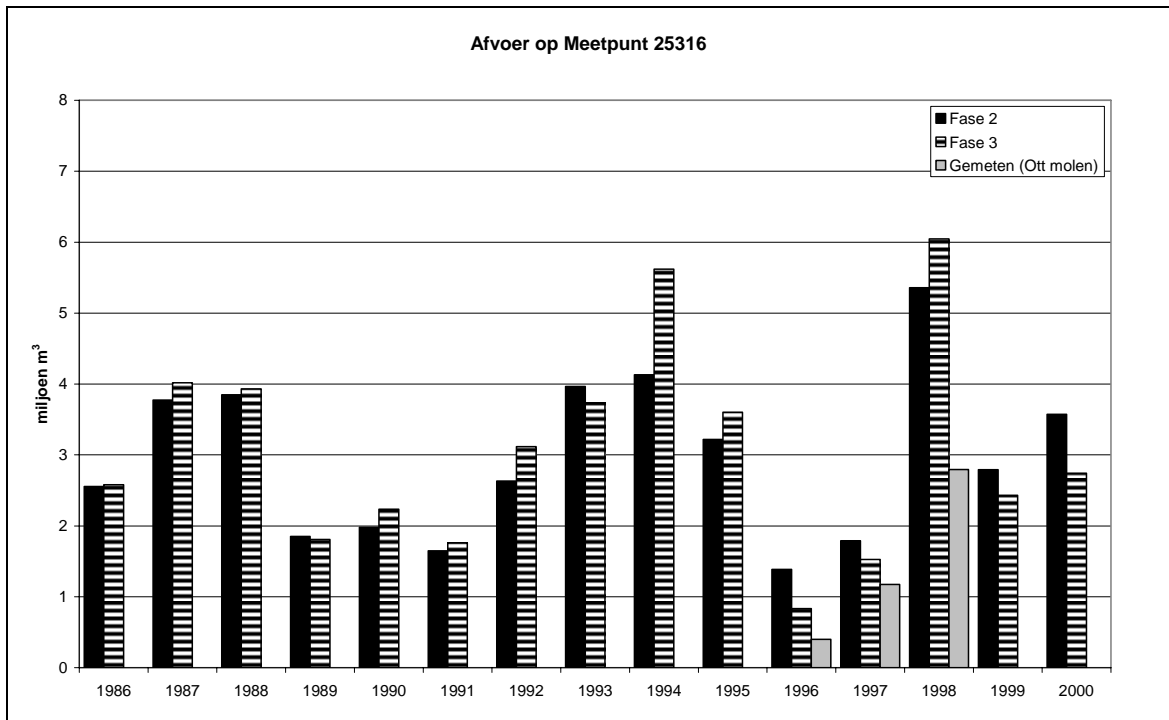
Figuur 88. Verschil in jaarafvoeren tussen Fase 2 en Fase 3 op Meetpunt 25210/25200



Figuur 89. Verschil in jaarafvoeren tussen Fase 2 en Fase 3 op Meetpunt 25311



Figuur 90. Verschil in jaarafvoeren tussen Fase 2 en Fase 3 op Meetpunt 25301



*Figuur 91. Verschil in jaarafvoeren tussen Fase 2 en Fase 3 op Meetpunt 25316*





## Bijlage 9 Stofbalansen voor meest voorkomend landgebruik

### 9.1 Stikstofbalansen landsysteem

*Langjarig gemiddelde (1986-2000) grasland*

Oppervlakte balansgebied		2700 ha	
IN	kg.ha <sup>-1</sup>	UIT	kg.ha <sup>-1</sup>
Atmosferische depositie	45.0	Oppervlakkige afspoeling	0.0
Bemesting	636.8	Ammoniakvervluchtiging	_*
Infiltratie vanuit oppervlaktewater	0.3	Denitrificatie	262.9
Kwel	0.3	Netto gewasonttrekking	372.4
		Afvoer door ontwatering	43.7
		Wegzijging	3.5
Totaal	682.4		682.5
Berging			-0.2

*Langjarig gemiddelde (1986-2000) bouwland (akkerbouw)*

Oppervlakte balansgebied		128 ha	
IN	kg.ha <sup>-1</sup>	UIT	kg.ha <sup>-1</sup>
Atmosferische depositie	45.0	Oppervlakkige afspoeling	0.0
Bemesting	255.9	Ammoniakvervluchtiging	_*
Infiltratie vanuit oppervlaktewater	0.2	Denitrificatie	191.1
Kwel	0.2	Netto gewasonttrekking	124.1
		Afvoer door ontwatering	38.5
		Wegzijging	5.4
Totaal	301.3		359.1
Berging			-57.8

*Langjarig gemiddelde (1986-2000) maais*

Oppervlakte balansgebied		661 ha	
IN	kg.ha <sup>-1</sup>	UIT	kg.ha <sup>-1</sup>
Atmosferische depositie	45.0	Oppervlakkige afspoeling	0.0
Bemesting	419.6	Ammoniakvervluchtiging	_*
Infiltratie vanuit oppervlaktewater	0.2	Denitrificatie	289.1
Kwel	0.2	Netto gewasonttrekking	166.2
		Afvoer door ontwatering	54.9
		Wegzijging	3.3
Totaal	465.0		513.5
Berging			-48.7

