



ALTEERRA

WAGENINGEN UR

Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Krimpenerwaard Fase 3

Monitoring Stroomgebieden

J.G. Kroes
J.D. Schaap
F.J.E. van der Bolt
R.J. Löschner-Wolleswinkel
J. Roelsma
O.F. Schoumans
C. Siderius
T.P. van Tol - Leenders

Alterra-rapport 1766, ISSN 1566-7197
Reeks Monitoring Stroomgebieden 13-III

Systemanalyse voor het stroomgebied van de Krimpenerwaard Fase 3

Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Krimpenerwaard Fase 3

**J.G. Kroes
J.D. Schaap
F.J.E. van der Bolt
R.J. Löschner-Wolleswinkel
J. Roelsma
O.F. Schoumans
C. Siderius
T.P. van Tol-Leenders**

Alterra-rapport 1766

Alterra, Wageningen, 2008

REFERAAT

Kroes, J.G., J.D. Schaap, F.J.E. van der Bolt, R.J. Löschner-Wolleswinkel, J. Roelsma, O.F. Schoumans, C. Siderius, T.P. van Tol-Leenders, 2008. *Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Krimpenerwaard Fase 3*, Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1766. 124 blz.; .44 fig.; 28 tab.; 26 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 de Krimpenerwaard. 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 het modelsysteem Fase 3 zijn alle relevante bronnen op stroomgebiedsniveau meegenomen. Hierdoor zijn de balansen en de voorspellingen binnen het stroomgebied verbeterd ten opzichte van Fase 2. In Fase 3 zijn regionale data toegepast, die stapsgewijs in de modellen zijn geïntroduceerd. De regionale parameterisering van de nutriëntenopbouw en de verblijftijden in de bodem blijken van grote invloed op de af- en uitspoeling vanuit het landsysteem. Voor de gebiedsafvoer van N en P zijn de regionale parameters voor diffuse detailontwatering, waterinlaat en meteorologie van groot belang gebleken. Echter ondanks de verbeteringen worden oppervlaktewaterconcentraties in het resulterende model van fase 3 onderschat. Er wordt aanbevolen om het ruimtelijk schaalniveau van het modelsysteem beter af te stemmen op de kritische systeemp parameters van het stroomgebied en de ruimtelijke variatie hierin. De waterinlaat moet beter worden gemodelleerd. De belangrijkste aanbevelingen betreft het berekenen van de diepte van de waterstroming van het neerslagoverschot door de bodem naar oppervlaktewater en een verbetering van de initiële oplading van de bodemvoorraad aan nutriënten.

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

ISSN 1566-7197

Dit rapport is gratis te downloaden van 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.

© 2008 Alterra

Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland

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

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

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

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
1.1 Project aanpak	11
1.2 Fasering	12
1.3 Doelstellingen	13
1.4 Opzet modelsysteem	13
1.5 Leeswijzer	14
2 Bemalingsgebied de Krimpenerwaard	17
2.1 Beschrijving van het gebied	17
2.2 Toetsgegevens voor het fase 3 modelsysteem	18
3 Fase 3 Modelsysteem	21
3.1 Inleiding	21
3.2 Het modelinstrumentarium	21
3.3 Ruimtelijke schematisering van het beheersgebied Krimpenerwaard	22
3.3.1 Schematisering landsysteem	22
3.3.2 Schematisering oppervlaktewatersysteem	22
3.4 Referentiesituatie	23
3.4.1 Harmonisatie Fase 2	23
3.4.2 Modelversies	24
3.5 Grootte rekentijdstep	24
3.6 Regionale gegevens	24
3.6.1 Waterkwantiteit landsysteem	25
3.6.2 Waterkwaliteit landsysteem	29
3.6.3 Waterkwantiteit oppervlaktewatersysteem	34
3.6.4 Waterkwaliteit oppervlaktewatersysteem	38
4 Resultaten fase 3 modelsysteem	43
4.1 Inleiding	43
4.2 Modules voor land en oppervlaktewater	43
4.2.1 Toetsing	43
4.2.2 Balansen	48
4.3 Deelgebied Bergambacht	55
4.3.1 Inleiding	55
4.3.2 Balansen	55
5 Discussie	59
5.1 Inleiding	59
5.2 Regionale gegevens	59
5.2.1 Waterkwantiteit	59
5.2.2 Waterkwaliteit	63
5.3 Modelprocessen: invloed stromingspatronen	69

6	Verschillen ten opzichte van Fase 2	75
6.1	Waterkwaliteit	75
6.2	Nutrientenbalansen	75
7	Conclusies	79
7.1	Doelstelling fase 3	79
7.2	Algemene conclusies	79
7.3	Waterkwantiteit	79
7.4	Waterkwaliteit	80
8	Aanbevelingen	83
8.1	Waterkwantiteit	83
8.2	Waterkwaliteit	84
	Literatuur	85
 <i>Bijlagen</i>		
1	Harmonisatie fase 2 Krimpenerwaard	89
2	Schematisering land – water – stedelijk	105
3	Concentraties van inlaatwater uit de Lek	109
4	Concentraties van inlaatwater uit de Hollandse IJssel	113
5	Gemeten en berekende concentraties AWZI's	119
6	Gemeten en berekende concentraties van uitgemalen water	123

Woord vooraf

Deze rapportage Systeemanalyse 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: Drentse Aa, Schuitenbeek, Krimpenerwaard en Quarles van Ufford. De waterbeheerders; Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard, Waterschap Veluwe, Waterschap Rivierenland, Waterschap Hunze en Aa's en Waterlaboratorium Noord participeren actief in dit project.

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

In de reeks rapportages van het project 'Monitoring Stroomgebieden' is per gebied een Systeemverkenning verschenen. Op basis van deze uitgevoerde systeemverkenning is het gefaseerd opzetten van een modelinstrumentarium per pilotgebied gestart. Het modelinstrumentarium Fase 1 is per gebied uitgewerkt. Op basis van de resultaten uit Fase 1 heeft er per gebied een verfijning van de modellering, Fase 2, plaatsgevonden. In Fase 3 is regiospecifieke data verkregen en in de modellering toegepast. Het modelinstrumentarium Fase 3 is op basis van meetinformatie geanalyseerd en als volgt gerapporteerd:

- 13. I Systeemanalyse Drentse Aa Fase 3
- 13. II Systeemanalyse Schuitenbeek Fase 3
- 13. III Systeemanalyse Krimpenerwaard Fase 3
- 13. IV Systeemanalyse Quarles van Ufford Fase 3

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

Dorothee van Tol-Leenders
0317 - 48 42 79
dorothee.vantol-leenders@wur.nl

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

Samenvatting

Voor het project ‘Monitoring Stroomgebieden’ is in navolging van de systeemverkenning en systeemanalyses Fase 1 en Fase 2 de systeemanalyse Fase 3 uitgevoerd voor het stroomgebied van de Krimpenerwaard.

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 een nieuwe schematisering gemaakt welke beter overeenkomt met het schaalniveau van de vier proefgebieden. In Fase 3 is het modelsysteem verder geregionaliseerd. De (belangrijkste) aanbevelingen uit de systeemanalyse van het Fase 2 modelsysteem voor de vier studiegebieden, welke zijn opgepakt in Fase 3, zijn het verhogen van de temporele variatie en regionalisatie van de modelinvoer.

De modellering van Fase 3 is in deelstappen uitgevoerd. Per deelstap is voor alle vier gebieden gebiedsspecifieke data toegevoegd. Met het Fase 3 modelsysteem is het mogelijk om het effect van gebiedsspecifieke data op de oppervlaktewaterkwaliteit te bepalen.

De toetsing van het Fase 3 modelsysteem is afzonderlijk voor iedere deelstap van het land- en oppervlaktewatersysteem uitgevoerd. De toetsing van de berekende wateraanvoer, waterafvoer en de nutriëntenuitspoeling is uitgevoerd op een aantal meetlocaties, waarvoor in de periode 1986 t/m 2000 relatief lange meetreeksen beschikbaar zijn. Ten aanzien van nutriënten is onderscheid gemaakt tussen mineraal-, organisch- en totaal- stikstof en -fosfor. Naast een toetsing voor het gehele gebied heeft er ook een analyse van de effecten op het deelgebied Bergambacht plaatsgevonden. De resultaten van deze analyse verschilden niet noemenswaardig van die van het hele gebied.

In het modelsysteem Fase 3 zijn alle bekende bronnen op stroomgebiedsniveau meegenomen. Hierdoor zijn de balansen en de voorspellingen binnen het stroomgebied verbeterd ten opzichte van Fase 2.

De regionale parameterisering van de nutriëntenopbouw en de verblijftijden in de bodem is van groot belang gebleken voor de af- en uitspoeling vanuit het landsysteem.

Uit de systeemanalyse Fase 3 blijkt verder dat de invloed van het regionaal differentiëren van invoergegevens groot is. Belangrijke systeemcomponenten en –

parameters voor het studie gebied zijn: i) de diffuse detailontwatering; ii) waterinlaat en iii) klimaatgegevens neerslag en verdamping.

Met behulp van het Fase 3 modelsysteem is meer informatie verkregen met betrekking tot de identificatie van kritische systeemcomponenten en –parameters van het studiegebied. Deze informatie geeft richting aan de verfijning van het modelsysteem in de vervolgfase.

Er wordt aanbevolen om het ruimtelijk schaalniveau van het modelsysteem beter af te stemmen op de kritische systeemparameters van het stroomgebied en de ruimtelijke variatie hierin. De waterinlaat moet beter worden gemodelleerd. De belangrijkste aanbevelingen betreft het berekenen van de diepte van de waterstroming van het neerslagoverschot door de bodem naar oppervlaktewater en een verbetering van de initiële oplading van de bodemvoorraad aan nutriënten

Of het modelsysteem Fase 3 in combinatie met metingen geschikt is als monitoringsprogramma voor de evaluatie van het mestbeleid wordt onderzocht in een apart projectonderdeel genaamd ‘de synthese’.

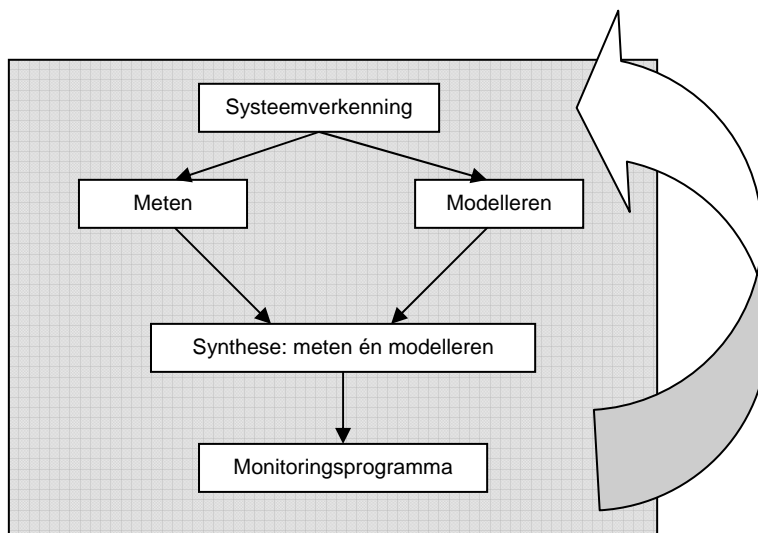
1 Inleiding

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 van (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 monitoringsprogramma (meten en modelleren), en zijn de meest kritische systeemcomponenten en -parameters geïdentificeerd. Uit deze systeemverkenningen van de vier gebieden is gebleken dat er onvoldoende inzicht is in de eigenschappen van en de processen in de gebieden om uitspraken te kunnen doen over effecten van het mestbeleid. Om het mestbeleid te kunnen evalueren is geconcludeerd dat het noodzakelijk is om een andere manier van monitoren (meten én modelleren) te introduceren.

De constatering uit de systeemverkenningen heeft er 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; een zogenaamde 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 monitoringsprogramma voor de evaluatie van het mestbeleid worden opgezet. In figuur 1.1 is de projectaanpak schematisch weergegeven.



Figuur 1.1 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 1.1), die zijn beschreven in Kroes et al., 2006a en Kroes 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 (Schoumans et al., 2004). In Fase 1 is daarbij de landelijke opzet aangehouden voor het studiegebied waarbij het ruimtelijk en temporeel schaalniveau in Fase 1 nog gelijk is 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 1.1).

Tabel 1.1 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	Regionaal specifieke benadering op basis van regionale data (kwel, bemesting, peil)	+	+	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 variatie 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 monitoringsprogramma 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 uitgebreid. 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.

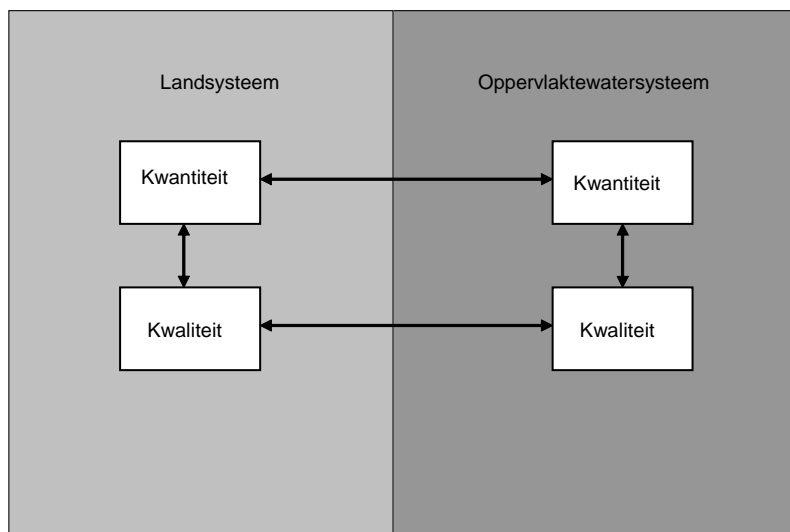
Om te bepalen wat het effect is van gebiedsspecifieke data op de voorspelling van de oppervlaktewaterkwaliteit is ook de modellering in Fase 3 zelf in deelstappen uitgevoerd. Per deelstap zijn voor alle vier gebieden gebiedsspecifieke data toegevoegd en zijn de effecten geanalyseerd. In dit rapport ‘Systeemanalyse 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 monitoringsprogramma voor de evaluatie van het mestbeleid wordt onderzocht in een apart projectonderdeel genaamd ‘de synthese’. Dit Fase3 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 1.2). 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 voldoet 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 moet metingen één op één kunnen 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 1.2 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 (Kroes et al., 2006b).

1.5 Leeswijzer

De indeling van de Systeemanalyse Fase 3 is voor de vier gebieden, welke in het project ‘Monitoring Stroomgebieden’ centraal staan, zo veel mogelijk uniform gehouden. Deze rapportage van de Systeemanalyse Fase 3 begint met het stroomgebied (hoofdstuk 2). Allereerst wordt in dit hoofdstuk een beschrijving van het betreffende stroomgebied gegeven (paragraaf 2.1). Daarnaast wordt in dit hoofdstuk aandacht besteed aan de metingen binnen het gebied waar de modelsystemen aan getoetst worden (paragraaf 2.2).

In hoofdstuk 3 wordt het modelsysteem Fase 3 beschreven. Dit hoofdstuk begint met een toelichting (paragraaf 3.1), vervolgens wordt het modelinstrumentarium beschreven (paragraaf 3.2). Omdat de vier gebieden qua kenmerken verschillend zijn wordt in paragraaf 3.3 de ruimtelijke schematisering voor het stroomgebied

beschreven. In paragraaf 3.4 wordt de uitgangstoestand geschetst. In de volgende paragraaf worden de regionale gegevens welke voor de regionalisatie van het modelsysteem zijn gebruikt beschreven.

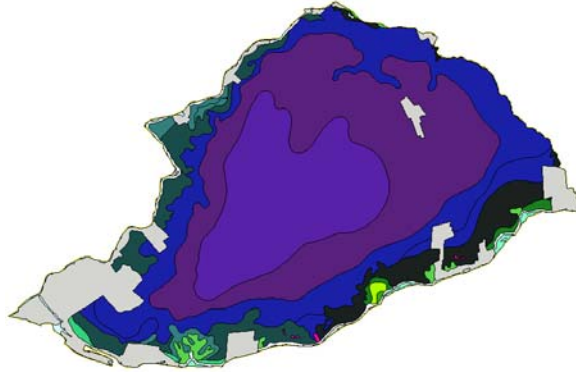
De resultaten van het modelsysteem Fase 3 worden in hoofdstuk 4 weergegeven. De modellering van fase 3 is in deelstappen uitgevoerd. Per deelstap is voor alle vier gebieden gebiedsspecifieke data toegevoegd. De effecten van deze regionale data op de waterkwantiteit van het land- en oppervlaktewatersysteem worden via vergelijking met grondwaterstanden en gemeten concentraties in het oppervlaktewater en met behulp van waterbalansen weergegeven. De verkregen resultaten van het modelsysteem Fase 3 worden in hoofdstuk 5 bediscussieerd waarna in hoofdstuk 7 vervolgens de conclusies worden beschreven. In hoofdstuk 6 vindt nog een vergelijk plaats met Fase 2. Uiteindelijk worden in hoofdstuk 8 de aanbevelingen, op basis van de verkregen inzichten van het modelsysteem Fase 3, voor een verdere verfijning van het gefaseerde modelinstrumentarium gegeven

2 Bemalingsgebied de Krimpenerwaard

2.1 Beschrijving van het gebied

De Krimpenerwaard is een veengebied, waar de nutriëntenproblematiek een belangrijke factor is voor de kwaliteit van het oppervlaktewater.

Het overgrote deel van de bodem in de Krimpenerwaard bestaat uit een veenpakket, lokaal soms afgedekt met een kleidek (figuur 2.1). Het veenpakket heeft een dikte variërend van 3 tot >10 meter. Vóór de ontginning (800-1000 jaar geleden) lag het gebied boven de zeespiegel. Door ontwatering van het veenpakket is het maaiveld steeds lager komen te liggen, 1 à 2 meter beneden de zeespiegel met een helling van ongeveer 1 meter per 10 kilometer van zuidoost naar noordwest.



Figuur 2.1 Veenbodems (blauwe en paarse kleur) in de Krimpenerwaard

De aanwezige bodems zijn voor akkerbouw minder of zelfs ongeschikt. Sinds de ontginning van het gebied worden de klei- en veengronden als grasland gebruikt. Melkveehouderij neemt in de agrarische sector een eerste plaats in. Langs de Hollandse IJssel en de Lek komt sporadisch akkerbouw en fruitteelt voor. De bebouwde gebieden liggen voornamelijk langs de grote rivieren. Stolwijk en Berkenwoude zijn kernen die midden in het gebied liggen.

De Krimpenerwaard valt binnen het beheersgebied van het Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard (HHSK). HHSK is 1 januari 2005 tot stand gekomen na een fusie tussen het Hoogheemraadschap van Schieland, het Hoogheemraadschap van de Krimpenerwaard en een deel van het zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden. Het is een 'all-in waterschap' dat zorgt voor waterkwantiteit en waterkwaliteit. Verschillende waterpeilen worden gehanteerd in een aantal peilgebieden. Het te hanteren waterpeil wordt bereikt door het samenspel van inlaten, stuwen en gemalen. Het overtollige water wordt direct vanuit de polder naar de rivier gepompt via gemalen. Wateraanvoer vindt plaats vanuit Hollandse IJssel,



Figuur 2.2 Uitzicht vanaf het gemaal 'Krimpenerwaard'.

Vlist en Lek. De wateraanvoer vanuit Hollandse IJssel wordt vervangen door wateraanvoer vanuit de Lek. Eind 2004 is het gemaal Hoekse Sluis vervangen door het nieuwe gemaal Krimpenerwaard (figuur 2.2).

Waterbalansen

In de systeemverkenning (Arts et al., 2005) en tijdens de ontwikkeling van het fase 1 modelsysteem (Kroes et al., 2006a) zijn waterbalansen opgesteld voor de periode 1991-2000 voor de gehele polder Krimpenerwaard. Daarbij is zoveel mogelijk gebruik gemaakt van meetgegevens. Uit de gemiddelde waterbalans (tabel 2.1) blijken neerslag en verdamping met respectievelijk 83% van de input en 52% van de output de grootste termen te vormen op de waterbalans. Inlaat van rivierwater en lozingen van polderwater (uitgemalen) bezetten met een bijdrage van 11 en 45% in de totale waterbalans een goede tweede plaats. Kwel/wegzijging en de bijdrage van AWZI's vormen op de totale waterbalans een geringe post.

Tabel 2.1 Waterbalans (mm/jaar) voor de Krimpenerwaard gebaseerd op meetgegevens over de periode 1991-2000

Aanvoerbalansterm	Aanvoer (mm jaar ⁻¹)	Afvoerbalansterm	Afvoer (mm jaar ⁻¹)
Neerslag	875	Verdamping	542
Inlaat	111	Uitgemalen	469
Kwel	58	Wegzijging	31
AWZI's	7	Berging	9
Totaal	1051		1051

Een gedetailleerdere beschrijving van de 'gemeten' waterbalansen is gegeven bij de beschrijving van het fase 1 modelsysteem (Kroes et al., 2006a, bijlage 1).

2.2 Toetsgegevens voor het fase 3 modelsysteem

De modelresultaten worden getoetst aan historische metingen in het gebied van de periode tot en met 2000. Voor de toetsing zijn alleen gegevens gebruikt die:

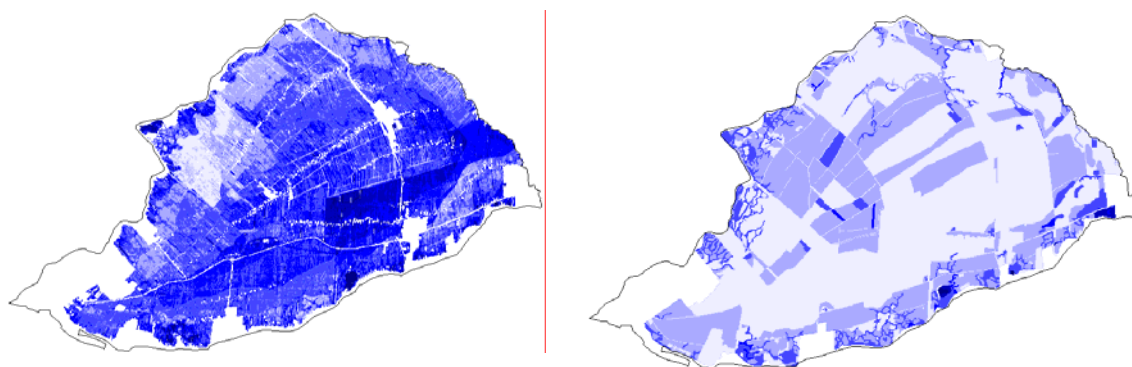
- niet direct of indirect zijn gebruikt voor de modelinvoer;
- voldoende nauwkeurig kunnen worden bepaald;
- zijn bepaald in de periode waarvoor modelsimulaties zijn uitgevoerd (1986-2000).

Hierin worden dus nog niet de aanvullende meetwaarden meegenomen van het meetplan van het project Monitoring Stroomgebieden zelf, die vanaf 2004 verzameld worden. Deze zullen in de synthese gebruikt worden voor de validatie van de modelsystemen uit de verschillende fases.

Grondwatertoetsing

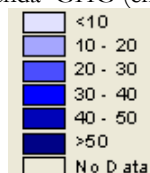
De modelresultaten kunnen getoetst worden aan de hand van de hoogte van de grondwaterspiegel. Om de dynamiek van het grondwater in beeld te krijgen, wordt een vergelijking gemaakt met de gemiddeld hoogste grondwaterstand (GHG) en gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG). Deze gegevens van de grondwaterstand zijn verzameld in een aantal studies: i) 'Hydrologie op basis van karteerbare

kenmerken' (Gaast et al., 2006), ii) de Gd-kartering (Finke et al., 2004), en iii) detailkarteringen van de bodem in de jaren 1984-1986 (Mulder et al., 1986). Omdat de Gd-kartering alleen voor hoog-Nederland is uitgevoerd, zijn deze gegevens alleen bruikbaar voor Schuitembeek en Drentse Aa. De geactualiseerde Gt kaart is in eerste instantie afgeleid voor de zandgebieden, waarbij er een integrale verdroging is opgelegd (Van der Gaast et al., 2006) en zijn geldigheid voor een polder zoals de Krimpenerwaard is daarom twijfelachtig. De detailkaart is gemaakt voor meer dan 90% van het gebied. De kaart is gebaseerd op schattingen van GHG en GLG van 2512 punt-waarnemingen, verspreid over de Krimpenerwaard gedurende de periode 1984-1986. De recente detailkaart lijkt het meest geschikt om een vergelijking te maken tussen gemeten en berekende grondwaterstanden in de Krimpenerwaard. Omdat dit voornamelijk niet zeker is zijn voor de Krimpenerwaard de GHG- en GLG-gegevens van Van der Gaast et al (2006) en de detailkarteringen van Mulder et al (1986) gebruikt (figuur 2.3 en figuur 2.4).



Figuur 2.3 Gt-kenmerk GHG (cm-mv) volgens Karteerbare Kenmerken (Gaast et al., 2006)

Legenda GHG (cm-mv)



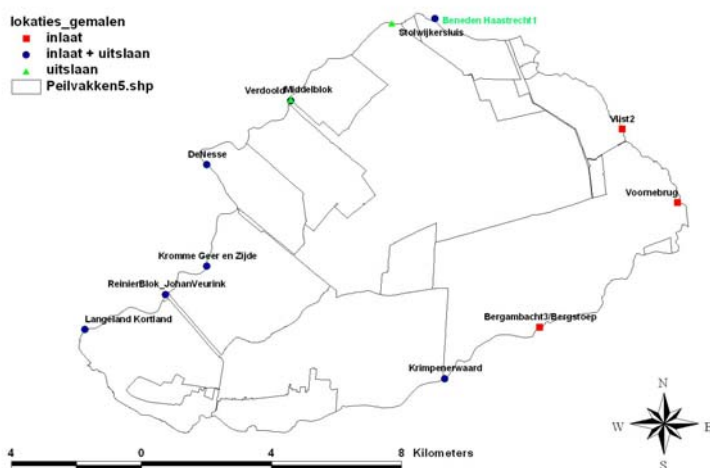
Figuur 2.4 Gt-kenmerk GHG (cm-mv) volgens detailkarteringen van Mulder et al (1986)

Oppervlaktewatertoetsing

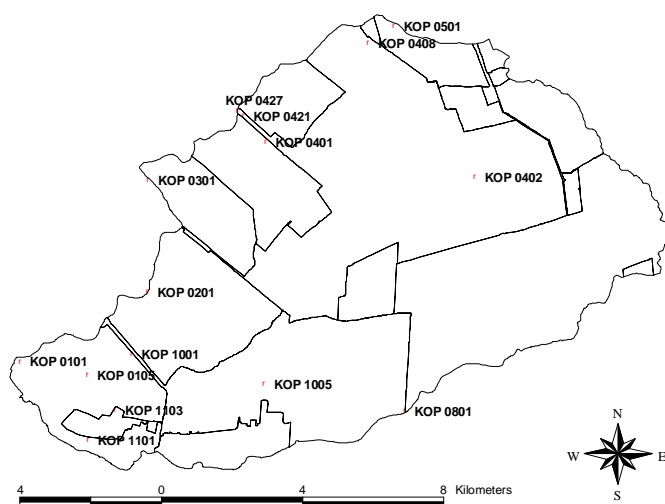
De locaties van de meetpunten, die voor de toetsing van de nutriëntenconcentraties/-vrachten zijn gebruikt, zijn weergegeven in figuur 2.5 en figuur 2.6. Voor de toetsing van de waterkwaliteit worden de meetreeksen van de meetpunten onderscheiden in meetreeksen in een routinematig meetnet (figuur 2.5). De meetpunten van het routinematig meetnet worden jaarlijks bemonsterd met een maandelijks bemonsteringsfrequentie.

Voor de simulatieperiode van het Fase 3 modelsysteem (1986 – 2000) zijn meetgegevens voor waterkwantiteit beschikbaar voor de periode 1996 - 2000 en voor waterkwaliteit zijn langere tijdreeksen beschikbaar. Recente meetgegevens voor de jaren 2004 - 2006 zijn beschikbaar maar deze liggen in de validatie periode en kunnen voor de toetsing van het Fase 3 modelsysteem niet gebruikt worden.

Aan de hand van de systeemanalyse wordt beoordeeld of de modelresultaten voldoende betrouwbaar zijn om de effecten van het mestbeleid te voorspellen. Dit wordt gedaan door de modelresultaten te toetsen aan historische meetwaarden in het gebied van de periode tot en met 2000. Hierin worden dus nog niet de aanvullende meetwaarden meegenomen van het meetplan van het project Monitoring Stroomgebieden zelf.



Figuur 2.5 Locatie van de waterkwantiteitsmeetpunten in de Krimpenerwaard voor de toetsing van het Fase3 modelsysteem



Figuur 2.6 Locatie van de waterkwaliteitsmeetpunten in de Krimpenerwaard voor de toetsing van het Fase3 modelsysteem

3 Fase 3 Modelsysteem

3.1 Inleiding

Met behulp van een modelsysteem kan een bijdrage van de evaluatie van het mestbeleid geleverd worden door het kwantificeren van het aandeel van de landbouw als gevolg van het (mest)beleid (zie hoofdstuk 1). Het modelsysteem is gefaseerd opgebouwd zodat van grof naar fijn wordt gewerkt. In het Fase3 modelsysteem wordt gebruik gemaakt van de berekende waterafvoer en stikstof- en fosforvruchten met behulp van het bestaande landelijke modelinstrumentarium STONE, met in verschillende tussenstappen aangepaste (regionaal) verfijnde parameterisering. In paragraaf 3.2 wordt dit modelinstrumentarium kort toegelicht. Een beschrijving van de regionale schematisering voor het gebied is weergegeven in paragraaf 3.3. In paragraaf 3.4 wordt de uitgangstoestand kort geschetst.

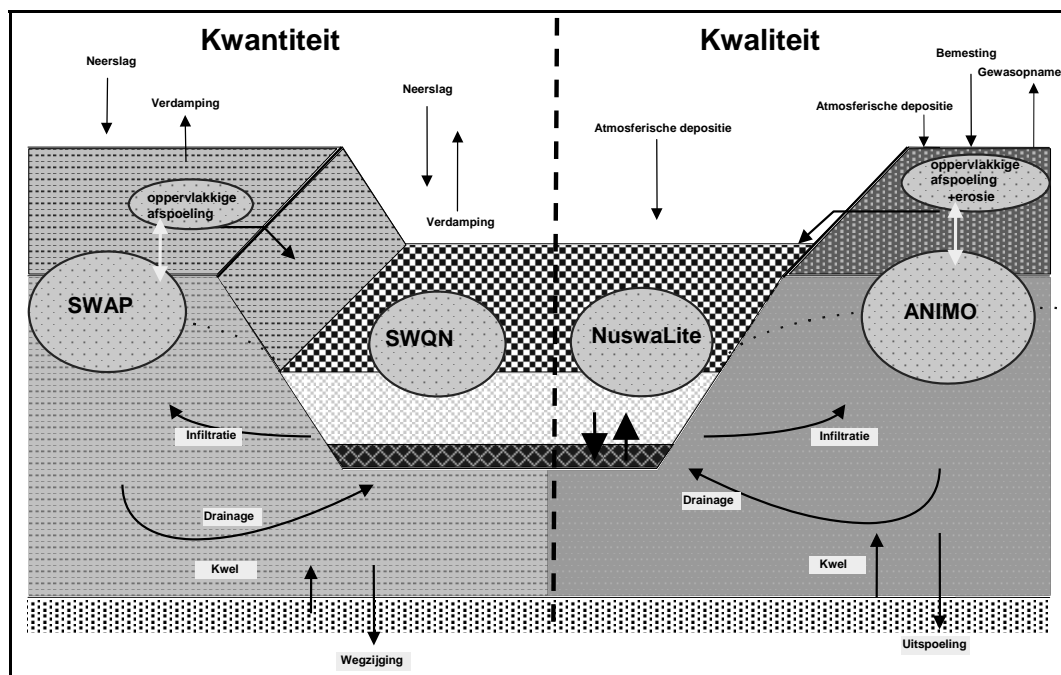
De modelinvoer wordt stapsgewijs geregionaliseerd, dat wil zeggen dat in verschillende tussenstappen gebiedspecifieke gegevens worden geïntroduceerd. De modelberekeningen worden vervolgens vergeleken met de uitgangstoestand (referentiesituatie). Deze referentiesituatie wordt in Paragraaf 3.4 nader toegelicht.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

Paragraaf 3.6 geeft tenslotte een overzicht van de gebiedspecifieke gegevens die in de verschillende verfijningstappen worden geïntroduceerd

3.2 Het modelinstrumentarium

Het modelsysteem in Fase 3 is ten opzichte van het modelsysteem Fase 2 verder geregionaliseerd. Het modelinstrumentarium in Fase 3 is echter identiek gebleven. Het modelsysteem van Fase 3 bestaat uit vier modules (figuur 3.1). Het modelsysteem kan worden opgedeeld in modules voor de beschrijving van de kwantiteit (water) en modules voor de beschrijving van de kwaliteit (nutriënten). Daarnaast kan het systeem worden opgedeeld in modules voor het landsysteem en modules voor het oppervlaktewatersysteem. De koppeling tussen de modules voor het bodemsysteem en (on)verzadigde grondwatersysteem (samen het landsysteem genoemd) met de modules voor het oppervlaktewatersysteem wordt gelegd via zogenaamde afwateringseenheden.

In deze rapportage zullen de vier verschillende modules zoveel mogelijk los van elkaar worden getoetst. In de systeemanalyse Fase 2 is een uitgebreide beschrijving gegeven van het gebruikte modelinstrumentarium, inclusief de methode voor het aanmaken van de ruimtelijke schematisering van het stroomgebied (Kroes et al., 2006b).



Figuur 3.1 Blokdiagram van de verschillende modules van het Fase 3 modelsysteem

3.3 Ruimtelijke schematisering van het beheersgebied Krimpenerwaard

3.3.1 Schematisering landsysteem

In de eerste fase van de systeemanalyse is er voor gekozen om het modelsysteem aan te laten sluiten bij de aanpak voor de evaluatie mestwetgeving. In de tweede fase van de systeemanalyse is het modelsysteem verder verfijnd op basis van een gedetailleerde gebiedsschematisering. Deze verfijnde gebiedsschematisering van het landsysteem is in fase 3 vrijwel ongewijzigd overgenomen. Als basisinformatie voor de schematisering is wederom gebruik gemaakt van afwateringseenheden voor de afwatering van grondwater naar het oppervlaktewater, LGN4 voor het landgebruik, de 1:50 000 bodemkaart voor de bodem en grondwatertrap, elk met een ruimtelijke resolutie van $25 \times 25 \text{ m}^2$. Uiteindelijk zijn 29 STONE plots geselecteerd en gebruikt in de modellering in Fase 2. Deze 29 plots vormen ook de basis waarop in Fase 3 de parameterisering is verfijnd.

3.3.2 Schematisering oppervlaktewatersysteem

De schematisering van het oppervlaktewatersysteem wordt gedefinieerd door de leggegevens (structuur waterlopen, ligging kunstwerken, ligging in- en uitlaten) welke door de betrokken waterbeheerder zijn aangeleverd en door de randvoorwaarden van het oppervlaktewater (o.a. verhouding verhang en lengte van de waterloopsecties). In Fase 2 is met behulp van deze gegevens het oppervlakte-

watersysteem geschematiseerd. Evenals voor het landsysteem is in Fase 3 de schematisering van het oppervlaktewatersysteem gebaseerd op de schematisering in Fase 2. In de systeemanalyse Fase 2 is deze schematisering gedetailleerd beschreven (Kroes et al., 2006b). In Fase 3 zijn nog wel enkele correcties in de schematisering van het oppervlaktewatersysteem doorgevoerd. Deze correctie van de leggergegevens is als één van de verfijningsstappen in Fase 3 gedefinieerd (paragraaf 3.6.3).

3.4 Referentiesituatie

De referentiesituatie is de uitgangssituatie waarmee de modelberekeningen in Fase 3 zijn vergeleken. Deze referentiesituatie (REF) is de eindsituatie van Fase 2 inclusief een harmonisatie van het Fase 2 modelsysteem en het gebruik van nieuwe modelversies. Deze aanpassingen zijn in de volgende paragrafen beschreven. Hierdoor verschilt deze referentiesituatie met de eindtoestand van Fase 2.

3.4.1 Harmonisatie Fase 2

Fase 2 van het project 'Monitoring Stroomgebieden' is voor alle pilotgebieden afgerond en gerapporteerd. Fase 2 is door voortschrijdend inzicht en ervaring voor ieder gebied op een aantal onderdelen iets anders uitgevoerd. Hierdoor is de aanpak van 'Fase 2' niet voor ieder gebied uniform. Om tot een blauwdruk van de gehanteerde methodiek voor andere gebieden te komen dient is het wenselijk de methoden en procedures in de verschillende proefgebieden op gelijke wijze uit te voeren. Daarom is voor aanvang van Fase 3, Fase 2 voor alle vier proefgebieden geharmoniseerd.

Harmonisatie Fase 2 is het eindpunt van Fase 2. De aanbevelingen uit Harmonisatie Fase 2 zijn het startpunt voor Fase 3. De aanbevelingen in Fase 2, zoals gerapporteerd in de systeemanalyse Fase 2 (Kroes et al., 2006b) blijven relevant voor Fase 3. De resultaten uit Fase 3 worden vergeleken met de resultaten uit de harmonisatie Fase 2. In Bijlage 1 zijn de aanpassingen en resultaten van harmonisatie Fase 2 weergegeven.

Het betreft wijzigingen in diverse onderdelen van de beschrijving van het gebied, waarvan de belangrijkste zijn:

- landgebruik: toename areaal grasland ten koste van bebouwd gebied;
- bemestingsverdeling gewijzigd door aanpassing gewas-bodem combinaties;
- detailontwatering is verwijderd;
- inlaatwater afgestemd op watervraag vanuit het landsysteem;
- geen neerslag en verdamping naar/vanuit het oppervlaktewater.

Het verschil tussen van de resultaten van 'Fase 2' en 'Harmonisatie fase 2' is groot. Vooral de aanpassingen in de beschrijving van het oppervlaktewater leiden tot een verlaging van de concentraties van het uitgemalen water tot ver beneden de gemeten waarden. Zowel de concentraties N-totaal als P-totaal bedragen nog maar ca 1/4 van

de gemeten waarde, vergezeld met de berekening van hoge retentiepercentages (75%).

3.4.2 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 om de referentiesituatie door te rekenen. 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 aandacht verdienen.

3.5 Grootte rekentijdstap

In het STONE model en daarmee ook in Fase 2 wordt gerekend met een tijdstapgrootte van een decade. In de systeemanalyse fase 2 is aanbevolen de temporele resolutie te verhogen. Door de tijdstapgrootte van de uitvoer van het modelsysteem te verkleinen wordt verwacht de temporele variatie van waterafvoer, stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater nauwkeuriger te kunnen voorspellen. Deze aanbeveling is in Fase 3 uitgewerkt door te rekenen met een tijdstap grootte van een dag.

3.6 Regionale gegevens

In de systeemanalyse Fase 2 zijn kritische systeemparemeters en invoerdata geïdentificeerd. Op basis van deze bevindingen, resultaten uit gevoeligheids- en onzekerheidsanalyses van de modellen en pragmatische keuzes is een selectie van regionaal gedifferentieerde invoergegevens gemaakt.

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

De stapsgewijze verfijning/regionalisatie van de modelinvoer is voor alle vier gebieden op dezelfde wijze uitgevoerd. Tussen de vier gebieden bestaan uiteraard verschillen in de relevantie van bepaalde modelparameters. De volgende gebiedspecifieke gegevens zijn geïntroduceerd:

- Meteorologische gegevens;
- Onderrand (wegzijging en kwel);
- Drainageweerstand en -peilen;
- Nutriëntenconcentraties van het (diepe) grondwater (kwelkwaliteit);
- Fosforvoorraad (P-ophoping) in de bodem;
- Leggergegevens (correcties);
- Onverhard stedelijk 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;
- Gebruik modelversie ANIMO van Evaluatie Mestbeleid 2007 (STONE2.3), zie ook Paragraaf 3.4.2).

De gebiedspecifieke gegevens zijn afkomstig van verschillende bronnen, zoals de waterbeheerder HHSK, KNMI, TNO, RIVM, Topografische Dienst, Drinkwaterbedrijf Oasen, Provincie Zuid-Holland, Hoogheemraadschap van Rijnland, Waterschap Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden, watercyclusbedrijf Waternet, Rijkswaterstaat. De in de systeemverkenning (Arts *et al.*, 2005) verzamelde gegevens zijn hierbij geactualiseerd. Een aantal gegevens is echter niet (vlakdekkend) beschikbaar, zoals drainageweerstand. 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.

In de volgende paragrafen worden alle stappen kort toegelicht. In een aantal bijlagen worden achtergronden en verdere toelichting op een aantal stappen gegeven.

3.6.1 Waterkwantiteit landsysteem

3.6.1.1 Meteo

Om regionale meteorologische gegevens toe te kennen aan het gebied Krimpenerwaard is gekeken naar de dichtstbijzijnde meteo- en neerslagstations.

De neerslagstations 'Groot Ammers', 'Gouda', 'Ijsselmonde' en 'Oud Alblas' liggen in of nabij het gebied. Van station 'Oud Alblas' is geen data beschikbaar. De

jaarsommen van de neerslagstations zijn weergegeven in Tabel 3. Voor het toekennen van de neerslaggegevens aan de modelplots zijn twee opties uitgewerkt:

- Construeren van Thiessen polygonen en het toekennen van de neerslaggegevens aan de plots die binnen het desbetreffende polygoon liggen. Indien een plot in meerdere polygonen ligt wordt het polygoon gekozen waarin het grootste deel van de plot ligt.
- Toekennen van de neerslag van het meteorostation dat voor het grootste deel van het stroomgebied het meest nabij is (i.e. het meteorostation met de grootste Thiessen-polygoon). Dit is het meteorostation van Gouda (tabel 3.1).

Tabel 3.1 Thiessen-verdeling van oppervlaktes en bijbehorende langjarig gemiddelde jaarlijkse neerslagsommen van de neerslagstations 'Groot Ammers', 'Gouda' en 'Ijsselmonde' voor het stroomgebied Krimpenerwaard

Station	Oppervlak Thiessen (ha)	Neerslag 1971-200 (mm/jaar)
Groot Ammers	4134	818
Gouda	5594	820
Ijsselmonde	1755	875
Oud Alblas ¹	2256	
Regionaal gemiddeld ²		835

¹ Geen data beschikbaar

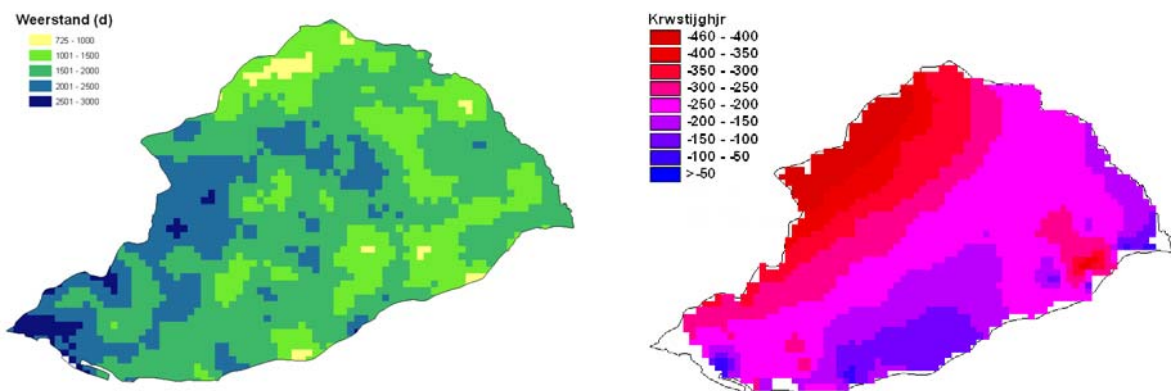
² Voor bepaling regionaal gemiddelde is neerslag Ijsselmonde toegekend aan Oud Alblas

Volgens de Thiessen-verdeling beslaan de stations 'Gouda' en 'Groot Ammers' samen iets meer dan 70% van het stroomgebied. De jaarlijkse neerslag van deze twee stations is vrijwel identiek. Ijsselmonde heeft welliswaar een hogere jaargemiddelde neerslag maar het oppervlak van dit neerslagstation volgens de Thiessen verdeling is beperkt. Daarom is gekozen om in de Krimpenerwaard de neerslag van het station met het grootste oppervlak, station 'Gouda', aan het hele stroomgebied toe te kennen.

Voor alle meteorologische gegevens behalve de neerslag is gekozen voor station 'De Bilt', omdat dit het dichtstbijzijnde hoofd-meteorostation is waarvoor gegevens zoals luchttemperatuur en de Makkink-referentieverdamping beschikbaar zijn (Sluijter & Nellestijn, 2002).

3.6.1.2 Kwel en wegzijging

Om een uniforme methodiek te kunnen hanteren voor de diverse stroomgebieden zijn stijghoogtes en weerstanden gebruikt om in het model kwel en wegzijging te berekenen. Daarbij is, mede op advies van de waterbeheerder, gebruikt gemaakt van recente gegevens afkomstig van een TNO/Alterra-studie van West-Nederland (Griffioen et al., 2002). Voor de weerstand is de weerstand van de deklaag (d) genomen de stijghoogte onder de deklaag is verkregen uit het gemiddelde van de winter- en zomerstijghoogte (cm + NAP) (zie figuur 3.2).



Figuur 3.2 Weerstand (linkerfiguur, eenheid in d) en Stijghoogte 1^e watervoerend pakket (rechterfiguur, eenheid in cm t.o.v. NAP) gebruikt voor de onderrand (uit Griffioen et al., 2002)

3.6.1.3 Drainageweerstanden, peilen en buisdrainage

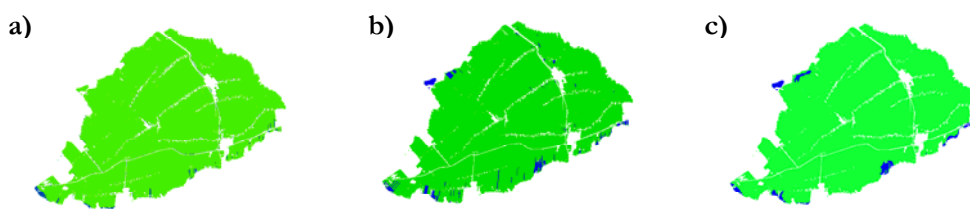
Belangrijke sturende parameters voor de ontwatering en afwatering van de bodem zijn de drainageweerstanden, oppervlaktewaterpeilen en het voorkomen van buisdrainage.