\* Ammoniakvervluchtiging is al verrekend met bemesting bij invoer in het landsysteem instrumentarium

*Langjarig gemiddelde (1986-2000) natuur*

Oppervlakte balansgebied		3292 ha	
IN	kg.ha <sup>-1</sup>	UIT	kg.ha <sup>-1</sup>
Atmosferische depositie	45.0	Oppervlakkige afspoeling	0.0
Bemesting	0.0	Ammoniakvervluchtiging	_*
Infiltratie vanuit oppervlaktewater	0.1	Denitrificatie	14.3
Kwel	0.0	Netto gewasonttrekking	-0.3
		Afvoer door ontwatering	5.9
		Wegzijging	17.6
Totaal	45.1		37.5
Berging			7.5

\* Ammoniakvervluchtiging is al verrekend met bemesting bij invoer in het landsysteem instrumentarium

## 9.2 Fosforbalansen landsysteem

*Langjarig gemiddelde (1986-2000) grasland*

Oppervlakte balansgebied		2700 ha	
IN	kg.ha <sup>-1</sup>	UIT	kg.ha <sup>-1</sup>
Bemesting	89.87	Oppervlakkige afspoeling	0.00
Infiltratie vanuit oppervlaktewater	0.00	Netto gewasonttrekking	39.89
Kwel	0.06	Afvoer door ontwatering	0.76
		Wegzijging	0.02
Totaal	89.93		40.67
Berging			49.23

*Langjarig gemiddelde (1986-2000) bouwland (akkerbouw)*

Oppervlakte balansgebied		128 ha	
IN	kg.ha <sup>-1</sup>	UIT	kg.ha <sup>-1</sup>
Bemesting	57.06	Oppervlakkige afspoeling	0.00
Infiltratie vanuit oppervlaktewater	0.00	Netto gewasonttrekking	26.37
Kwel	0.04	Afvoer door ontwatering	4.96
		Wegzijging	0.15
Totaal	57.1		31.48
Berging			25.56

*Langjarig gemiddelde (1986-2000) maïs*

Oppervlakte balansgebied		661 ha	
IN	kg.ha <sup>-1</sup>	UIT	kg.ha <sup>-1</sup>
Bemesting	107.22	Oppervlakkige afspoeling	0.00
Infiltratie vanuit oppervlaktewater	0.00	Netto gewasonttrekking	26.51
Kwel	0.04	Afvoer door ontwatering	1.38
		Wegzijging	0.03
Totaal	107.26		27.92
Berging			79.33

*Langjarig gemiddelde (1986-2000) natuur*

Oppervlakte balansgebied		3292 ha	
IN	kg.ha <sup>-1</sup>	UIT	kg.ha <sup>-1</sup>
Bemesting	0.00	Oppervlakkige afspoeling	0.00
Infiltratie vanuit oppervlaktewater	0.00	Netto gewasonttrekking	-0.03
Kwel	0.00	Afvoer door ontwatering	0.03
		Wegzijging	0.02
Totaal	0.00		0.02
Berging			-0.03



## Bijlage 10 Regionale parameters oppervlaktewater kwaliteitsmodel

[LivBioPar]

ConcNitrCritUpt= 0.00001  
ConcPhosCritUpt= 0.00001

[Floating Biomass]

LightIntCoef= 0.23  
NitrogenDMRatio= 0.05  
PhosphorusDMRatio= 0.005  
RespirationRate= 0.3  
MortalityRate= 0.15  
Q10MortalityRate= 0.09  
ConcNitrMonod= 0.35  
ConcPhosMonod= 0.07  
InflowCFB= 0.0  
FBAdvectiveFraction= 1.0

[Rooting Biomass]

LightIntCoef= 0.02  
NitrogenDMRatio= 0.035  
PhosphorusDMRatio= 0.0025  
RespirationRate= 0.3  
MortalityRate= 0.06  
Q10MortalityRate= 0.15  
ConcNitrMonod= 0.01  
ConcPhosMonod= 0.005

[Reed]

LightEffCoef= 0.01  
NitrogenDMRatio= 0.015  
PhosphorusDMRatio= 0.0015  
RespirationRate= 0.5  
MortalityRate= 0.003  
Q10MortalityRate= 0.08  
ConcNitrMonod= 0.1  
ConcPhosMonod= 0.01

[Parameters]

Latitude=52.22

MineralizationRate=0.15

Q10Mineralization=0.047

DenitrificationRate=0.05

Q10Denitrification=0.045

BulkDensity = 1600000

LinSorptionNMin=0.00005

LinSorptionNMax=0.00005

LinSorptionNDayMax=240

LinSorptionPMin=0.0007

LinSorptionPMax=0.0007

LinSorptionPDayMax=30

SedimentSinkSpeedMineral=0.10

SedimentSinkSpeedOrganic=0.05

SedimentThickness=0.02