Omdat meetgegevens en vlakdekkende regionale data ontbreken zijn de drainageweerstanden in de vier stroomgebieden indirect gebaseerd op meetgegevens van slootdichtheden en afgeleid via de Karteerbare Kenmerken methode (Van der Gaast et al., 2006).

In Fase 3 zijn voor de Krimpenerwaard gebiedsdekkende kaarten met streefpeilen beschikbaar. Het gebied is een poldersystemen waar vaste streefpeilen gelden conform de leggergegevens. Daarbij is aangenomen dat zowel wateraanvoer als infiltratie voor alle plots (rekeneenheden) mogelijk.

Ook de buisdrainageparameters en schematisatie zijn regionaal verfijnd in Fase 3. Door Massop (2002) is voor heel Nederland een schatting gemaakt van de waarschijnlijkheid van buisdrainage door informatie over landgebruik, GT en bodemfysische parameters met elkaar te vergelijken. Voor de Krimpenerwaard is de aanwezigheid van buisdrainage ingeschat met een aparte analyse (figuur 3.3) welke resulteerde in een oppervlakte van 2% van het gebied waar zich buisdrainage bevindt. Het betreft kleine gebieden langs de Hollandse IJssel en Lek.

Voor de diepte van de drains is per plot de betreffende waarde uit STONE aangehouden (Massop et al., 2000).



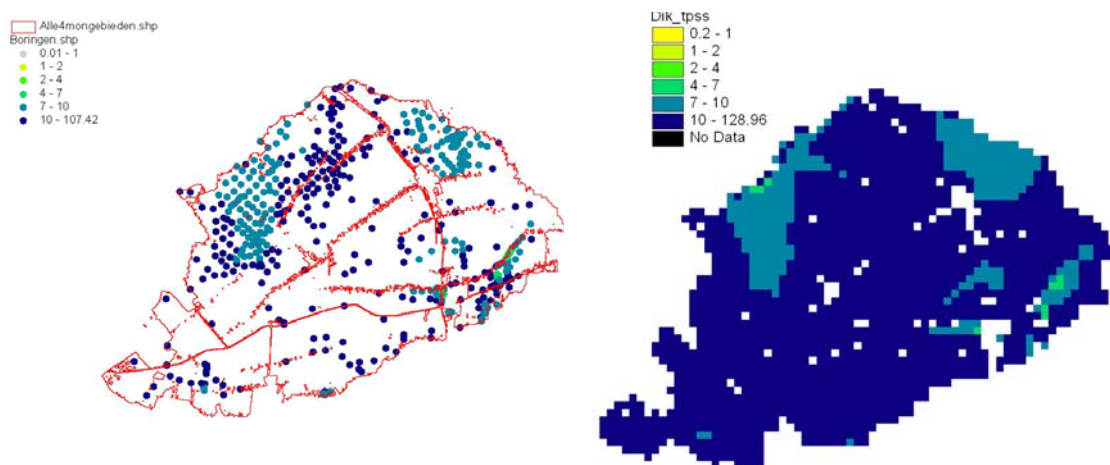
Figuur 3.3 Aanwezigheid van buisdrainage a) Fase2 STONE; b kaart volgens Massop(2002); c na toekenning Fase 3

3.6.1.4 Pakketdikte van het topsysteem

Voor fase 3 zijn voor de vier proefgebieden een fijnere schematisering van de pakketdikte gemaakt. De diepte van de grondkolom van een STONE-plot in fase 2 is 13 meter.

Voor de parameterisering van het topsysteem heeft TNO-NITG alle ondiepe boringen geïnclassificeerd en als de boringen voldoende diep waren is vervolgens de dikte van het topsysteem vastgesteld (Van der Linden, 2002).

In onderstaande figuur (figuur 3.4) is voor de Krimpenerwaard aangegeven welke boorlocaties het topsysteem doorsnijden (links). De boringen die gedeeltelijk het topsysteem doorsnijden zijn niet weergegeven. Rechts is de dikte per gridje weergegeven.



Figuur 3.4 Boorlocaties in het topsysteem van de Krimpenerwaard, posities van locaties die geheel topsysteem doorsnijden (links) en de dikte (m) per grid (rechts)

In gebieden waar de dikte van het topsysteem onder de 2 meter komen en minder diep zijn dan de ontwateringsmiddelen. Dit is niet realistisch en niet acceptabel voor de berekeningen waar de waterstroming naar ontwateringsmiddelen moet worden berekend. Daarom is ook gekeken naar de GLG van elk Fase 3 plot en de diepte van

de drainagemiddelen. Uiteindelijk is de minimum waarde van de volgende drie condities gebruikt:

- Dikte op basis van TNO-NITG metingen
- GLG plus 2 keer de standaard deviatie
- Diepte drainagemiddelen plus 250 cm

De deklaag in de Krimpenerwaard bestaat uit veen en klei waarvan de dikte een ruimtelijke variatie kent. De totale dikte van het topsysteem blijkt gemiddeld 11.7 meter te bedragen, met een standaard afwijking van 1.8 meter.

Voor de Krimpenerwaard is op basis van bovenstaande gegevens geconcludeerd dat 13 meter een redelijke aanname is voor de pakketdikte en daarmee voor de positie van de onderrand van het Fase 3 modelsysteem. Dit hangt ook samen met de ruimtelijke schematisering in een beperkt aantal (29) plots, waardoor een verfijning niet mogelijk is.

3.6.2 Waterkwaliteit landsysteem

Het regionaal verfijnen van de invoer van de waterkwaliteitsmodule van het landsysteem bestaat uit drie onderdelen: (1) het parametriseren van de nutriëntenconcentraties in het (diepe) grondwater; (2) het bijstellen van de berekende fosfaatvoorraad in de bodem en (3) het verfijnen van de mestgiften in de gebieden voor de periode na 2000.

3.6.2.1 Kwelconcentraties

Als gegevensbron voor concentraties van kwelwater is de dataset Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (LGM) van het RIVM gebruikt. In de Krimpenerwaard liggen 3 LGM-meetpunten (figuur 3.5).



Figuur 3.5 Ligging van de meetpunten uit de LGM-dataset voor de Krimpenerwaard



Figuur 3.6 Ligging van grondwaterkwaliteitsmetingen van het drinkwaterbedrijf Oasen in Lekkerkerk en Bergambacht

Voor het gebied de Krimpenerwaard zijn aanvullende metingen van het drinkwaterbedrijf Oasen beschikbaar (figuur 3.6, pers. meded. Falco van Driel,

afdeling onderzoek, Oasen). Het betreft gegevens van lokaties in Bergambacht en Lekkerkerk met veel gegevens van filters op een diepte groter dan 13 m-mv. Deze meetpunten bevatten een beperkt aantal waarden voor metingen met een filter op een diepte van ca 13 m, de diepte waarop zich de modelonderrand bevindt. Op die diepte resteren enkele metingen van ammonium en nitraat in pompputten bij Lekkerkerk.

Een overzicht van de gemeten nutriëntenconcentraties in het (diepe) grondwater met een vergelijking van de waarden welke in het fase 2 modelsysteem zijn gebruikt is gegeven in tabel 3.2.

Tabel 3.2 Gemeten nutriëntenconcentraties in het (diepe) grondwater voor de Krimpenerwaard

Bron	Filter- diepte	NH ₄ -N (mg.l ⁻¹)	NO ₃ -N (mg.l ⁻¹)	PO ₄ -P (mg.l ⁻¹)	P-tot (mg.l ⁻¹)
Fase 2	-	2.10	0.11	1.45	-
LGM-65	11 m	26.0397	0.0257	0.48	1.9679
LGM-66	14 m	0.3611	0	0.0267	0.2067
LGM-73	13 m	8.3354	0.0301	0.185	0.9586
Oasen, Lekkerkerk	11-14 m	14.19	0.22		

Met behulp van informatie over de aanwezigheid van kwel binnen de gebieden is een meetlocatie gekozen welke het meest beïnvloed wordt door kwel. Voor de Krimpenerwaard zijn de meetwaarden van meetpunt LGM-73 gebruikt voor het opleggen van de kwelconcentratie.

Voor het Fase 3 modelsysteem zijn er naast gegevens over de minerale hoeveelheid N en P ook gegevens nodig over de organische hoeveelheid N en P en hoeveelheid organische stof in het (diepe) grondwater. Deze gegevens zijn niet beschikbaar in het meetnet. Om hiervoor toch een waarde te kunnen bepalen zijn de volgende aannames gemaakt of relaties bepaald:

- Opgelost organisch P (DOP) = P-totaal – PO₄-P
- Opgelost organisch N (DON) = 1.2062 * DOP (relatie opgesteld aan de hand van gegevens uit STONE (bestand BOTNUT.DAT); R² = 0.75)
- Opgelost organisch materiaal (DOM) = 10 * DON

In tabel 3.3 zijn voor de 4 gebieden de waarden voor de kwelconcentraties weergegeven.

Tabel 3.3 Nutriëntenconcentraties (mg.l⁻¹) in het (diepe) grondwater voor de 4 gebieden voor het Fase 3 modelsysteem

Parameter	Waarde (mg.l ⁻¹)
NH ₄ -N	8.3354
NO ₃ -N	0.0301
DOM	9.331
DON	0.9331
PO ₄ -P	0.185
DOP	0.7736

3.6.2.2 Fosfaatophoping en bemesting

De fosfaatophoping in de bodem is sterk bepalend voor de uitspoeling van fosfor. 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 landgebruiksvormen (grasland, maïs, bouwland en natuur) berekend en vervolgens vergeleken met het gemeten fosfaatgehalte uit de Landelijke Steekproef Kaarteenheden/LSK database (Finke et al., 2001).

De berekende P ophoping blijkt een stuk hoger te liggen dan de gegevens van de LSK database. Voor de landgebruiksvormen grasland, maïs en bouwland wordt de fosfaatophoping in dit gebied overschat, mede door de toepassing van landelijke data bij de berekeningen. Voor natuur wordt de ophoping onderschat (tabel 3.4).

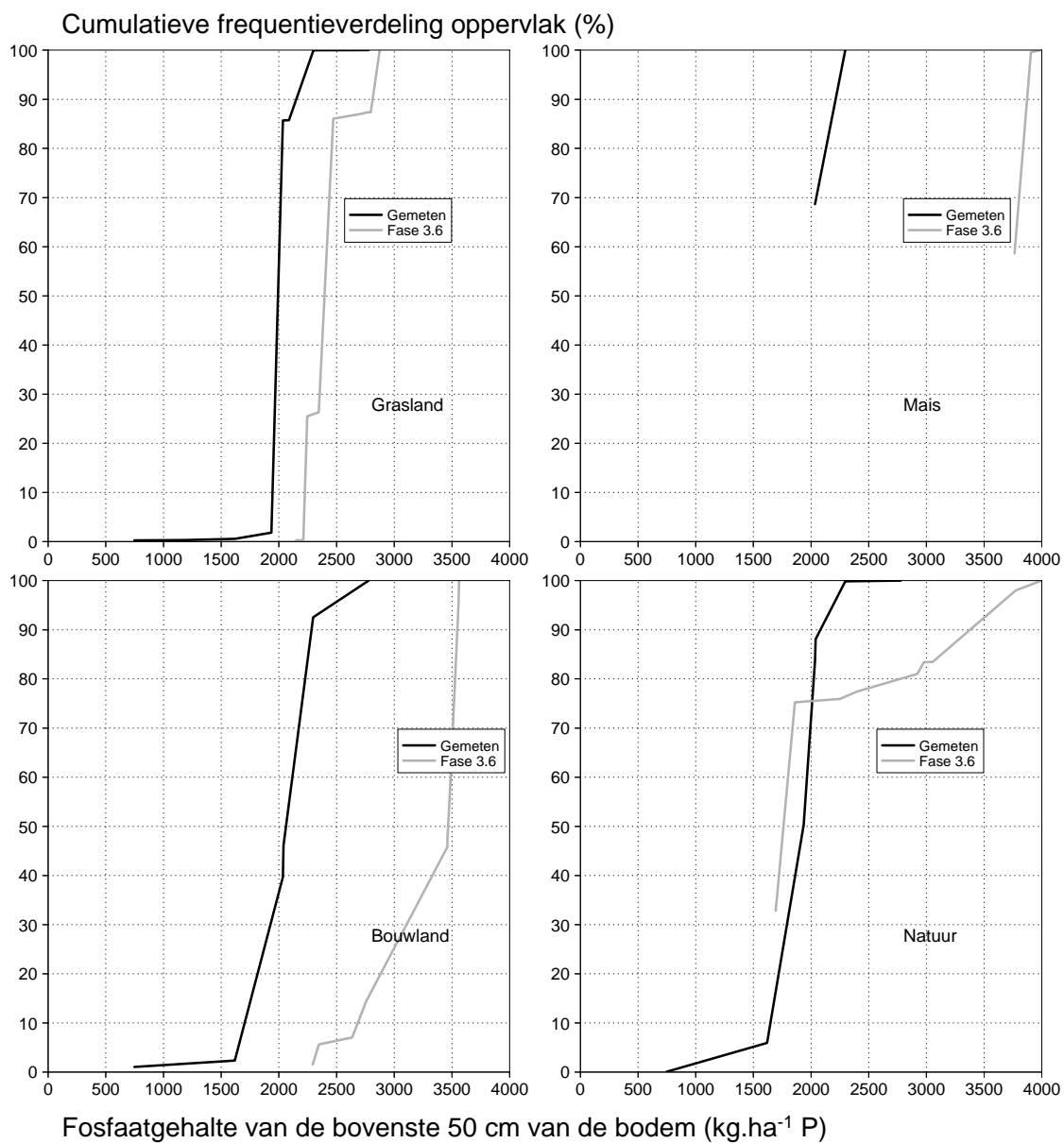
Bij een onderschatting van de fosfaatvoorraad wordt de hoeveelheid dierlijke mest over de periode 1941 t/m 1993 opgehoogd zodat het berekende fosfaatophoping overeenkomt met de gemeten fosfaatvoorraad. Bij een overschatting van de fosfaattoestand worden eerst de kunstmestgiften in de periode 1941 t/m 1993 gereduceerd. Voor grasland en maïs mogen deze nul worden; voor bouwland dient een startgift van 10-15 kg.ha⁻¹ P aangehouden te worden. Wanneer de reductie van kunstmestgiften niet voldoende is, wordt ook de dierlijke mestgift gereduceerd. Deze aanpassing heeft alleen effect op grasland, maïs en bouwland (landbouwgronden). Het berekende fosfaatgehalte onder natuurgronden wordt in het Fase 3 modelsysteem niet aangepast. In tabel 3.4 staat eveneens weergegeven hoeveel fosfaat per landgebruiksvorm over de periode 1941-1993 aangepast dient te worden.

Figuur 3.8 geeft de frequentieverdeling van het berekende fosfaatvoorraad voor de bovenste 50 cm van de bodem voor de periode 1994 – 2000 na de aangepaste mestgiften (Fase 3.8) weergegeven.

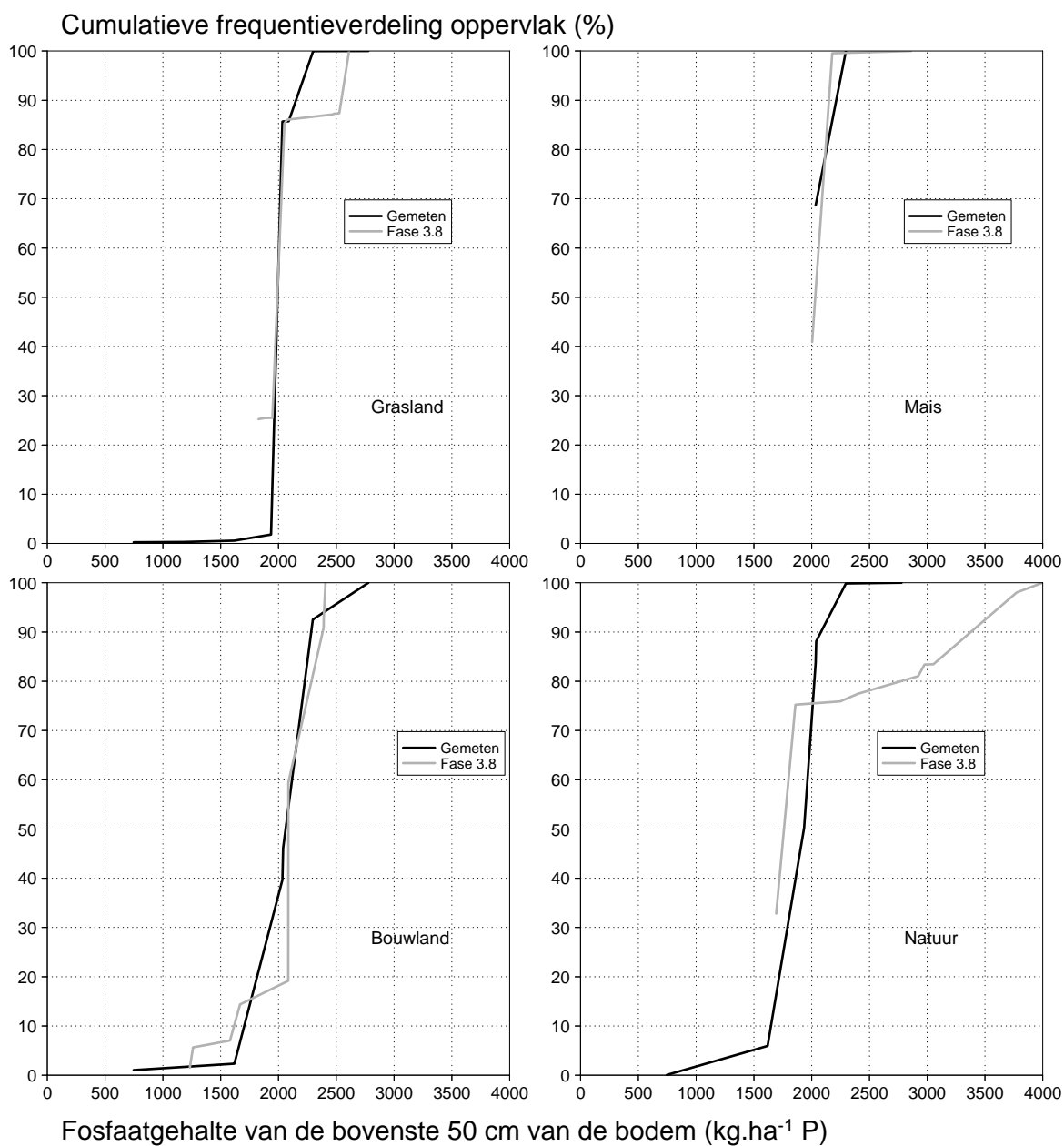
Tabel 3.4 Gemeten en berekende fosfaatvoorraad (50 percentielwaarde) voor de bovenste 50 cm van de bodem in de Krimpenerwaard en de resulterende verandering in de P-bemesting

Item	P-voorraad of -bemesting (kg.ha ⁻¹ P)			
	grasland	maïs	bouwland	natuur
Gemeten LSK: P-voorraad	1992	2034	2067	1933
Berekend Fase 3.0: P-voorraad	2395	3734	3467	1760
Verandering in P-bemesting	-403	-1700	-1400	

Door de verandering in de P-bemesting (tabel 3.4) verandert ook de hoeveelheid stikstof die wordt toegediend. Om hiervoor te compenseren is voor een aantal landgebruiksvormen de stikstofgift uit kunstmest aangepast. De kunstmestgiften zijn zodanig aangepast dat de oorspronkelijke hoeveelheid totaal-N uit mestgiften op een gelijk niveau is gebracht net voor de verfijningsstap P-ophoping. Voor de Krimpenerwaard hield dat in dat de kunstmestgiften op bouwland met 31% zijn toegenomen over de periode 1941-1993 in de verfijningsstap bemesting (Fase 3.9)



Figuur 3.7 Gemeten en berekende fosfaatgehalte in de bovenste 50 cm van de bodem voor de vier landgebruiksvormen in de polder Krimpenerwaard, voor aanpassing van de historische mestgift (fase 3.7)



Figuur 3.8 Gemeten en berekende fosfaatgehalte in de bovenste 50 cm van de bodem voor de vier landgebruiksvormen in de polder Krimpenerwaard na aanpassing van de historische mestgift (Fase 3.8)

3.6.3 Waterkwantiteit oppervlaktewaterstelsel

3.6.3.1 Correctie leggergegevens

In Fase 2 is voor het eerst met een oppervlaktewatermodel, SWQN, gerekend. Op basis van leggergegevens is een waterlopenstructuur aangemaakt. Daarin zijn vooral de A-watergangen geschematiseerd met daarbij de belangrijkste stuwen en inlaten. Voor Fase 2 zijn een aantal controles uitgevoerd. De belangrijkste controles waren of alle waterlopen op elkaar zijn aangesloten, een verbinding hebben naar een uitstroompunt en niet in tegengestelde richting stromen. Deze controles passen de waterbodembedptes niet aan en fouten uit de leggergegevens anders dan bovengenoemde ruimtelijke schematisering-problemen worden niet automatisch gesignaleerd en aangepast. In Fase 2 is in meer of mindere mate, mede afhankelijk van foutmeldingen uit het model, vervolgens nog wel handmatig op knelpunten de invoer per stroomgebied aangepast.

In Fase 3 zijn de leggergegevens gecorrigeerd en daarmee is de modelparameterisering van SWQN gewijzigd. In tabel 3.5 zijn de belangrijkste karakteristieken van de schematisering van fase 2 weergegeven.

Tabel 3.5 Overzicht oppervlaktewater schematisering Fase 2

Gegeven	Krimpenerwaard
waterlopen	
- aantal	1511 (inc TB 976)
- maximum lengte	1492 (ex TB)
- minimum lengte	9.17
- sectie bodembreedte	variabel
- verhang	Nee
- 1/resistance	30
stuwen	
- aantal	12
- aantal uit legger niet geschematiseerd	-
- stuwbreedte	flex
- flexibel peil/vaste hoogte	vast/flex
pompen	
- aantal	36**
- compleet geschematiseerd	

Op basis van bovenstaande tabel zijn de volgende leggergegevens en invoerdata gecontroleerd en zo nodig gecorrigeerd:

1. sprong in bodemhoogtes;
2. sectie (waterloop) diepte.

Daarnaast zijn, op basis van de berekeningen voor Harmonisatie Fase 2, bij een aantal kenmerkende locaties controles uitgevoerd naar:

3. stromingsrichting;
4. waterverdeling kruispunten.

Dit heeft voor de Krimpenerwaard niet tot verdere aanpassingen geleid.

3.6.3.2 Ingelaten water

In Fase 2 (Fase 2_Harmonisatie) is het ingelaten water in de polder Krimpenerwaard berekend op basis van het netto vochttekort per dag. Dat wil zeggen dat er slechts water wordt ingelaten op die dagen dat er voor individuele plots meer infiltratie dan drainage wordt berekend. Deze hoeveelheid wordt gelijk verdeeld over de inlaatpunten en als fluxrandvoorwaarde opgelegd in de zomerperiode.

Een vergelijking met beschikbare metingen laat zien dat de methode van Harmonisatie Fase 2 niet de juiste inlaathoeveelheden berekend (Bijlage 1). Vooral in de polder Quarles van Ufford, maar in zekere mate ook in de Krimpenerwaard is er een onderschatting van inlaathoeveelheden en ook een andere timing van inlaattmomenten. Bovendien verschillen in werkelijkheid de inlaathoeveelheden per inlaat. Door middel van een peil- (Krimpenerwaard) of fluxrandvoorwaarde (Quarles van Ufford) is per inlaat de gemiddeld ingelaten waterhoeveelheid per periode opgelegd en gesimuleerd.

De reden voor dit verschil in randvoorwaarde wordt veroorzaakt door zowel een verschil in inlaatregrime als ook een verschil in indeling in peilvakken d.m.v. stuwen in het gebied.

In de Krimpenerwaard is vooral sprake van inlaat van water voor peilhandhaving, zodat extra water kan infiltreren in de bodem en kan worden opgenomen door gewassen. Elk peilvak is direct aangesloten op de boezem zodat ingelaten water ook alle sloten in de polder kan bereiken.

3.6.3.3 Puntlozingen en –onttrekkingen

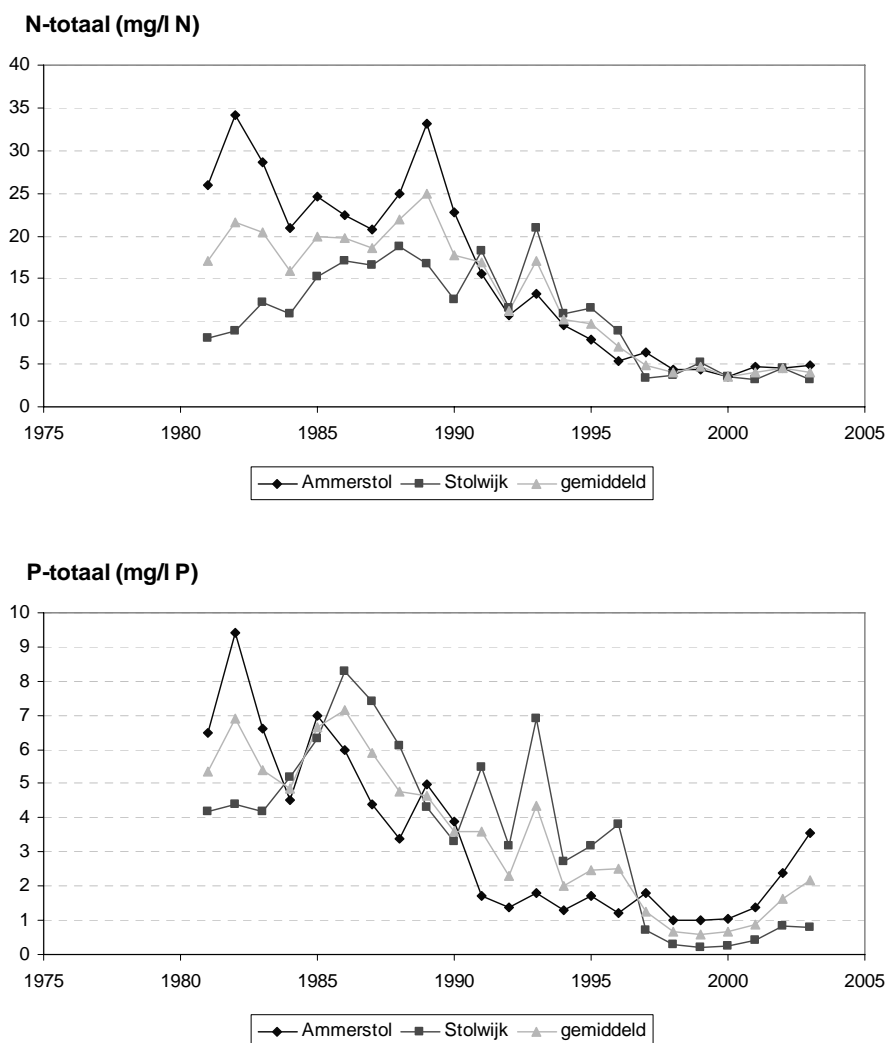
In Fase 3 zijn lozingspunten vanuit AWZI's in de Krimpenerwaard toegevoegd. In de Krimpenerwaard bevinden zich 4 AWZI's: 1) Ammerstol, 2) Bergambacht, 3) Berkenwoude en 4) Stolwijk.

Voor fase 3 zijn gegevens gecombineerd tot tijdreeksen over de periode 1986-2003. Uitgangsmateriaal waren de metingen voor 2000-2003 en de langjarige metingen van Stolwijk en Ammerstol (figuur 3.9). De metingen in de Krimpenerwaard laten zien dat er een sterke dalende trend in concentraties en vrachten is vanaf halverwege de jaren tachtig (figuur 3.9)

Op soortgelijke wijze is een historische tijdsreeks voor Bergambacht en Berkenwoude samengesteld.

Vervolgens is de verdeling over de minerale en organische concentraties bepaald (invoer voor NuswaLite). Daartoe is eerst de verhouding bepaald tussen mineraal en totaal N en P van de metingen in de periode 2000-2003. Vervolgens is deze verhouding toegepast op de historische reeks van de periode vóór 2000. Door de concentraties te vermenigvuldigen met de gemiddelde debieten zijn de puntbelastingen ($g\ d^{-1}$) van AWZI's bepaald. Deze puntbelastingen zijn gebruikt als invoer voor NuswaLite.

De uiteindelijke waarden zijn gegeven in Bijlage 5.



Figuur 3.9 Concentraties N-totaal(mg/l N) en P-totaal (mg/l P) in effluent van AWZI's Ammerstol en Stolwijk

3.6.3.4 Stedelijk gebied

Alle stedelijk gebied is in Fase 2 buiten beschouwing gelaten. Dit geldt ook voor open water. Het verharde stedelijk gebied zal haar water via de riolering afvoeren naar RWZI's. Een deel van het water uit onverhard stedelijk 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 stedelijk gebied daarom in de berekeningen meegenomen. Hierbij is voor alle stedelijk gebied aangenomen, dat 60% van de oppervlakte onverhard is.

Het areaal stedelijk 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 stedelijk gebied gering is en dat in stedelijk gebied overal goede drainage aanwezig is.

Voor deze plot zijn vervolgens de water- en nutriëntenafvoeren (vanuit het landsysteem) berekend. De water- en nutriëntenafvoeren uit stedelijk gebied kunnen vervolgens voor iedere afwateringseenheid worden bepaald¹ en worden toegekend aan het bijbehorende knooppunt van de oppervlaktewatermodellen (conform de toekenning van de water- en nutriëntenafvoeren vanuit de andere plots).

Door het meenemen van het onverhard stedelijk gebied neemt de totale gemodelleerde oppervlakte van de Krimpenerwaard toe van 11781 naar 12813 ha.

3.6.3.5 Diffuse detailontwatering

In Fase 2 zijn alleen de grotere waterlopen (A-watgangen) expliciet in de modelschematisatie 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 vermindert. 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.

¹ Hierbij wordt voor iedere afwateringseenheid de berekende water- en nutriëntenafvoer van de geselecteerde plot voor onverhard stedelijk gebied vermenigvuldigd met 60% van de oppervlakte stedelijk gebied binnen die afwateringseenheid.

Door deze aanpassing van de schematisatie van het oppervlaktewatersysteem en de correctie van het landsysteem neemt de totale gemodelleerde oppervlakte van het landsysteem van de Krimpenerwaard weer iets af, van 12813 naar 10998 ha.

Een uitgebreidere toelichting op de verdeling van de arealen land – water – stedelijk is gegeven in Bijlage 2.

De verdeling van de oppervlaktes over land en open water is samengevat in de tabel 3.6 en tabel 3.7. Het percentage open water is in Fase 3 toegenomen van 2 naar 20%.

Tabel 3.6 Oppervlaktes (ha) land bij begin- en eindtoestand van fase3

	<i>Oppervlaktes (ha)</i>
Origineel (F2)	11781
plus stedelijk*	12813
min openwater	10998

* 60% (onverhard) van totaal stedelijk. Oppervlakte stedelijk onverhard al gecorrigeerd voor openwater

Tabel 3.7 Oppervlaktes (ha) land en water bij begin- en eindtoestand van fase3

	REF		F3	
	Opp (ha)	Opp (%)	Opp (ha)	Opp (%)
Land	11781	98	10998	80
Water	275	2	2806	20
Totaal	12056	100	13804	100

3.6.3.6 Neerslag en verdamping

In Fase 3 is ook neerslag op en verdamping van het oppervlaktewater meegenomen in de modellering. In combinatie met de aanpassing van de verdeling van het oppervlak aan land en water (zie diffusie detailontwatering, paragraaf 3.6.3.5) zal dit ertoe leiden dat de waterbalans m.b.t. neerslag en verdamping, voor land en water opgeteld, gelijk is aan de neerslag en verdamping die hoort bij het oppervlak van het gehele gebied. Daarnaast zal deze stap afhankelijk van het percentage open water in een stroomgebied in meer of mindere mate de nutriëntenconcentraties beïnvloeden.

Voor het toekennen van neerslag en verdamping zijn dezelfde databronnen gebruikt als ook voor het landsysteem in Fase 3. Voor neerslag zijn de gegevens van het KNMI neerslagstation Gouda gebruikt; voor verdamping en luchttemperatuur is gebruik gemaakt van gegevens van het KNMI hoofdstation De Bilt

3.6.4 Waterkwaliteit oppervlaktewatersysteem

3.6.4.1 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

depositie². 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

3.6.4.2 Inlaatconcentraties

In Fase 2 zijn inlaatconcentraties uit de PAWN studie overgenomen. In Fase 3 is aan het inlaatwater een regionale concentratie toegekend, gebaseerd op meetgegevens bij de inlaten of in de rivieren waaruit het water wordt ingelaten.

In de Krimpenerwaard wordt water ingelaten vanuit de Lek, de Hollandse IJssel en de Vlist. De concentraties van het ingelaten water vanuit de Lek en de Vlist zijn gebaseerd op langjarige metingen bij Nieuwegein, waarvoor gedetailleerde gegevens zijn verkregen van Waternet. De concentraties van ingelaten water vanuit de Hollandse IJssel zijn gebaseerd op meetreeksen van een inlaatpunt van het Hoogheemraadschap van Rijnland (Bijlage 4).

De meetgegevens van Nieuwegein zijn gebruikt om langjarige tijdreeksen samen te stellen van concentraties in het ingelaten rivierwater in de Krimpenerwaard bij de Lek en de Vlist (Bijlage 3). Een analyse toont aan dat stikstof voornamelijk voorkomt in de vorm van mineraal-N met een sinus-achtig verloop van de hoogste waarden in de winter. Voor fosfor geldt een vrijwel gelijke verdeling over de organisch- en mineraal-P. Maandgemiddelde concentraties zijn berekend als invoer voor NuswaLite. Voor de maanden zonder metingen zijn de ontbrekende meetwaarden bepaald volgens:

- voor de maanden in de jaren 1986-1988 zijn de maandgemiddelden waarden gebruikt van 1989.
- voor de maanden in de periode 1989-2000 zijn maandgemiddelden gebruikt van de periode 1989-2000 (tabel 1, Bijlage 3)
- voor de maanden in de periode 2001-2006 zijn maandgemiddelden gebruikt van de periode 2001-2006 (tabel 1, Bijlage 3)

De gemiddelde concentraties van de uiteindelijke gehanteerde tijdreeksen zijn gegeven in tabel 3.8.

² In de gebruikte STONE data is alleen droge depositie beschikbaar. Deze is gecorrigeerd voor de natte depositie.

Tabel 3.8 Langjarige gemiddelde concentraties N en P in de Lek, gebaseerd op metingen bij Nieuwegein

	1989-2000	2001-2006
totaal-N (mg/l N)	4.44	3.11
totaal-P (mg/l P)	0.22	0.16

De concentraties van het ingelaten water vanuit de Hollandse IJssel zijn gebaseerd op langjarige meetreeksen van een inlaatpunt (C001 van Rijnland, verkregen G.W.J. (Diana) Slot (Hoogheemraadschap van Rijnland). De metingen betreffen gegevens van totaal-P, totaal-N en som van NO₂ en NO₃ vanaf 1993 t/m 2007 (voor figuren zie Bijlage 4). Uit deze tijdreeksen zijn de gemiddelde waarde gegeven in tabel 3.9 voor de perioden 1993-2000 en 2000-2007.

Tabel 3.9 Langjarige gemiddelde concentraties N en P in de Hollandse IJssel gebaseerd op meetpunt C001

	1993-2000	2001-2007
totaal-N (mg/l N)	7.01	4.64
totaal-P (mg/l P)	0.42	0.32

3.6.4.3 Regionale parameterisering

In Fase 2³ zijn alle oppervlaktewater kwaliteitsmodellen met een gelijke parameterinstelling doorgerekend. Verwacht wordt dat de waarde van de procesparameters 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 wat betreft sorptie afhankelijk zijn van o.a. de waterbodemsamenstelling en dikte. Deze parameters zijn opnieuw vastgesteld op basis van expert judgement en ervaringen in andere projecten.

³ D.w.z: de Harmonisatie Fase 2

Tabel 3.10 geeft een overzicht van de procesparameters voor de mineralisatie-, denitrificatie- en sedimentatiesnelheid, waarbij ook wordt aangegeven of deze parameters in andere gebieden verschillen (d.w.z. of deze parameters al dan niet gebiedspecifiek zijn vastgesteld). Tabel 3.11 geeft de procesparameters die de sorptie bepalen. Voor verdere informatie over de invloed van parametersettings wordt verwezen naar het deelrapport over de bandbreedte analyse uitgevoerd voor de vier gebieden (Mulder *et al.*, 2008 in voorbereiding).

Tabel 3.10 Parameterinstelling van mineralisatie-, denitrificatie- en sedimentatiesnelheid

Parameter	Eenheid	Waarde	Gebiedspecifiek
MineralizationRate k_{mi}	d ⁻¹	0.15	Ja
Q10Mineralization β_{mi}	-	0.047	Nee
DenitrificationRate kden	d-1	0.06	Ja
Q10Denitrification β_{den}	-	0.045	Nee
SedimentSinkSpeed Mineral	m.d-1	0.15	Ja
SedimentSinkSpeed Organic	m.d-1	0.05	Ja

Tabel 3.11 Parameterinstelling van stikstof- en fosforsorptie

Parameter	Eenheid	Waarde	Gebiedspecifiek
LinSorptionNMin k_{aNmin}	m _{pores} ³ .g _s ⁻¹	0.00002	Ja
LinSorptionNMax k_{aNmax}	m _{pores} ³ .g _s ⁻¹	0.00002	Ja
LinSorptionNDayMax t_{kaNmax}	dag	240	Nee
LinSorptionPMin k_{aPmin}	m _{pores} ³ .g _s ⁻¹	0.0003	Ja
LinSorptionPMax k_{aPmax}	m _{pores} ³ .g _s ⁻¹	0.0003	Ja
LinSorptionPDayMax t_{kaPmax}	dag	30	Nee
BulkDensity ρ_s	g.m _s ⁻³	300000	Ja
SedimentThickness H_{sed}	m	0.2	Ja

4 Resultaten fase 3 modelsysteem

4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de eindresultaten beschreven die met het Fase 3 modelsysteem zijn verkregen. De berekeningen zijn geanalyseerd en getoetst aan metingen voor de periode 1986-2000 en niet aan recentere metingen omdat de laatste metingen als onafhankelijke set zijn gereserveerd voor validaties.

Allereerst vindt in paragraaf 4.2 de toetsing voor het gehele stroomgebied plaats en worden de balansen weergegeven. Vervolgens worden in paragraaf 4.3 de toetsing en balansen voor het deelgebied Bergambacht beschreven.

De resultaten, verkregen met de regionale data sets en generieke parameterinstellingen, laten grote verschillen in de overeenkomst tussen gemeten en berekend zien. Dit in tegenstelling tot de goede overeenkomst die met het Fase 2 modelsysteem zijn verkregen (Kroes et al., 2006b). Er is veel tijd en energie gestoken in de analyse van de verschillen, waarop in het hoofdstuk 'Discussie' nader wordt ingegaan.

4.2 Modules voor land en oppervlaktewater

4.2.1 Toetsing

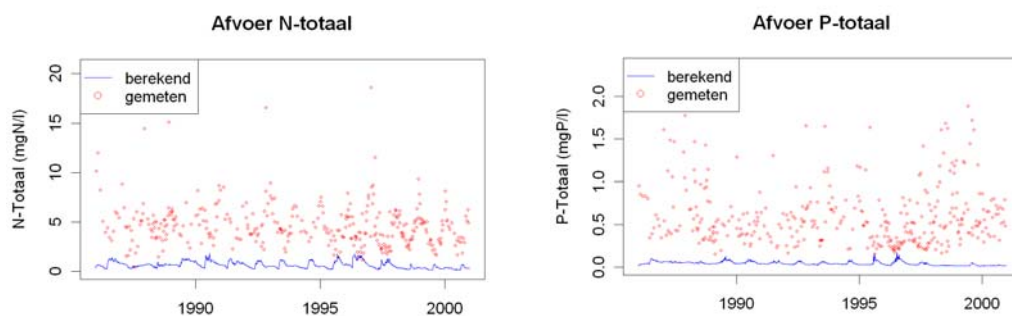
Kwaliteit

In tabel 4.1 en figuur 4.1 is te zien dat het verschil tussen gemeten en berekende concentraties groot is. De berekende mediane waarden voor totaal-stikstof en totaal-fosfor zijn respectievelijk 85% en 92% lager dan de gemeten waarden.

De dynamiek van de N-concentraties (figuur 4.1 en Bijlage 6) laat hogere berekende waarden zien voor het zomerhalfjaar dan voor het hele jaar. Dit wijkt af van de metingen, waaruit blijkt dat de gemeten N-concentraties voor het zomerhalfjaar lager zijn dan die van het hele jaar. Een dalende trend in de N-concentraties is te vinden in de metingen en in de berekeningen (Bijlage 6). De dalende trend van de metingen is echter sterker dan die van de berekeningen. De dynamiek van de P-concentraties is minder dan die van N en vertoont nauwelijks een dalende trend (Bijlage 6).

Tabel 4.1 Statistieken voor totaal-N en totaal-P (observatieperiode)

	min	1ste kwartiel	mediaan	gemiddelde	3e kwartiel	max
Gemeten N	0.40	3.30	4.33	4.68	5.56	20.62
Berekend N	0.13	0.34	0.54	0.61	0.77	1.65
Gemeten P	0.15	0.34	0.51	0.61	0.72	2.35
Berekend P	0.01	0.02	0.04	0.04	0.05	0.14



Figuur 4.1 Gemeten en berekende concentraties totaal-N- (links) en totaal-P (rechts) in het uitgemalen water.

Kwantiteit

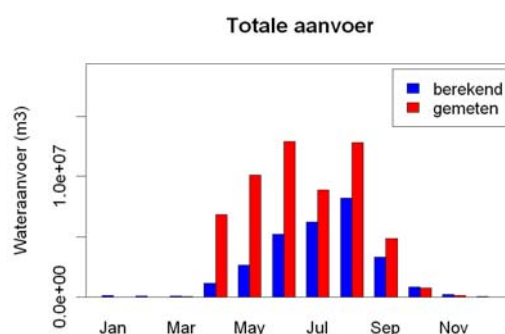
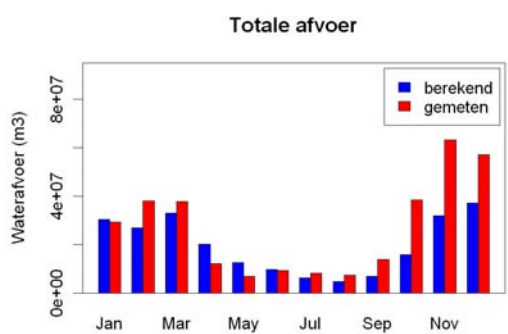
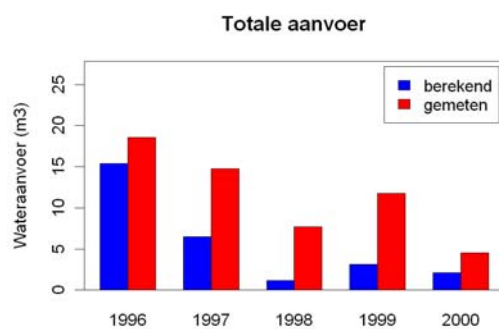
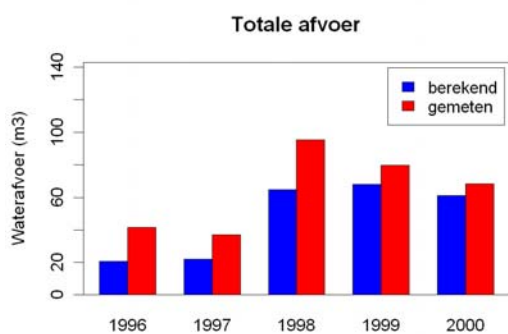
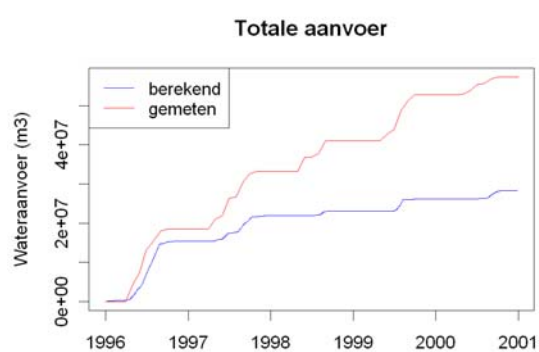
In figuur 4.2, figuur 4.3 en tabel 4.2 is te zien dat het verschil tussen gemeten en berekende waterafvoeren groot is. De berekende waterafvoeren zijn lager dan de gemeten waarden; dit geldt zowel voor het ingelaten water als het afgevoerde water. De dynamiek van de afvoer vertoont een goede overeenkomst tussen gemeten en berekende waarden. De afvoeren worden in de maanden november en december onderschat en de aanvoeren vooral in de maanden april – juni.

Tabel 4.2 Statistieken voor waterafvoer en wateraanvoer ($m^3 \cdot jaar^{-1}$) (observatieperiode)

	min	1ste kwartiel	mediaan	gemiddelde	3e kwartiel	max
Gemeten Waterafvoer	37.1	41.7	68.1	64.4	79.7	95.4
Berekend Waterafvoer	20.5	21.8	61.4	47.2	64.4	67.7
Gemeten Wateraanvoer	4.5	7.7	11.8	11.5	14.7	18.6
Berekend Wateraanvoer	1.1	2.1	3.1	5.6	6.5	15.4

Het verschil van de gemiddelde aanvoer is $5.9 m^3 \cdot jr^{-1}$ en het verschil van de gemiddelde afvoer is $17.2 m^3 \cdot jr^{-1}$, ofwel verschillen respectievelijk van 51 en 27%. Een eventuele correctie van de aanvoer zou het verschil van de afvoer maar gedeeltelijk kunnen compenseren.

De afvoer is het grootst in de wintermaanden als er geen wateraanvoer plaatsvindt. De grootste verschillen tussen gemeten en berekende waterafvoer is eveneens gedurende het winterhalfjaar tijdens de maanden oktober-november-december.



Figuur 4.2 Gemeten en berekende uitgemalen water (m^3) voor de periode 1996-2000: cumulatief (boven), per jaar (midden) en per maand (onder)

Figuur 4.3 Gemeten en berekende ingelaten water (m^3) voor de periode 1996-2000: cumulatief (boven), per jaar (midden) en per maand (onder)

Grondwaterstanden

Figuur 4.4 toont de berekende GHG en GLG. De berekende GHG en GLG bedragen respectievelijk 15 en 64 cm-mv.

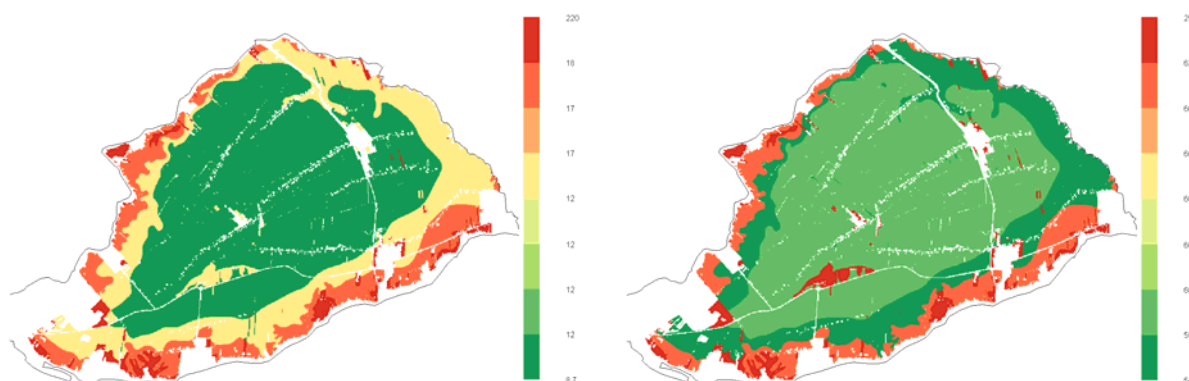
De resultaten zijn vergeleken met 2 data-sets: i) de geactualiseerde Gt kaart (Van der Gaast et al., 2006) en ii) met de gekarteerde waarden volgens detailkarteringen (Mulder et al., 1986). De resultaten zijn weergegeven als cumulatieve oppervlakteverdeling van GHG en GLG in figuur 4.5.

Uit de figuren blijkt dat de geactualiseerde Gt kaart een lagere GLG en GHG geeft dan de detailkartering. De geactualiseerde Gt kaart is in eerste instantie afgeleid voor de zandgebieden, waarbij er een integrale verdroging is opgelegd (Van der Gaast et al., 2006) en zijn geldigheid voor een kleigebied en polder zoals de Krimpenerwaard is daarom twijfelachtig.

De detailkaart is gemaakt voor meer dan 90% van het gebied. De kaart is gebaseerd op schattingen van GHG en GLG van 2512 punt-waarnemingen, verspreid over de Krimpenerwaard gedurende de periode 1984-1986. De relatief recente detailkaart is het meest geschikt om een vergelijking te maken tussen gemeten en berekende grondwaterstanden in de Krimpenerwaard voor de periode 1986-2000. Uit de vergelijking van de berekende GLG en GHG met de detailkaart (figuur 4.5 en tabel 4.3) blijkt dat het gemiddelde verschil tussen de gemeten en berekende GHG en GLG respectievelijk 2 en 4 cm bedraagt (ME in tabel 4.3). De RMSE⁴ bedraagt respectievelijk 11 en 21 cm. De GHG's worden daarmee goed gemodelleerd en de GLG's redelijk goed.

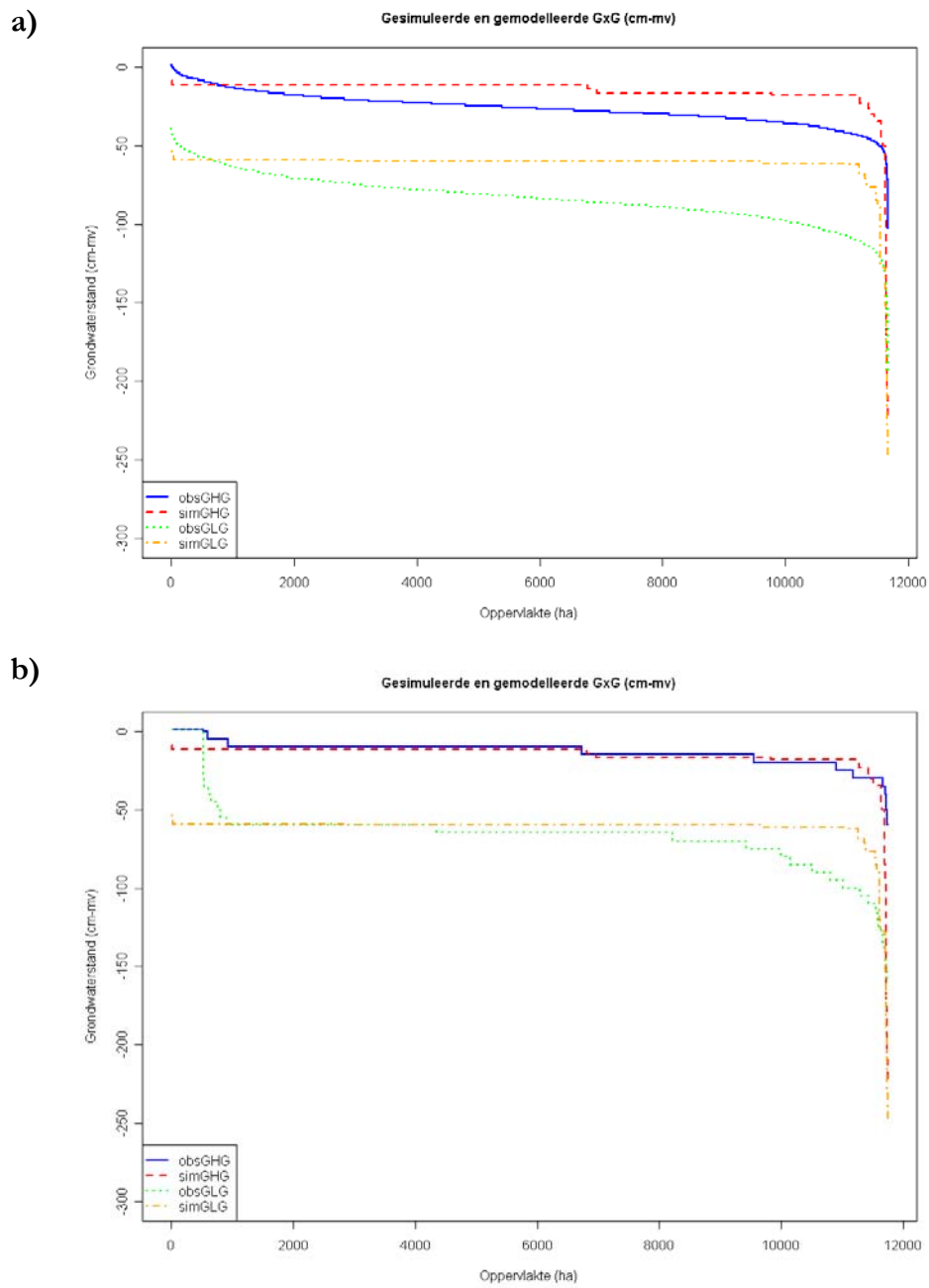
Tabel 4.3 Statistieken voor grondwaterstands-kenmerken GHG en GLG

Method	kenmerk	eenheid	berekend	gemeten	ME	RMSE
Gaast et al (2006)	GHG	cm	15.05	26.36	-11.31	17.08
Gaast et al (2006)	GLG	cm	61.48	83.46	-21.98	26.95
Detailkaart	GHG	cm	15.12	13.06	2.06	11.00
Detailkaart	GLG	cm	61.56	65.79	-4.23	21.23



Figuur 4.4 Berekende GHG (links) en GLG (rechts) (in cm-mv)

⁴ RMSE, ofwel Root Mean Square Error, is een statistische maat voor het verschil tussen gemeten en berekend.



Figuur 4.5 Cumulatieve oppervlakteverdeling (ha) van berekende en gekarteerde GHG en GLG: de bovenste figuur (a) is gemaakt met de gekarteerde waarden volgens Gaast et al (2006), de onderste figuur (b) is gemaakt met de gekarteerde waarden volgens detailkarteringen (Mulder et al., 1986)

4.2.2 Balansen

4.2.2.1 Water

De langjarige gemiddelde waterbalans van het landsysteem is gegeven in tabel 4.4, waarbij de balanstermen van de begin- en eindtoestand van Fase 3 zijn weergegeven als volumestroom (10^6 m^3) en als volumestroomdichtheid (mm ofwel $10^{-3} \text{ m}^3 \text{ m}^{-2}$).

De neerslag is toegenomen met 7.6 mm ofwel 1%, maar doordat het oppervlakte land is afgenomen met 7% daalt ook de hoeveelheid water op het landoppervlak met 6% naar $94.8 \cdot 10^6 \text{ m}^3$.

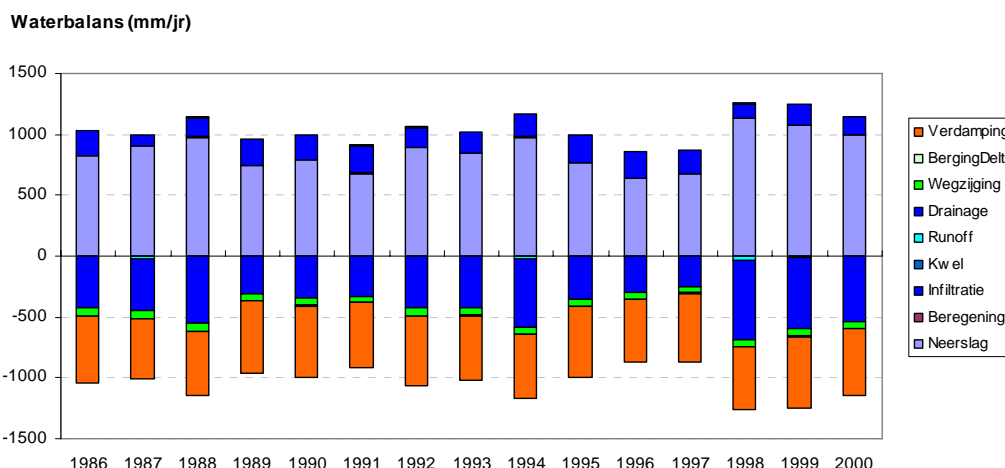
De totale afvoer naar het oppervlaktewater (som oppervlakkige afstroming en ontwatering) is afgenomen met 10% van 487.6 naar 437.5 mm, een afname die vooral is veroorzaakt door de afname van de oppervlakkige afstroming (runoff). Gelet op de waterafvoer in m^3 dan blijkt dat de waterafvoer met 16% is afgenomen van 57.4 naar $48.1 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Dit afname-percentage is groter omdat bij uitdrukking in m^3 het oppervlakte land een rol speelt. Doordat het oppervlak eveneens afneemt daalt de waterafvoer in m^3 sterker dan de afvoer in mm. Hetzelfde geldt voor de infiltratie vanuit het oppervlaktewater naar het land waarbij een geringe toename van 3% (in mm) resulteert in een afname van 4% (in m^3).

Verder valt op dat de flux over de onderrand van het modelsysteem ingrijpend is gewijzigd: wateraanvoer via kwel daalt tot een geringe waarde van 0.9 mm en de wegzigging verdubbelt van 30.8 naar 59.7 mm.

Tabel 4.4 Waterbalans van het landsysteem van de Krimpenerwaard, langjarig gemiddeld 1986-2000, met begin- en eindtoestand van fase 3 (resp. REF en F3)

Balansperiode 1986-2000					Oppervlakte in REF: 11781 ha , in F3: 10998 ha				
IN	10^6 m^3		mm		UIT	10^6 m^3		mm	
	REF	F3	REF	F3		REF	F3	REF	F3
Neerslag	100.6	94.8	854.1	861.7	Verdamping	61.9	60.1	525.8	546.9
Irrigatie	0.1	0.1	0.5	0.5	Runoff	3.6	0.7	30.7	6.8
Infiltratie	20.7	19.9	175.6	180.8	Drainage	53.8	47.4	456.9	430.7
Kwel	1.8	0.1	15.3	0.9	Wegzigging	3.8	6.6	30.8	59.7
					Bergings- verandering	0.0	0.0	0.1	-0.2
Totaal	143	114.8	1059	1070	Totaal	151	114.8	1074	1074

Uit het tijdverloop (figuur 4.6) is te zien dat de neerslag, als grootste aanvoerterm van de balans, de dynamiek van de afvoertermen bepaald. Meer dan gemiddeld nat zijn de jaren 1988, 1994, 1998-2000. De jaren 1991, 1996 en 1997 zijn droog.



Figuur 4.6 Berekende jaarlijkse waterbalans van het landsysteem, Fase 3

De langjarige gemiddelde waterbalans van het oppervlaktewater is gegeven in tabel 4.5. In het resulterende model van fase 3 vormen neerslag en verdamping belangrijke posten op de waterbalans. Neerslag bedraagt ruim 30% van de totale wateraanvoer en verdamping bedraagt 20% van de totale waterafvoer uit het oppervlaktewatersysteem. De wateraanvoer vanuit het land (drainage/runoff) bedraagt 60% van het totaal. AWZI's en waterinlaat leveren een hoeveelheid water die respectievelijk 2 en 6% van de totale aanvoer bedraagt.

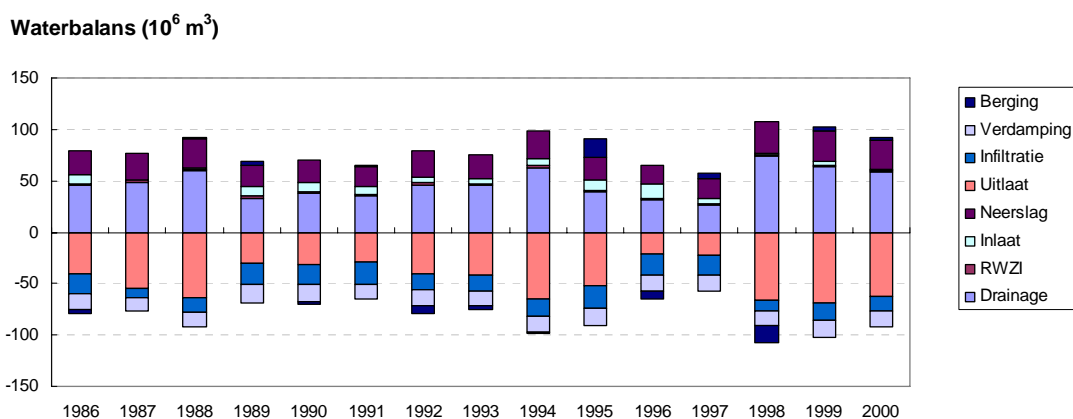
Kwel en wegzijging vanuit de diepere ondergrond (13 m) hebben geen waarde omdat is verondersteld dat er geen rechtstreekse invloed is van de diepere ondergrond op het oppervlaktewater. Aan- en afvoer van water en stoffen vanuit de diepere ondergrond verloopt via het landsysteem. Voor het landsysteem bedragen de kwel en wegzijging respectievelijk 0.9 en 59.7 mm, hetgeen zou resulteren in een kwel- en wegzijgingsflux van 0.03 en $1.7 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Een flux die in fase 3 niet rechtstreeks aan het oppervlaktewater is toegekend, maar via het landsysteem verloopt.

Tabel 4.5 Waterbalans van het oppervlaktewater van de Krimpenerwaard, langjarig gemiddeld 1986-2000, eindtoestand van fase 3 (F3)

Balansperiode 1986-2000		Oppervlakte in F3: 2806 ha	
IN	10^6 m^3	UIT	10^6 m^3
Neerslag	24.2	Verdamping	15.4
Inlaat	5.9	Uitgemalen	46.0
Drainage/runoff	47.1	Infiltratie	17.1
Kwel	0.0	Wegzijing	0.0
AWZI's	1.6	Bergingsverandering	0.4
Totaal	95	Totaal	87

Uit het tijdverloop van de oppervlaktewaterbalans (figuur 4.7) is te zien dat de aanvoer vanuit het landsysteem (Drainage) de grootste aanvoerderterm van de balans is en daarmee in belangrijke mate de dynamiek van de afvoerdertermen bepaald. Lage aanvoer vanuit het land komt voor in de droge jaren 1989, 1990, 1991 en 1996, jaren waarin relatief veel water wordt ingelaten om de grondwaterstanden op peil te

houden. Het jaar 1997 valt op door relatief weinig aanvoer vanuit het landsysteem en weinig ingelaten waterhoeveelheden. Tijdens de natte jaren 1988, 1994, 1998, 1999 en 2000 ontvangt het oppervlaktewater veel water vanuit het land en worden tevens de grootste hoeveelheden water uitgemalen. De grootste afvoer is in 1999, een jaar dat weliswaar zelf niet de grootste neerslag heeft, maar wel het jaar is dat volgt op de extreem natte periode van de tweede helft van het jaar 1998. Opgebouwde bergingsvoorraden uit 1998 moeten in 1999 worden afgevoerd waardoor een relatief grote hoeveelheid moeten worden uitgemalen.



Figuur 4.7 Berekende jaarlijkse waterbalans voor het oppervlaktewater, Fase 3

4.2.2.2 Stikstof

De langjarig gemiddelde stikstofbalans van het landsysteem is gegeven in tabel 4.6 waarbij de balanstemen van het aanvankelijke en het resulterende model van Fase 3 zijn weergegeven als vracht (10^3 kg N) en als afvoer per eenheid van oppervlakte ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1} \text{ N}$).

Denitrificatie en gewasonttrekking zijn de grootste uitgaande balansposten. De afvoer van stikstof naar het oppervlaktewatersysteem bedraagt in het aanvankelijke model 7% van de stikstof die per jaar het systeem in komt en in het resulterende model is dit 2%. Dit is voor een klein deel te verklaren uit de gewijzigde berekening van de oppervlakte-afvoer, maar voor het grootste deel komt dit doordat er minder N beschikbaar voor uitspoeling wordt berekend.

De bergingsverandering is van $+22.3$ naar $-44.6 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1} \text{ N}$ gegaan, wat betekent dat er in het resulterende model stikstof via mineralisatie vrijkomt. Daarmee is het resulterende model plausibeler dan het aanvankelijke model omdat door inklinking van veen N beschikbaar komt via mineralisatie. De extra N die door mineralisatie beschikbaar komt is echter te gering om de daling van de uitspoeling te compenseren. De uitspoeling naar het diepere grondwater (wegzijging) vormt met $0.2 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1} \text{ N}$ een gering post op de N-balans.

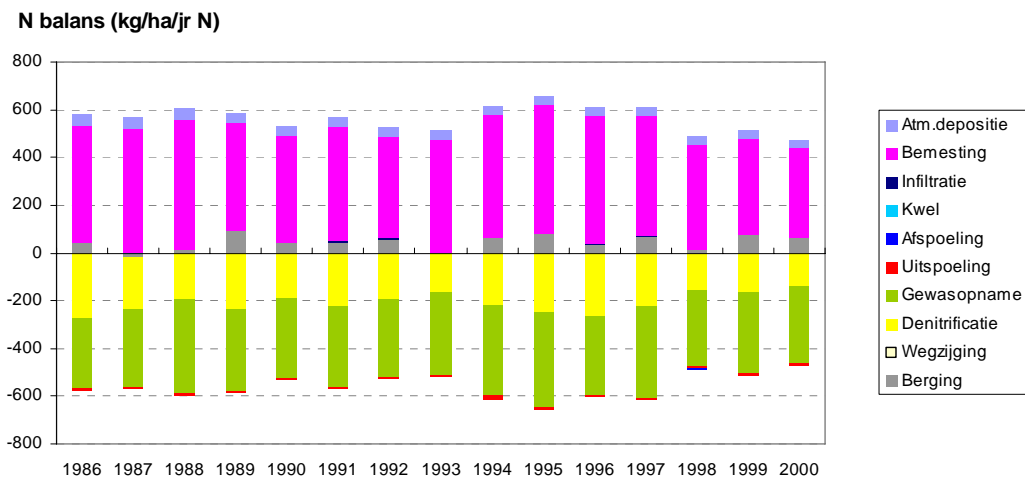
Afbraak van veen en het daarbij komen van nutriënten via mineralisatie is weliswaar gemodelleerd, evenals de immobilisatie van nutriënten. Het zijn posten van de

stikstofbalans die niet expliciet zijn gemaakt omdat ze van belang zijn voor de deelkringlopen van afzonderlijke stikstofcomponenten zoals ammonium en organisch-N; deze processen en de resulterende balansposten zijn voor deze studie opgenomen in de balansterm 'bergingsverandering'.

Tabel 4.6 Stikstofbalans van het landsysteem van de Krimpenerwaard, langjarig gemiddeld 1986-2000, met begin- en eindtoestand van fase 3 (resp. REF en F3)

Balansperiode 1986-2000					Oppervlakte in REF: 11781 ha , in F3: 10998 ha				
IN	10 ³ kg N		kg.ha ⁻¹ N		UIT	10 ³ kg N		kg.ha ⁻¹ N	
	REF	F3	REF	F3		REF	F3	REF	F3
Depositie	336.9	420.9	28.6	38.3	Vervluchting	0.0	0.0	0.0	0.0
Bemesting	5731.9	5239.2	486.5	476.4	Gewasopname	3611.1	3798.9	306.5	345.4
					Denitrificatie	1792.6	2262.3	152.2	205.7
					Afspoeling	18.6	1.8	1.6	0.2
Infiltratie	24.8	23.9	2.1	2.2	Uitspoeling	394.6	99.7	33.5	9.1
Kwel	6.7	0.9	0.6	0.1	Wegzijging	17.4	11.5	1.5	1.0
					Bergingsverandering	263.0	-490.7	22.3	-44.6
Totaal	6100.3	5683.9	517.2	517.0	Totaal	6118	5720	541	536

Uit het tijdverloop van de jaarlijkse stikstofbalans van het landsysteem (figuur 4.8) is te zien dat de bemesting verreweg de grootste aanvoerterm is. De hoogste bemesting van 542 kg.ha⁻¹ N was in 1988, de laagste bemesting van ca 380-400 kg.ha⁻¹ N was in de recentere jaren 1999 en 2000. Vanaf begin jaren '90 is de bemesting gedaald met ruim 100 kg.ha⁻¹ N ofwel 20%. De stikstof wordt uit het systeem afgevoerd via gewas en denitrificatie, welke samen meer dan 97% van de afvoer voor hun rekening nemen: 40% via denitrificatie en 58% wordt afgevoerd met het gewas.



Figuur 4.8 Berekende jaarlijkse stikstofbalans voor het landsysteem, Fase 3

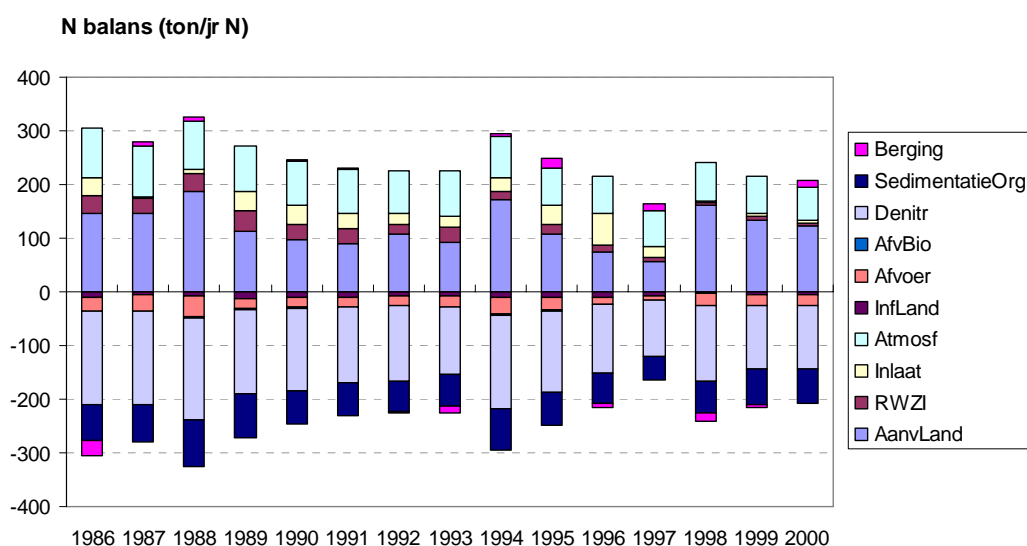
In tabel 4.7 is de langjarig gemiddelde stikstofbalans van het oppervlaktewater gegeven.

Atmosferische depositie is een belangrijke aanvoerpost en bedraagt 32% van de totale aanvoer naar het oppervlaktewater. De aanvoer via inlaatwater en AWZI's is ongeveer even groot. De grootste aanvoer (50%) komt via drainage en maaiveldafvoer van het landsysteem. Van de totale afvoer is denitrificatie met 60% de grootste afvoerterm. In het resulterende model wordt veel stikstof in biomassa opgeslagen en is er vrijwel geen afvoer van biomassa uit het systeem. De infiltratie naar de bodem is 3% van de totale afvoer. De uitgemalen hoeveelheid stikstof bedraagt in het resulterende model 22.7 ton N, ofwel 9% van de totale hoeveelheid die aan het oppervlaktewater wordt toegevoegd.

Tabel 4.7 Stikstofbalans van het oppervlaktewater van de Krimpenerwaard, langjarig gemiddeld 1986-2000, berekend met het resulterende model van fase 3 (F3)

Balansperiode 1986-2000		Oppervlakte in F3: 2806 ha	
IN	10 ³ kg N	UIT	10 ³ kg N
Atm. Depositie	78.2	Afv. Biomass	0.2
Inlaat	22.8	Uitgemalen	22.7
AWZI's	20.4	Denitrificatie	146.0
Drainage/runoff	120.5	Infiltratie	7.8
Kwel	0.0	Wegzijging	0.0
		SedimentatieOrg	65.3
		Bergingsverandering	0.0
Totaal	259	Totaal	260.0

Uit het tijdverloop van de jaarlijkse stikstofbalans van het oppervlaktewater (figuur 4.9) is te zien dat de aanvoer vanuit het land (uitspoeling via drainage/runoff) de grootste aanvoerterm is. De hoogste aanvoeren vinden plaats in de natte jaren 1988, 1994 en 1998. De dynamiek van deze aanvoer bepaald tevens de dynamiek van het systeem. De meeste stikstof wordt afgevoerd via denitrificatie en gaat de atmosfeer in als N₂ en N₂O. Verder wordt relatief veel stikstof vastgelegd in organisch N.



Figuur 4.9 Jaarlijkse stikstofbalans (ton/jr N) van het oppervlaktewater, berekend met het resulterende model van Fase 3

4.2.2.3 Fosfor

In tabel 4.8 is de langjarig gemiddelde fosforbalans van het landsysteem gegeven. Daaruit blijkt dat de totale aanvoer in het aanvankelijke model en het resulterende model wordt gedomineerd door de bemesting. De aanvoer van mest is met 7% gedaald tot ruim 55 kg.ha⁻¹ P. Doordat het oppervlakte land is gewijzigd (toekenning aan oppervlaktewater) is de vracht afgenomen met 13%, van 700 tot 606 ton P.

In het aanvankelijke model vond enige aanvoer plaats via kwel (0.3 kg.ha⁻¹ P), maar deze is in het resulterende model vrijwel tot nul teruggebracht.

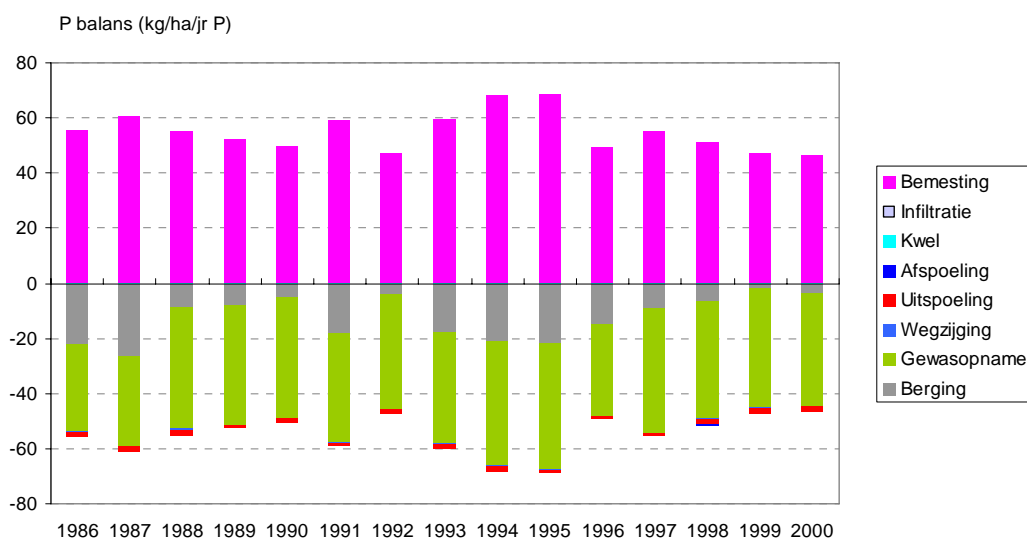
De grootste afvoer term is de gewasopname, welke 40.9 kg ha⁻¹ jr⁻¹ P bedraagt. De uitspoeling van fosfor is gedaald met 2/3 tot 1.5 kg.ha⁻¹ jr⁻¹ P, waarbij de oppervlakkige afspoeling nog maar een zeer geringe bijdrage levert.

Tabel 4.8 Fosforbalans van het landsysteem van de Krimpenerwaard, langjarig gemiddeld 1986-2000, volgens het aanvankelijke en het resulterende model van fase 3 (resp. REF en F3)

Balansperiode 1986-2000					Oppervlakte in REF: 11781 ha , in F3: 10998 ha				
IN	10 ³ kg P		kg.ha ⁻¹ P		UIT	10 ³ kg P		kg.ha ⁻¹ P	
	REF	F3	REF	F3		REF	F3	REF	F3
Depositie	0.00	0.00	0.00	0.00	Gewasopname	492.83	449.80	41.83	40.90
Bemesting	699.78	606.17	59.40	55.11	Afspoeling	1.12	0.17	0.10	0.02
					Uitspoeling	49.20	16.96	4.18	1.54
Infiltratie	0.00	0.00	0.00	0.00	Wegzijging	1.40	1.85	0.12	0.17
					Bergings- verandering	158.93	138.30	13.49	12.57
Kwel	3.65	0.10	0.31	0.01	Totaal	949	912	230	2730
Totaal	68	10	31	1					

Uit het tijdverloop van de jaarlijkse fosforbalans van het landsysteem (figuur 4.10) valt, evenals bij de balans, te zien dat de bemesting volledig bepalend is voor omvang maar ook voor de dynamiek van de aanvoer. Evenals bij stikstof komen de hoogste mestgiften komen voor in de jaren 1994 en 1995 en is er een dalende trend met een afname van ca 20% tot aan het jaar 2000.

Fosfor verdwijnt uit het systeem via gewasopname. In jaren met hoge mestgiften zal niet alles ten goede komen aan het gewas en zal de berging in de bodem hoog zijn, zoals blijkt in de jaren 1994 en 1995. De daling in de mestgift aan het eind van de jaren 90 resulteert in een dalende trend van de berging in dezelfde periode.



Figuur 4.10 Berekende jaarlijkse fosforbalans voor het landsysteem, Fase 3

In tabel 4.9 is de langjarig gemiddelde fosforbalans van het oppervlaktewater gegeven.

De aanvoer vanuit het land (drainage/runoff) is 71% van de totale aan- en afvoer naar het oppervlaktewater. Inlaat en AWZI's vormen met respectievelijk 7 en 22% de overige aanvoertermen.

De grootste afvoerterm is de sedimentatie, welke 22.1 ton P bedraagt, ofwel 93% van de totale afvoer. De uitgemalen hoeveelheid fosfor bedraagt in de eindtoestand 1.4 ton P ofwel 6% van de totale hoeveelheid fosfor die aan het oppervlaktewater wordt toegevoegd.

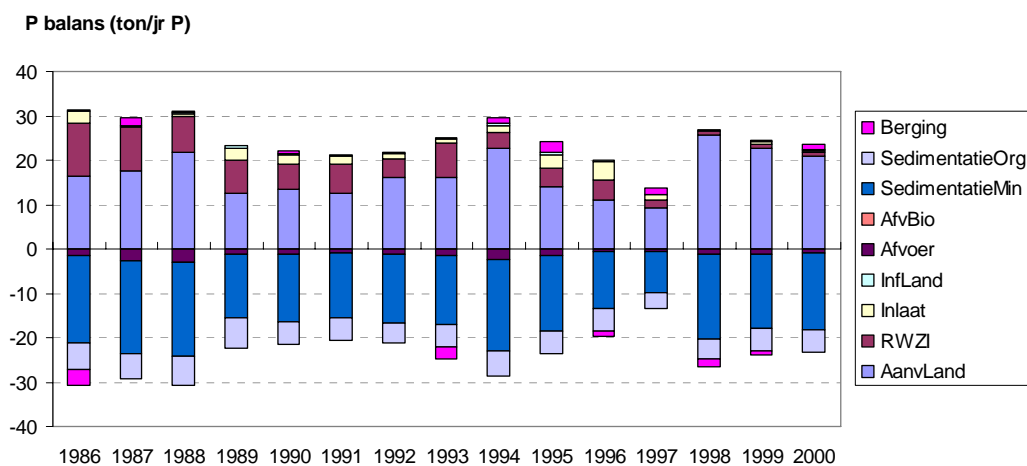
Tabel 4.9 Fosforbalans van het oppervlaktewater van de Krimpenerwaard, langjarig gemiddeld 1986-2000, eindtoestand van fase 3 (F3)

Balansperiode 1986-2000		Oppervlakte in F3: 2806 ha	
IN	10 ³ kg P	UIT	10 ³ kg P
Inlaat	1.58	Afv.Biomass ⁵	0.02
AWZI's	5.20	Uitgemalen	1.40
Drainage/runoff	16.85	Infiltratie	0.28
Kwel	0.00	Wegzijing	0.00
		Sedimentatie	21.91
		Bergingsverandering	0.01
Totaal	185	Totaal	184

Uit het tijdverloop van de jaarlijkse fosforbalans van het oppervlaktewater (figuur 4.11) is te zien dat de aanvoer vanuit het land (uitspoeling via drainage/runoff) de grootste aanvoerterm is. De hoogste aanvoeren vinden plaats in de natte jaren 1988,

⁵ In de afvoerterm Afv. Biomass is geen maaien & baggeren opgenomen. Deze balanspost heeft betrekking op de uitslag van kroos.

1994 en 1998. Evenals bij stikstof bepaalt de dynamiek van deze aanvoer tevens de dynamiek van het systeem. Aanvoer vanuit RWZI's laat een duidelijk dalende trend zien die doorzet tot medio jaren 90. Afvoer vanuit het systeem is gering doordat veel fosfor wordt vastgelegd in organische en minerale sedimenten, waarbij de vastlegging in organisch materiaal in het natte jaar 1998 opvallend hoog is.



Figuur 4.11 Berekende jaarlijkse fosforbalans voor het oppervlaktewater, Fase 3

4.3 Deelgebied Bergambacht

4.3.1 Inleiding

Het deelgebied Bergambacht is geanalyseerd omdat van het landsysteem van dit deelgebied relatief veel bekend is uit een eerdere studie (Hendriks et al., 2002). Bij die studie is uitgebreid gekeken naar de processen in de bodem en zijn eveneens balansen voor het landsysteem opgesteld. Bovendien is dit deelgebied tijdens fase 2 geanalyseerd (Kroes et al., 2006b), een analyse waarmee in deze paragraaf eveneens zal worden vergeleken.

Het deelgebied Bergambacht is 2573 ha groot, ligt in het zuidoosten en wordt begrensd door de Lek en de Vlist. Binnen het deelgebied komt relatief veel kwel voor (Hendriks et al., 2002). Het landgebruik is, net als in de rest van de Krimpenerwaard, overwegend grasland, de bodem heeft relatief veel (rivier)kleigronden, vanwege de ligging dicht bij de Lek.

4.3.2 Balansen

Voor het landoppervlak binnen het peilgebied Bergambacht zijn balansen opgesteld voor water, stikstof en fosfor (tabel 4.10, tabel 4.11 en tabel 4.12).

Bij de waterbalans valt op dat van de aanvoertermen de neerslag en infiltratie zijn toegenomen in het resulterende model t.o.v. het aanvankelijke model en dat de kwel is afgenomen (Kroes et al., 2006b). Waterafvoer via runoff (= oppervlakkige afspoeling) is gedaald, terwijl alle andere afvoertermen zijn toegenomen.

Bij de stikstofbalans valt vooral op dat de afvoer naar het oppervlaktewater (som af- en uitspoeling) met een factor 4 is gedaald tot 10.9 kg/ha N. Deze N-afvoer komt redelijk overeen met de N-afvoer van 10.1 kg/ha N uit de hele Krimpenerwaard (tabel 4.6). De N-bemesting is licht gedaald, maar de depositie is gestegen, waardoor de totale aanvoer vrijwel gelijk is gebleven. De afvoer van N via denitrificatie en geoogst gewas zijn in totaal vrijwel gelijk gebleven. De wijziging in de bergingsverandering is groot waardoor er in de eindtoestand van fase 3 minder N beschikbaar uit het veen dan bij fase 2.

De fosfor-afvoer naar het oppervlaktewater is meer dan gehalveerd: van 4 naar 1.62 kg/ha P. De aanvoer van fosfor via bemesting en kwel is gedaald, evenals de afvoer van fosfor via geoogst gewas en af- en uitspoeling.

Tabel 4.10 Waterbalans (mm) voor het landsysteem van het peilvak Bergambacht, gemiddeld over de periode 1986-2000, resultaat van fase 2 en het resulterende model van fase 3(=F3)

Balansperiode 1986-2000			Oppervlakte balansgebied 2573 ha		
IN	fase 2	fase 3	UIT	fase 2	fase 3
Neerslag	849	861.7	Verdamping	527	541.6
Irrigatie	0	0.8	Runoff	47	6.5
Infiltratie	146	172.0	Drainage	410	427.7
Kwel	22	1.0	Wegzijging	34	59.8
			Bergingsverandering	-1	0.3
Totaal	1017	1049	Totaal	1017	1062

Tabel 4.11 Stikstofbalans (kg ha-1 N) voor het landsysteem van het peilvak Bergambacht, gemiddeld over de periode 1986-2000, resultaat van fase 2 en fase 3

Balansperiode 1986-2000			Oppervlakte balansgebied 2573 ha		
IN	fase 2	fase 3	UIT	fase 2	fase 3
Atmosf.depositie	24	38.3	Afspoeling	3	0.2
Bemesting	511	490.9	Vervluchtiging	0	0.0
Infiltratie	2	2.1	Denitrificatie	227	206.1
Kwel	1	0.1	Gewasafvoer	321	342.9
			Uitspoeling	42	10.7
			Wegzijging	2	1.5
			Bergingsverandering	-57	-30.5
Totaal	538	531.4	Totaal	538	558

Tabel 4.12 Fosforbalans (kg ha-1 P) voor het landsysteem van het peilvak Bergambacht, gemiddeld over de periode 1986-2000, resultaat van fase 2 en fase 3

Balansperiode 1986-2000			Oppervlakte balansgebied 2573 ha		
IN	fase 2	fase 3	UIT	fase 2	fase 3
Atmosf.depositie	0	0.0	Afspoeling	0	0.02
Bemesting	60	54.63	Gewasafvoer	42	40.60
Infiltratie	0	0.00	Uitspoeling	4	1.62
Kwel	1	0.01	Wegzijging	0	0.16
			Bergingsverandering	15	12.35
Totaal	61	118	Totaal	61	228

Hendriks et al. (2002) berekenden een N-afvoer (som af- en uitspoeling) van 30 kg.ha⁻¹ N en een P-afvoer van 3 kg.ha⁻¹ P. Het fase 3 model berekent een N- en P-afvoer van respectievelijk 10.9 kg.ha⁻¹ N en van 1.6 kg.ha⁻¹ P, ofwel 63 en 47% lager dan de berekeningen van Hendriks et al. (2002) waarbij gedetailleerdere ven het gebied Bergambacht zijn gebruikt. De oorzaak van de lagere afvoeren moet liggen in een combinatie te weinig aanvoer via kwel en te weinig nutriënten die uit de bodem beschikbaar komen.

5 Discussie

5.1 Inleiding

De modelberekeningen van Fase 3 zijn, zoals beschreven in Hoofdstuk 3, in deelstappen uitgevoerd. Hierbij is in iedere deelstap gebiedsspecifieke data 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 de meest kritische modelcomponenten en modelparameters die de processen in het land en watersysteem simuleren.

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

In dit hoofdstuk worden de gebiedspecifieke gegevens en de gebiedspecifieke modelprocessen apart behandeld (respectievelijk in Paragraaf 5.2 en 5.3). Hierbij wordt voor de gebiedspecifieke gegevens onderscheid gemaakt tussen het land- en het oppervlaktewatersysteem.

5.2 Regionale gegevens

Op basis van de aanbevelingen uit de systeemanalyse fase 2 (Kroes et al., 2006b) zijn regionale gegevens gebruikt voor de uitvoering van fase 3 van de systeemanalyse. Het effect van de introductie van deze gegevens over waterkwantiteit en waterkwaliteit voor het land- en oppervlaktewatersysteem zal hierna worden beschreven.

5.2.1 Waterkwantiteit

Landsysteem

De verbeterde regionale gegevens zijn voor de Krimpenerwaard in 3 stappen geïntroduceerd: 1) meteorologische gegevens, 2) kwel/wegzijging, 3) weerstanden/peilen (zie paragraaf 3.6). De effecten van deze aanpassingen op de waterbalans zijn in figuur 5.1 weergegeven als veranderingen ten opzichte van de referentietoestand (aanvankelijk model fase 3)

De aanbeveling om regionale meteorologische gegevens te gebruiken leidt tot een stijging van de afvoer met 22 mm/jr, ofwel een stijging van 5% t.o.v. de berekeningen met de meteorologische KNMI-districtsgegevens. Deze toename is veroorzaakt door een grotere neerslag, de verdamping is minder waardoor een groter neerslagoverschot wordt berekend dat vervolgens moet worden afgevoerd.

De aanpassing van de gegevens voor de uitwisseling met het diepere regionale systeem (kwel/wegzijging) heeft geleid tot in een afname van de kwel en een relatief grote toename van de wegzijging. Beide processen zorgen ervoor dat de infiltratie vanuit het oppervlakte toe neemt, de grondwaterstanden nemen af en, bij gelijke oppervlaktewaterpeilen neemt de waterafvoer naar het oppervlaktewater af

Door de introductie van regionale drainageweerstanden en aanpassing van oppervlaktewaterpeilen daalt de afvoer verder tot 437.5 mm/jr. Dit is een afname van 14% ten opzichte van het aanvankelijke model. Opvallend daarbij is dat de drainage toeneemt, maar dat de runoff sterk af neemt. Dit wordt veroorzaakt doordat bij de introductie van regionale gegevens het onderscheid tussen zomer- en winterpeil, in overeenstemming met de praktijk, is komen te vervallen. Dit is geïllustreerd door van één rekeneenheid (plot 60120) de grondwaterstanden en peilen weer te geven vóór en na introductie van regionale peilen en drainageweerstanden (figuur 5.2). De gecombineerde aanpassing zorgt voor toename van de drainage, en een afname van grondwaterstanden en runoff. De afname van de grondwaterstanden wordt bevestigd door de GHG en GLG die bij deze laatste stap de grootste afname vertonen (tabel 5.1) en daarmee uitkomen op realistische waarden (paragraaf 4.2.1).

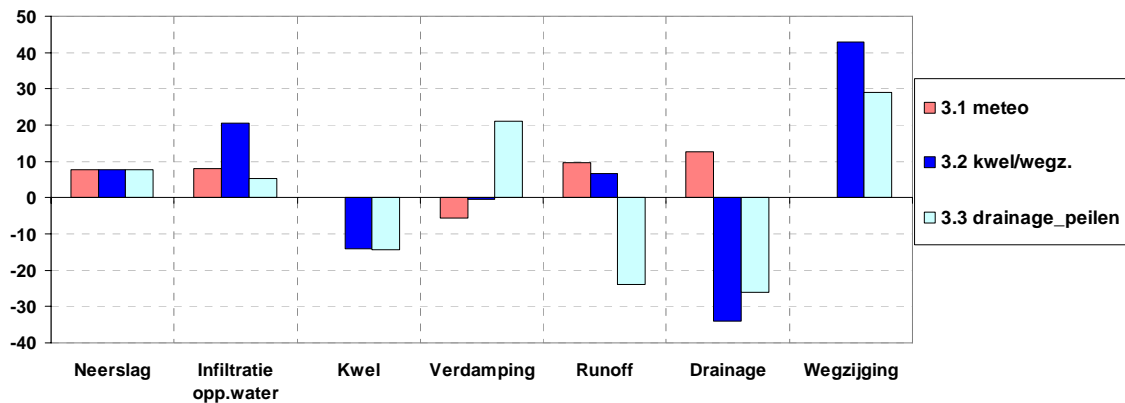
Tabel 5.1 Karakteristieken van grondwaterstanden: GHG en GLG per stap binnen fase 3

Stap	GHG (cm-mv)	GLG (cm-mv)
Aanvankelijk model	9.4	55.6
tijdstap (decade naar dag)	7.6	55.7
1. meteo	5.6	55.6
2. kwel/wegzijging	7.0	57.1
3. drainage_peilen	15.1	61.5

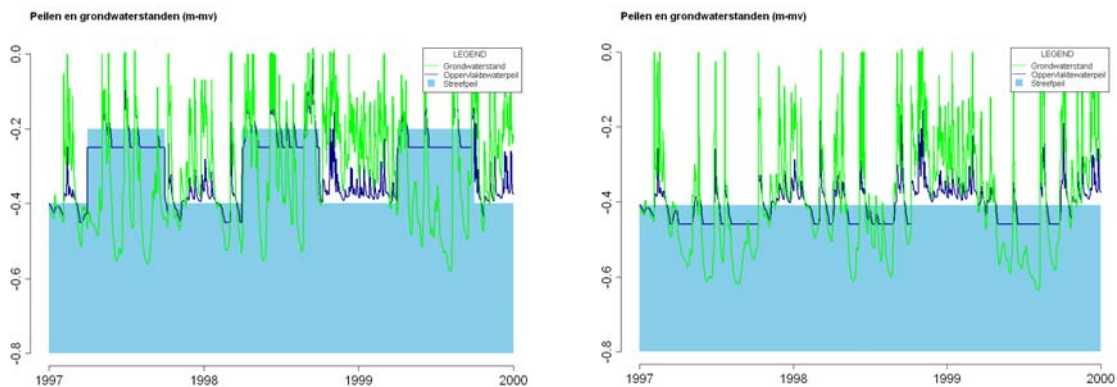
Van de regionale gegevens heeft de aanpassing van kwel/wegzijging het grootste effect, direct gevolgd door de aanpassing van drainageweerstanden/peilen (figuur 5.1). Aanpassing van kwel/wegzijging en weerstanden/peilen leidt tot tegengestelde reacties vanwege de terugkoppelingen, bijvoorbeeld: toename van kwel zorgt voor meer drainage, en stijgende grondwaterstanden. Het afzonderlijk analyseren van deze stappen kan verwarrend zijn omdat beide aanpassingen sterk samenhangen. Het hanteren van regionale meteorologische gegevens heeft een relatief groot effect doordat zowel runoff als drainage toenemen waardoor het totale effect van deze stap het netto effect van de wijziging in kwel/wegzijging benaderd.

Het overall effect van de aanpassing van de regionale gegevens voor het landsysteem is een afname van de waterafvoer naar het oppervlaktewater met 10% en een toename van de wateraanvoer naar het landsysteem (watervraag) met 3%.

Waterbalanstermen Landsysteem: verschillen t.o.v. referentie (mm/jr)



Figuur 5.1 Invloed van stapsgewijze introductie van regionale gegevens op de waterbalans van het land, Fase 3



Figuur 5.2 Het tijdverloop van oppervlaktewaterpeil, streefpeilen en grondwaterstanden van één rekeneenheid (plot 60120): vóór (links) en na (rechts) introductie van regionale peilen en drainageweerstanden.

Oppervlaktewater

De verfijnde regionale gegevens voor het oppervlaktewater zijn in 6 stappen geïntroduceerd: i) de aanpassingen van het landsysteem, ii) de inlaten, iii) introductie van bebouwd, iv) introductie van AWZI's, v) introductie van diffuse detailontwatering, vi) meteorologische gegevens (zie paragraaf 3.6). De effecten van deze aanpassingen op de waterbalans zijn in figuur 5.3 weergegeven als veranderingen ten opzichte van het aanvankelijke model van fase 3.

De aanpassingen van het landsysteem leidt tot een afname van wateraanvoer van ontwatering uit het landsysteem en een hogere infiltratie naar het landsysteem. Uiteindelijk wordt er minder uitgemalen doordat de extra waterinlaat onvoldoende is om de verminderde vraag vanuit het land te compenseren.

De aanpassing van de inlaten leidt ertoe dat water wordt ingelaten als gevolg van opgelegde peilen in het buitenwater, terwijl in het aanvankelijke model water werd ingelaten op basis van de watervraag vanuit de bodem. Het effect van deze

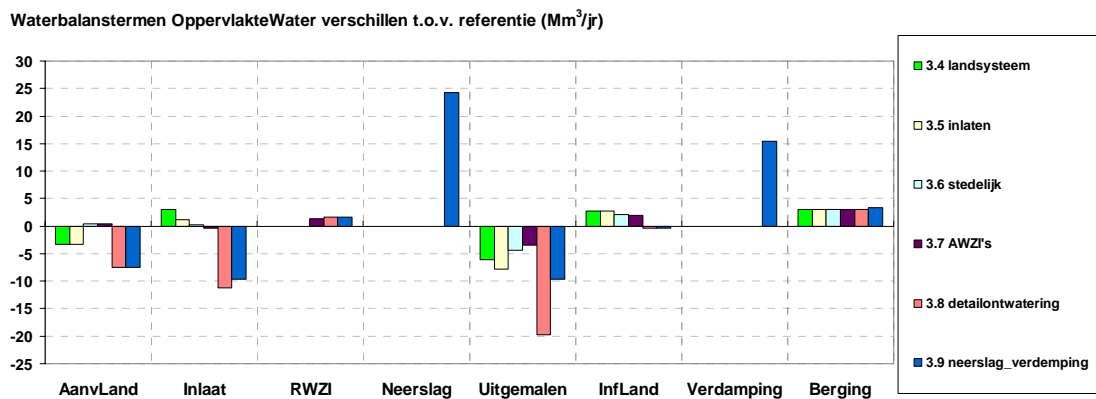
aanpassing is gering, de ingelaten en uitgemalen hoeveelheden water nemen met ongeveer 2 Mm³ af.

De introductie van stedelijk gebied heeft vooral invloed op de uitgemalen hoeveelheden water, die toeneemt met ruim 2 Mm³.

De invloed van AWZI's op de waterbalans is merkbaar maar gering.

Het grootste effect heeft de introductie van de diffuse detailontwatering (zie paragraaf 3.6.3.5). De aanvoer vanuit het land daalt waardoor de watervraag vermindert en de inlaat eveneens afneemt. Dit heeft een groot effect op de uitgemalen hoeveelheid die met bijna een kwart (16 Mm³) afneemt 36.0 Mm³. Dit effect is deels veroorzaakt doordat het areaal land is afgenomen, waardoor infiltratie en drainage zijn afgenomen, maar anderzijds is het areaal open water vergroot met het diffuus detailontwateringssysteem. Dit resulteert in meer open water, minder dynamiek en het minder vaak aanslaan van pompen om water uit te slaan.

De introductie van regionale meteorologische gegevens beïnvloedt voornamelijk de uitgemalen hoeveelheid, die toeneemt met 10 Mm³ door het extra neerslagoverschot in het open water van 9 Mm³.



Figuur 5.3 Invloed van stapsgewijze introductie van regionale gegevens op de oppervlaktewaterbalans, Fase 3

Bovenstaande resultaten zijn ook vergeleken met metingen (tabel 5.2). Hieruit blijkt eveneens de grote invloed van de diffuse detailontwatering en de regionale meteorologische gegevens. Bij de introductie van detailontwatering daalt de gemiddelde afvoer van 55.8 naar 37.6 Mm³/jr. Het neerslagoverschot zorgt er ten slotte voor dat de gemiddelde afvoer stijgt tot 48.3 Mm³/jr., waarmee de meetwaarde nog met 16.1 Mm³/jr ofwel 25% wordt onderschat.

Bij de vergelijking met de metingen dient men zich te realiseren dat de meetwaarden gebaseerd zijn op geregistreerde draaiuren van de gemalen. Recente metingen lijken er op te wijzen dat de meetwaarden de werkelijke afvoer waarschijnlijk overschatten.

Tabel 5.2 Statistieken van uitgemalen gemeten en berekende debieten (Mm^3/jr)

Omschrijving	min	1ste kwartiel	mediaan	Gemid- delde	3e kwartiel	max	Mediaan berekend- meting
meting	37.1	41.7	68.1	64.4	79.7	95.4	
3.0_referentie	30.2	38.0	63.2	57.9	69.6	88.5	-4.9
3.4_aanpassingenLand	22.6	32.5	62.9	52.2	66.9	76.3	-5.3
3.5_inlaten	23.7	32.9	61.1	51.3	63.1	75.6	-7.0
3.6_stedelijk	25.1	34.6	65.6	54.9	67.7	81.4	-2.6
3.7_puntbronnenRWZI	25.8	35.3	66.6	55.8	68.7	82.5	-1.6
3.8_diff.detailontwatering	15.7	17.6	49.1	37.6	51.7	53.9	-19.0
3.9_neerslagverdamping	21.3	22.6	62.7	48.3	65.7	69.0	-5.5

5.2.2 Waterkwaliteit

Landsysteem

De verfijnde regionale gegevens zijn in een aantal stappen geïntroduceerd: 1) gewijzigde meteorologische omstandigheden, 2) gewijzigde kwel/wegzijging, 3) drainageweerstand en peilen aanpassen, 4) pakketdikte, 5) parameterisering EMW2007, 6) nutriëntenconcentraties in het (diepe) grondwater; en 7) het bijstellen van de berekende fosfaatvoorraad in de bodem.

Het effect van deze stapsgewijze aanpassingen op de N- en P-balans van het landsysteem is gegeven in figuur 5.4 en figuur 5.5 als verschillen ten opzichte van het aanvankelijke model.

Door de regionale meteorologische gegevens (meteo-stap) neemt de denitrificatie af, neemt de berging toe en neemt uiteindelijk ook de N-belasting van het oppervlaktewater toe in geringe mate. De P-belasting neemt in deze stap voornamelijk toe doordat de runoff toeneemt.

Door de wijziging in de stap kwel/wegzijging zijn grondwaterstanden enigszins afgenomen, is de infiltratie toegenomen. Deze infiltratie gebeurt vooral in het zomer halfjaar waardoor tijdelijk nattere periodes ontstaan in periodes waarin ook bemest wordt. Hierdoor is de denitrificatie licht toegenomen ten opzichte van de vorige stap en de N-afvoer via runoff/drainage is licht afgenomen. De P-afvoer is eveneens afgenomen, maar deze is vooral afgenomen door de afname van de snellere afvoer via vooral runoff.

De belasting van het opp.water met N en P wordt het sterkst beïnvloed door de introductie van regionale drainageweerstand/peilen en door de introductie van de parameterisering van EMW2007. De introductie van regionale drainageweerstand/peilen zorgt voor diepere stroombanen en langere verblijftijden, waardoor uiteindelijk de afvoeren van zowel N als P dalen. Hierop zal in par. 5.3 nader worden ingegaan..

Bemesting

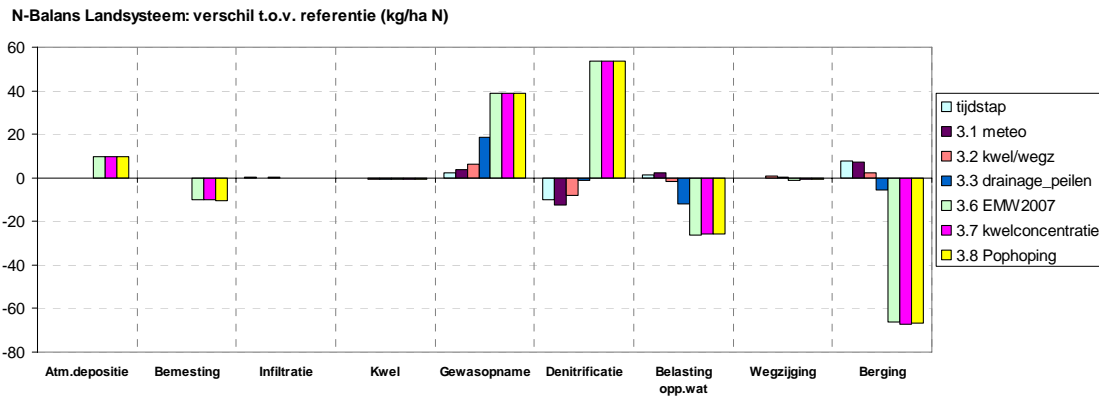
De historische bemesting is aangepast aan de hand van de fosfaatophoping over de periode 1994 – 2000 (Paragraaf 3.6.2.2). Dit heeft geresulteerd in een lagere P-bemesting (figuur 5.5) waardoor vooral de binding aan het bodemcomplex is afgenomen en de P-afvoer verder is afgenomen.

Om na te gaan of de N-bemesting plausibel wordt berekend is het N-overschot van grasland bepaald volgens:

$$N_{over} = N_{atm} + N_{dm} + N_{km} - N_{oogst} \quad 5.1$$

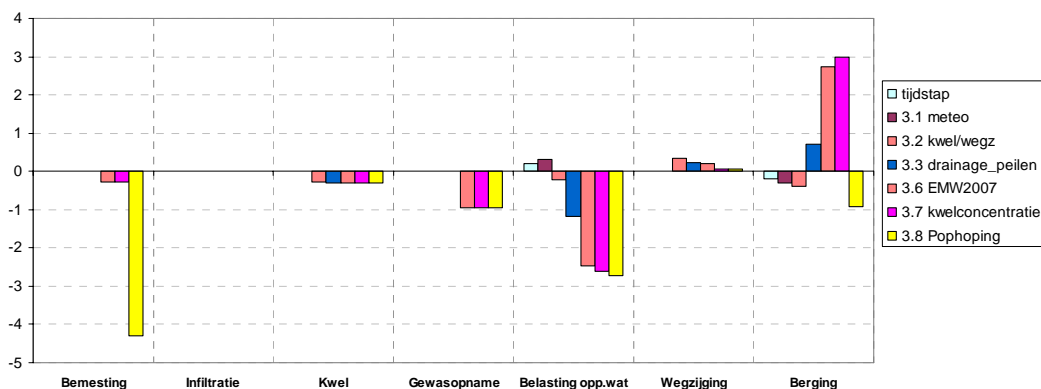
Waarbij: N_{over} is het N-overschot ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\text{ N}$), N_{atm} is de atmosferische depositie, N_{dm} is de N in dierlijke mest, N_{km} is de N in kunstmest en N_{oogst} is de N in het afgevoerde geogoste product.

Het N-overschot komt hiermee op een waarde van $173 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\text{ N}$ gemiddeld voor de periode 1985-2000 en ca $100 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\text{ N}$ voor het kalenderjaar 2000. De daling van het N-overschot gedurende de periode 1995-2000 (figuur 5.6) is sterker dan de regionale daling die van den Ham et al (2007) aangeven voor het westelijke veenweidegebied. Indien deze sterke daling zich doorzet wordt voor de jaren ná 2000 mogelijk een te lage N-bemesting bepaald. Willemsen et al (2008) noemt een waarde van $131 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\text{ N}$ als gemiddelde N-overschot voor alle veengronden in Nederland in het jaar 2006.



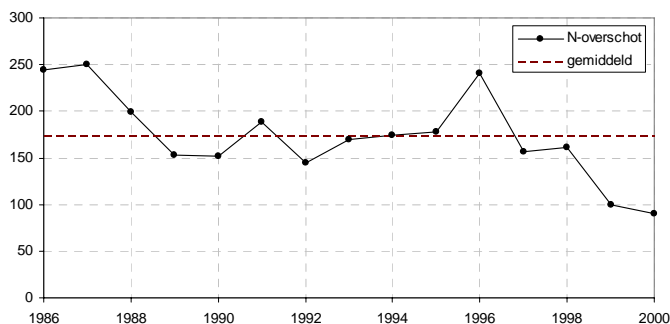
Figuur 5.4 Invloed van stapsgewijze introductie van regionale gegevens op de N-balans van het land, Fase 3

P-Balans Landsysteem: verschil t.o.v. referentie (kg/ha P)



Figuur 5.5 Invloed van stapsgewijze introductie van regionale gegevens op de P-balans van het land, Fase 3

N overschot (kg/ha/jr N) grasland

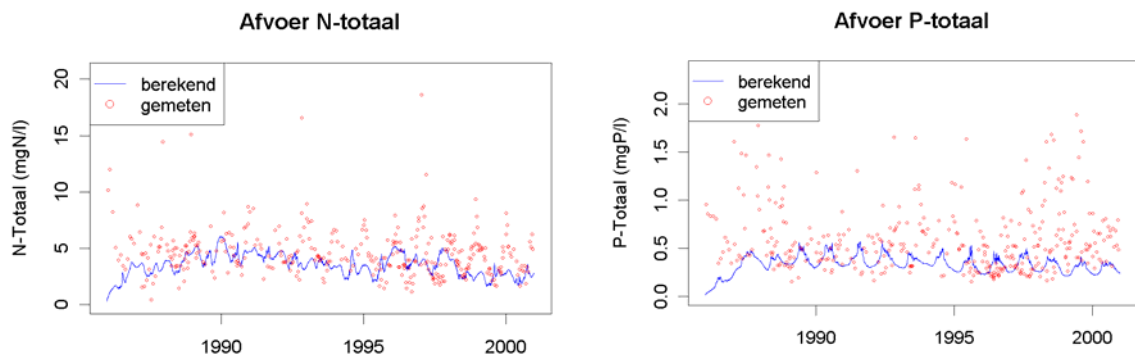


Figuur 5.6 N-overschot voor grasland in de Krimpenerwaard, Fase 3

Belasting oppervlaktewater via runoff en drainage

In het resulterende model is de N- en P-belasting van het oppervlaktewater sterk afgenomen ten opzichte van het aanvankelijke model. (zie ook paragraaf 4.2). De N-belasting is gedaald van 35.1 naar 11.1 kg.ha⁻¹.jr⁻¹ N, een waarde die buiten het bereik valt van de belasting van het oppervlaktewater vanuit dit soort gronden; 20 – 80 kg.ha⁻¹.jr⁻¹ N (Van Beek, 2007).

Om na te gaan of er met deze lage belasting nog wel voldoende nutriënten in het oppervlaktewater komen om de gemeten concentraties te benaderen is een extra berekening gedaan met het oppervlaktewater model, waarbij de belangrijkste processen in oppervlaktewater zijn uitgeschakeld (geen denitrificatie en sedimentatie). De resultaten laten zien dat de berekende concentraties in het water dat vanuit het landsysteem naar het oppervlaktewater stroomt te laag zijn als ook nog retentie in het oppervlaktewater zou optreden. Klein (2008) heeft aan de hand van metingen aangetoond dat 50% van de totale jaarlijkse diffuse input aan N via denitrificatie wordt verwijderd. Een dergelijk percentage zou bij de lage belasting die nu is berekend leiden tot een onderschrijding van meetwaarden.



Figuur 5.7 Concentraties N (links) en P (rechts) in uitgemalen water, indien de belangrijkste processen in oppervlaktewater worden stopgezet (geen denitrificatie en sedimentatie)

Oppervlaktewater

De verfijnde regionale gegevens zijn in een aantal stappen geïntroduceerd: 1) aanpassingen land_water, 2) aanpassingen land_nutriënten, 3) debiet inlaatwater, 4) stedelijk, 5) AWZI's, 6) diffuse detailontwatering, 7) neerslag en verdamping; 8) de atmosferische depositie 9) concentraties inlaatwater.

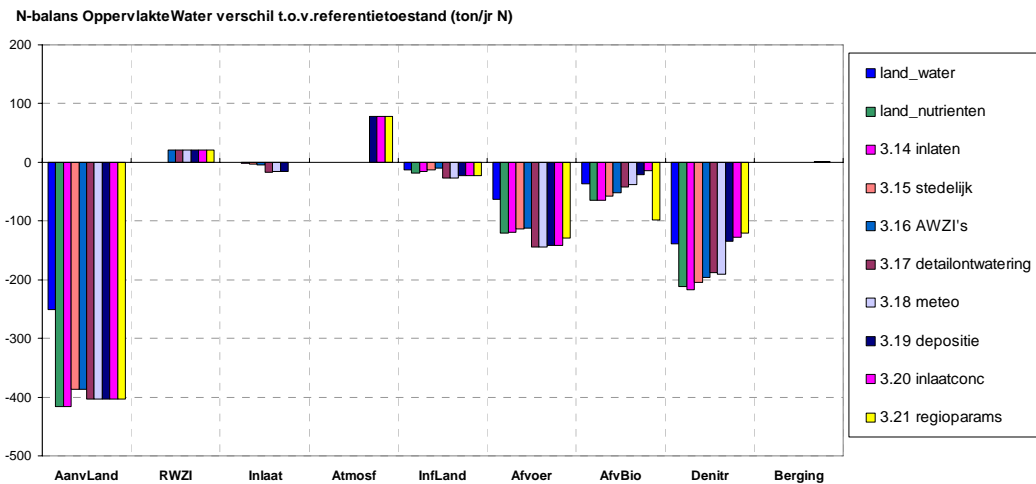
Het cumulatieve effect van deze stapsgewijze aanpassingen op de N- en P-balans van het landsysteem is gegeven in figuur 5.8 en figuur 5.9.

De aanpassingen aan de water- en nutriëntenhuishouding van het landsysteem hebben de grootste invloed op de afvoer van zowel N als P nemen af.

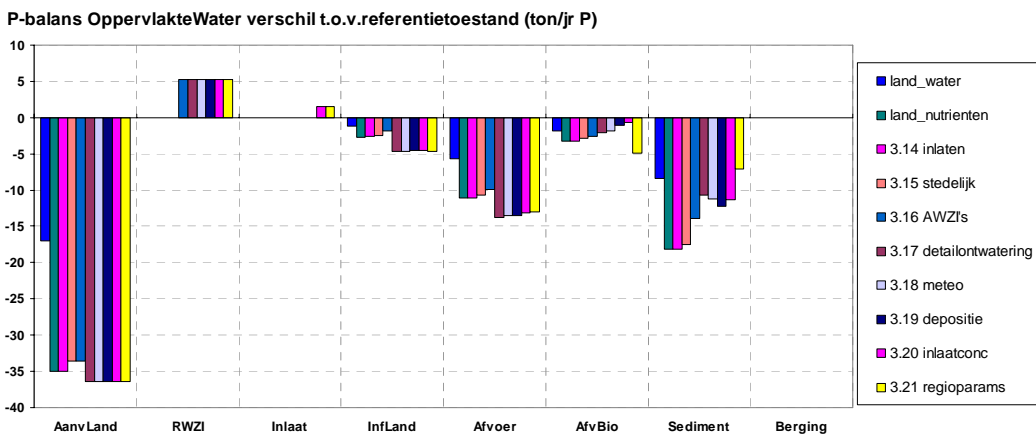
Van de stappen die daarna volgen heeft de diffuse detailontwatering (toelichting zie paragraaf 3.6.3.5) de grootste invloed op de hoeveelheden stikstof en fosfor die het gebied worden uitgemalen.

Hieraan zal in de volgende sectie aandacht worden geschonken.

De uitgemalen N- en P-vrachten nemen licht toe door de introductie van bebouwd gebied, de AWZI's en de depositie. De regionale meteo zorgt voor een geringe toename van de P-afvoer.



Figuur 5.8 Invloed van stapsgewijze introductie van regionale gegevens op de N-balans van het oppervlaktewater



Figuur 5.9 Invloed van stapsgewijze introductie van regionale gegevens op de P-balans van het oppervlaktewater

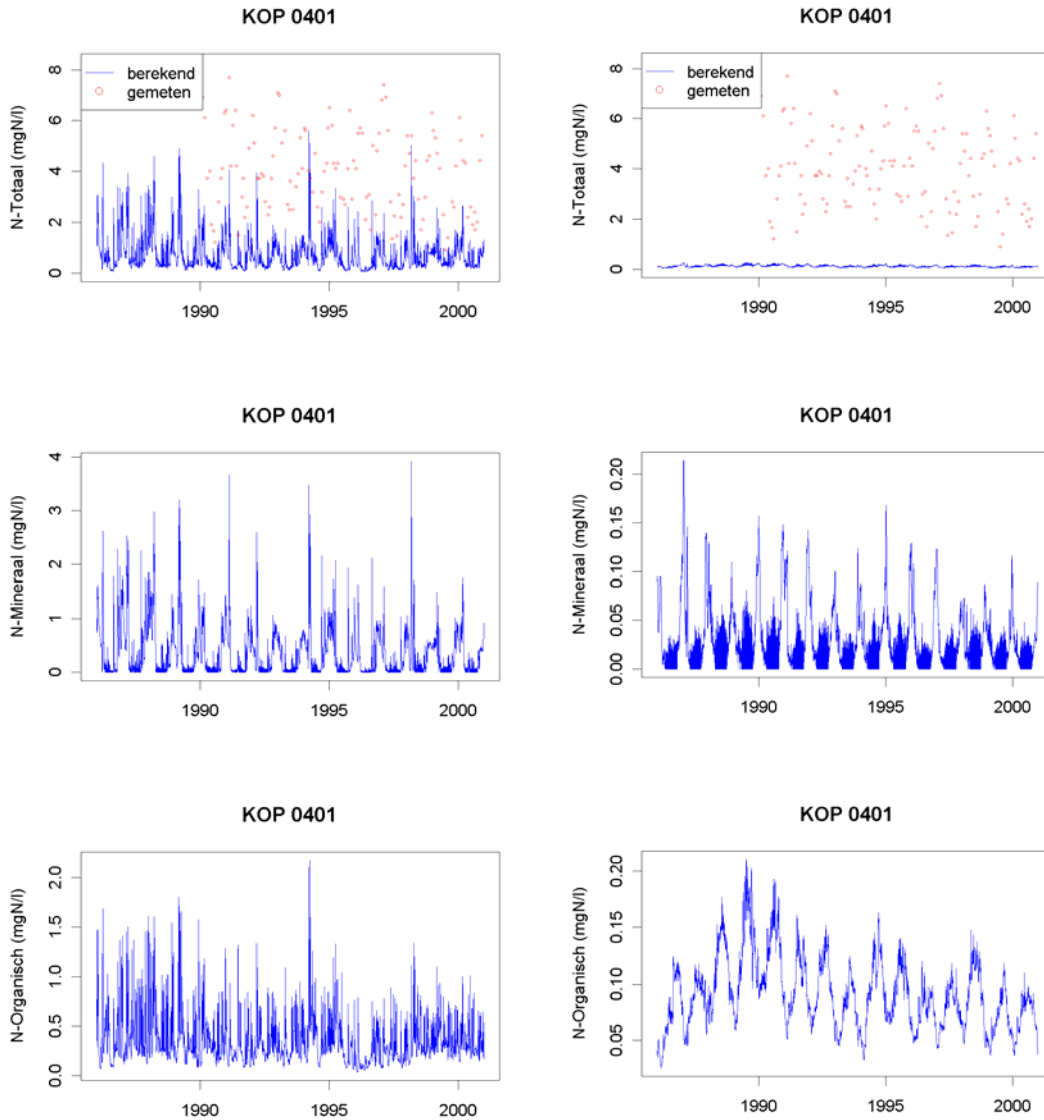
Diffuse detailontwatering en retentie

Door de diffuse detailontwatering neemt het areaal open water toe van 275 naar 2806 ha open water (Paragraaf 3.6.3.5, Bijlage 2). Het areaal land neemt af en daarmee ook de bijdrage van het landsysteem. Maar bovenal heeft dit invloed op processen en verblijftijden in het oppervlaktewater. Voor stikstof is van belang dat de denitrificatie toeneemt, voor fosfor blijkt de sedimentatie toe te nemen.

In de stap waarin de diffuse detailontwatering werd toegevoegd gaan niet alleen de afvoerpieken omlaag maar ook de concentratiepieken. Bovendien neemt ook de gemiddelde concentratie af (figuur 5.10).

De toegenomen berging van het systeem heeft een grotere retentie in het oppervlaktewater tot gevolg. tabel 5.3 geeft een overzicht van de retentie bij de verschillende stappen van fase 3. Diffuse detailontwatering wordt geïntroduceerd bij de overgang van stap 3.16 naar 3.17. Hieruit is te zien dat de retentie sterk toeneemt

door deze stap, maar ook dat de uiteindelijke retentie, nadat ook inlaatconcentraties, atmosferische depositie en vooral regionale parameterisering van het oppervlakte-watermodel zijn doorgevoerd, op zeer hoge waarden van 91% voor N en 94% voor P uitkomt. De Klein (2008) geeft voor N retentie factors van 0.5 (+- 0.1) voor kleine sloten tot 3m en 0.6 (+- 0.1) voor grotere waterlopen. Voor P zijn deze waarden 0.3 (+-0.05) en 0.5 (+-0.1).



Figuur 5.10 Stikstofconcentraties bij het meetpunt KOP0401: zonder diffuse detailontwatering (links) en met diffuse detailontwatering (rechts); let op: assen niet uniform geschaald !

Tabel 5.3 Retentie in het oppervlaktewater bij de stappen van fase 3

Stap	retentie N	retentie P
3.11 harmonisatie	72%	73%
3.12 land water	70%	76%
3.12 land nutriënten	76%	82%
3.14 inlaten water	75%	82%
3.15 stedelijk	76%	81%
3.16 AWZI's	77%	82%
3.17 diffuse detailontwatering	95%	97%
3.18 neerslagverdamping	95%	96%
3.19 atmdepositie	96%	96%
3.20 inlaten concentraties	96%	95%
3.21 regionale procesparams ow	91%	94%

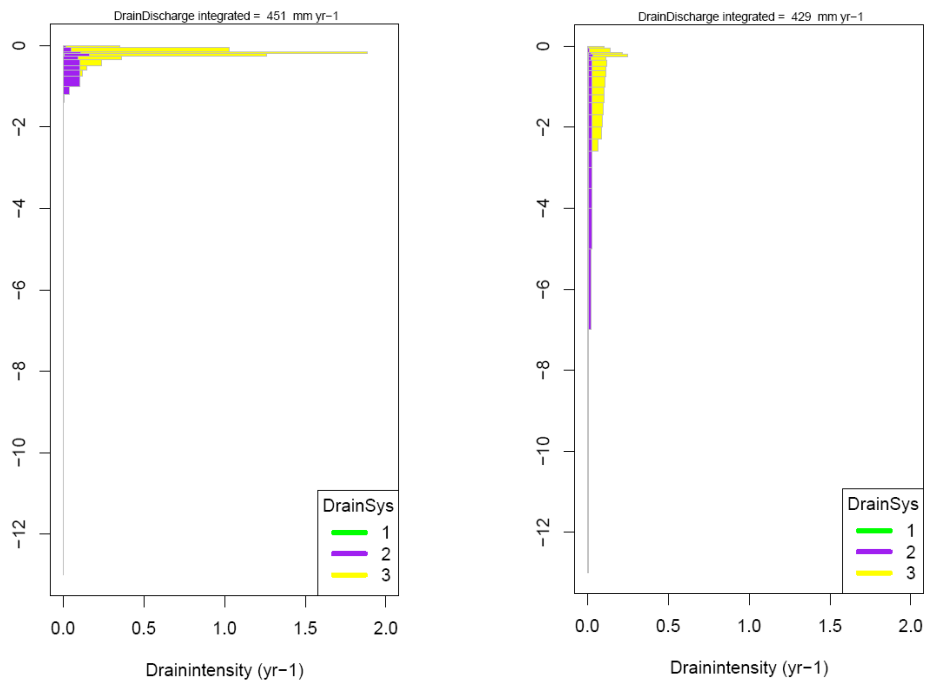
5.3 Modelprocessen: invloed stromingspatronen

Verblijftijden

De oorzaak van de lage N- en P-afvoer moet voor een belangrijk deel gezocht worden in de wijzigingen van de methodiek waarmee de route wordt beschreven die het neerslagoverschot volgt in zijn weg van maaiveld naar oppervlaktewater. Deze route bepaalt de verblijftijden van water en meegevoerde stoffen en wordt in SWAP en ANIMO modelmatig beschreven door een bepaalde verdeling te veronderstellen voor de laterale waterafvoeren als functie van de diepte. De methodiek is gedocumenteerd (Groenendijk and Van de Eertwegh, 2004) en in diverse studies toegepast. De parameterisering van deze methodiek op een onafhankelijke generieke manier is lastig. Het gaat daarbij om de regionale gegevens van ontwateringsmiddelen: diepte, onderlinge afstand en weerstanden.

Het belang van deze parameterisering is groot voor deze deelstudie en heeft veel aandacht gekregen. Voor *plot 60120* is het effect geïllustreerd door de langjarig gemiddelde laterale waterafvoer als functie van de diepte weer te geven voor het aanvankelijke en het resulterende model (figuur 5.11). Bij aanvang van fase 3 vond waterafvoer vooral plaats uit de bovenste 20 cm. Dit is voor een gebied als de Krimpenerwaard niet plausibel; studies bij vergelijkbare gebieden geven aan dat de afvoer van water en stoffen vooral plaatsvindt in een toplaag met een dikte van circa 2 meter (Meinardi, 2005).

Door aanpassing met regionale data is een verschuiving tot stand gebracht in de diepte waarop lateraal water wordt onttrokken. Dit heeft geleid tot een afvoerpatroon waarbij water wordt afgevoerd uit diepere bodemlagen. Dit is plausibeler dan de ondiepe afvoer uit de bovenste 20 cm; het ontbreekt echter aan een goede onderbouwing van de diepte tot waar de laterale waterafvoer reikt.

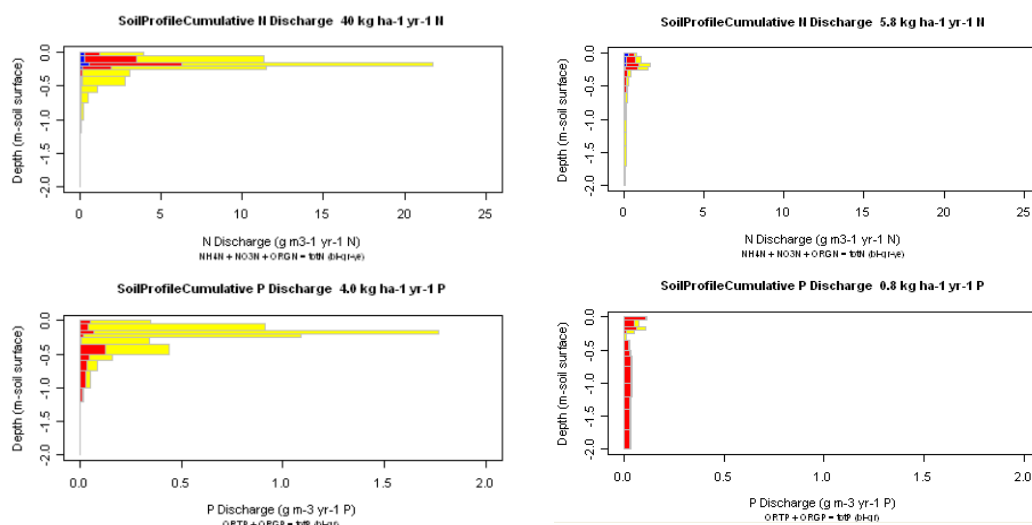


Figuur 5.11 Langjarige gemiddelde laterale waterafvoer als functie van de diepte in het aanvankelijke model (links) en het resulterende model (rechts) van plot 60120

Voorraadvorming nutriënten in de bodemprofielen.

De wijziging in de diepte waarop water naar het oppervlaktewater stroomt resulteert erin dat water dieper het bodemprofiel indringt. In de Krimpenerwaard mengt het water zich met water in bodemlagen die lage nutriëntenconcentraties hebben. Dit geldt vooral voor stikstof en in mindere mate voor fosfor. De ondergrond van het landsysteem heeft lage initiële concentraties gekregen waardoor de concentraties stikstof (vooral $\text{NH}_4\text{-N}$) op grotere diepte (>1m-mv) laag zijn. Gevolg is dat er vanuit deze diepere lagen weinig N kan worden afgevoerd.

In het aanvankelijke model van fase 3 werd niet alleen veel water, maar werden ook vrijwel alle nutriënten uit de bovenste bodemlagen (0-20 cm) afgevoerd (figuur 5.12). In het resulterende model van fase 3 worden nutriënten dieper uit het profiel afgevoerd met lage vrachten omdat de concentraties op grotere diepte lager zijn.



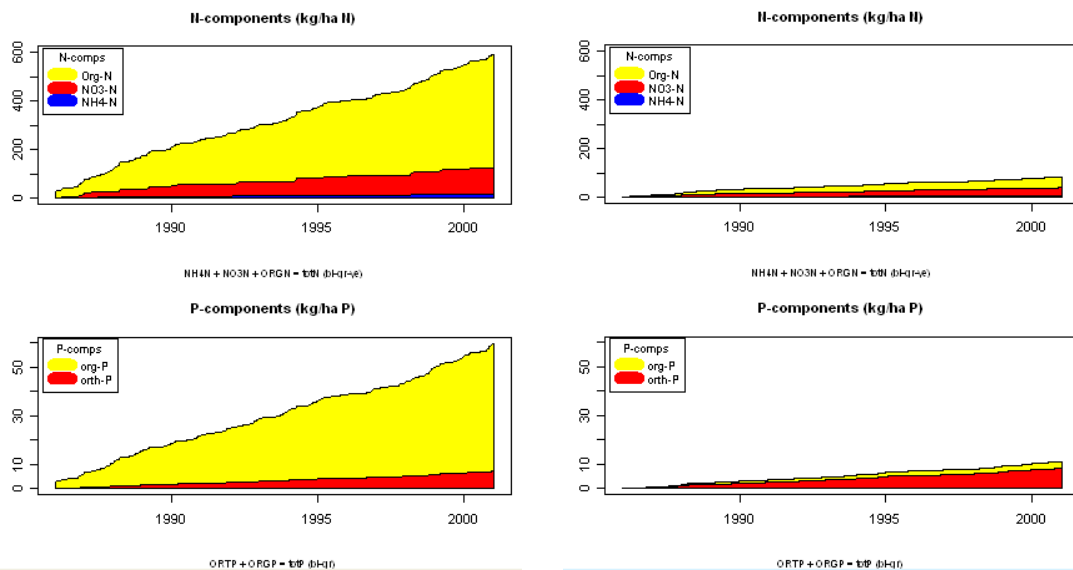
Figuur 5.12 Langjarige gemiddelde laterale N- en P-afvoer als functie van de diepte berekend met het aanvankelijke model (links) en het resulterende model (rechts) voor plot 60120

Het is daarmee duidelijk dat de schatting van initiële concentraties op grotere diepte en het in standhouden van deze concentraties verbetering behoeft. De resultaten van het aanvankelijke model waren meer plausibel dan van het resulterende model, maar kwamen tot stand door de compensatie van een foute aanname door een andere foute aanname. Het lag niet binnen het bestek van dit deelproject een generieke manier te vinden om modelparameters en modelinvoer zodanig op elkaar af te stemmen dat de doorstroomde diepte en de concentraties in de doorstroomde bodemlaag leiden tot N-vrachten van ca. $40 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ en P-vrachten van ca. $4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$.

Diverse aanwijzingen zijn er wel om de concentraties in de doorstroomde laag te berekenen. Bij de huidige modelopzet worden de concentraties in de doorstroomde laag in belangrijke mate bepaald door het model een voorgeschiedenis van 45 jaar door te rekenen. Bij het startpunt van de berekening worden initiële concentraties en een initiële voorraad nutriënten in het bodemprofiel verondersteld. Het gaat daarbij om substantiële hoeveelheden. Ter illustratie: een veenpakket van 13 meter dik herbergt een voorraad van duizend ton/ha organisch N.

In het aanvankelijke model van fase 3 werd de vracht vanuit het landsysteem gedomineerd door organisch N (figuur 5.13), wat als niet realistisch wordt beschouwd, omdat bij veenuitloging in eutrofe venen de bijdrage van minerale N-vormen relatief groot zou moeten zijn. Eén van de redenen om aan te sluiten bij de resultaten van de recente STONE2.3 in de EMW2007-studie (Willems et al., 2007) was dat er meer mineraal N en P zouden worden berekend. Zoals blijkt uit figuur 5.13 is het niveau laag, maar is de verdeling duidelijk verbeterd door de relatieve toenames van de afvoer van mineraal N en P. Uit de balansen en uit de analyse van tijdverlopen aan de voorraden organische N blijkt dat bij de eindtoestand van fase 3

een realistisch dalend verloop heeft, wat een duidelijke verbetering is tov de begintoestand waar de voorraad organisch N vrijwel ongewijzigd bleef.



Figuur 5.13 Laterale afvoer van N- en P-componenten als functie van de tijd in het aanvankelijke model (links) en het resulterende model (rechts) van plot 60120

Gebaseerd op o.m. studies van Hendriks et al (2002) zijn schattingen gegeven van de initiële concentratie bij de start van de simulaties in 1940 (tabel 5.4).

Tabel 5.4 Initiële N en P concentraties in bodemvocht bij start van de simulaties in 1940

Component	Startwaarde F3	Schatting	Eenheid
NH4-N	0.44	5.0	mg/l N
NO3-N	0.27	0.0	mg/l N
Org-N	0.0	7.5	mg/l N
ortho-P	0.3	0.2	mg/l P
Org-P	0.0	0.1	mg/l P

Aanvullende berekeningen met de hogere waarden voor de initiële concentraties (tabel 5.4) laten fors hogere N- en P-vrachten zien.

De N- en P-vrachten worden eveneens verhoogd door de doorstroomde diepte kleiner te nemen.

Andere mogelijke aanpassingen die tot hogere N- en P-vrachten kunnen leiden:

- de distributie coëfficiënt voor de verdeling van $\text{NH}_4\text{-N}$ over vloeibare en vaste fase. De huidige waarden zijn hoog (mond. meded. RFA Hendriks);
- de nitrificatie-snelheid, welke de omzetting van nitraat naar ammonium aanstuurt;
- de verdeling van organische stof over verschillende pools met specifieke afbraaksnelheden en samenstelling. Uit calibraties van Hendriks (mond.med.) op veld en kolommen bleek dat er bij veenafbraak minder veen via de vloeibare fase wordt omgezet en dat de afbraak van organische stof in de vloeibare fase mogelijk minder snel verloopt dan nu wordt aangenomen.

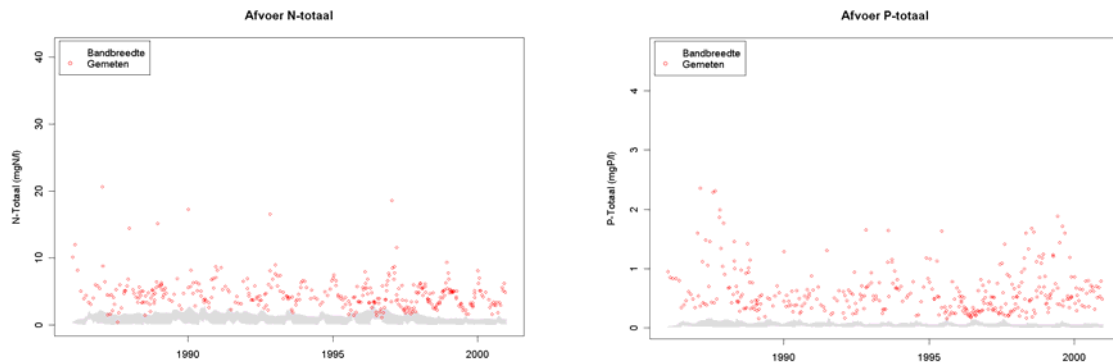
Het betreft aanpassingen die nadere metingen, studie en/of onzekerheidsanalyses vergen.

Oppervlaktewaterstroom

De regionale parameterisering van het oppervlaktewatermodel blijkt een groot effect op de gemodelleerde nutriëntenconcentraties te hebben.

Het is echter lastig deze parameters exact te bepalen. Om een inzicht te krijgen in de effecten van een gewijzigde parameterisering is een bandbreedte analyse uitgevoerd voor de oppervlaktewaterkwaliteitsmodule. Hierbij zijn geschatte minimale en maximale waarden voor een vijftal parameters bepaald en gecombineerd tot 32 runs. De bandbreedte analyse voor de Krimpenerwaard en voor de 3 andere proefgebieden wordt beschreven door Mulder et al (in prep).

In figuur 5.14 zijn de resultaten voor totaal N en P uitgezet. Hier is te zien dat ook met andere parameter instellingen de berekende waarde voor stikstof en fosfor onder de gemeten waarden zullen blijven. Ook de dynamiek wordt niet sterk beïnvloed en verbeterd.



Figuur 5.14 Bandbreedte voor de afvoer van stikstof (links) en fosfor (rechts) uit het uitstroompunt

Balansen

De balansen van de verschillende deelsystemen (land, water, kwantiteit, kwaliteit) van het fase 3 modelsysteem zijn per definitie sluitend omdat de gehanteerde modellen balansen oplossen. De balansen op gebiedsniveau kunnen, bij de huidige opzet, afwijkingen vertonen omdat de uitwisseling van informatie tussen de deelsystemen niet volledig op elkaar kan worden afgestemd. Het kan bijvoorbeeld gebeuren dat er stoffen vanuit het oppervlaktewater naar de bodem infiltreren die modelmatig niet de bodem ingaan doordat bij het bodemsysteem de randvoorwaarden voor infiltratie afwijken van de berekende concentraties in het oppervlaktewater. Deze interne balansafwijkingen kunnen worden voorkomen of geminimaliseerd door voor het deelsysteem waterkwantiteit meer detail aan te brengen in de uitwisselingsfluxen (meer systemen en scheiding tussen drainage/infiltratie). Voor het deelsysteem waterkwaliteit kan de gegevensuitwisseling tussen de deelsystemen land en water

beter per deeltijdstap plaatsvinden ofwel er kan een iteratief rekenschema worden gehanteerd.

6 Verschillen ten opzichte van Fase 2

6.1 Waterkwaliteit

Kengetallen van concentraties N-totaal en concentraties P-totaal voor Fase 2⁶ en 3 zijn weergegeven in tabel 6.1 en 6.2. De resultaten van beide fasen zijn getoetst aan de metingen. Hierbij zijn alleen de rekenresultaten meegenomen op de tijdstippen (dagen) dat er ook metingen waren.

Het gemiddelde is weergegeven van de concentraties in de meetpunten waarlangs het meeste water wordt afgevoerd (KOP0427, KOP0801, KOP1001, ofwel bij de gemalen Verdoold, Veurink en Krimpenerwaard).

Uit de vergelijking met de metingen blijkt dat zowel voor N-totaal als voor P-totaal geldt de resultaten van het resulterende model van Fase 3 de metingen minder goed benaderen dan de resultaten van Fase 2. De variatie is afgenomen doordat water dieper door het landsysteem is afgevoerd via bodemlagen die lage concentraties nutriënten bevatten (zie paragraaf 5.3).

Tabel 6.1 Karakteristieken van gemeten en berekende N-totaal concentraties (mg.l⁻¹N) in het oppervlaktewatersysteem over de periode 1986-2000 voor eind Fase 2 en eind Fase 3 bij het uitlaatpunt

	min	1ste kwartiel	Mediaan	gemiddelde	3e kwartiel	Max
Gemeten	0.40	3.30	4.33	4.68	5.56	20.62
Fase 2	0.04	0.25	0.70	1.23	1.98	7.87
Fase 3	0.13	0.33	0.51	0.58	0.73	1.59

Tabel 6.2 Karakteristieken van gemeten en berekende P-totaal concentraties (mg.l⁻¹ P) in het oppervlaktewatersysteem over de periode 1986-2000 voor eind Fase 2 en eind Fase 3 bij het uitlaatpunt

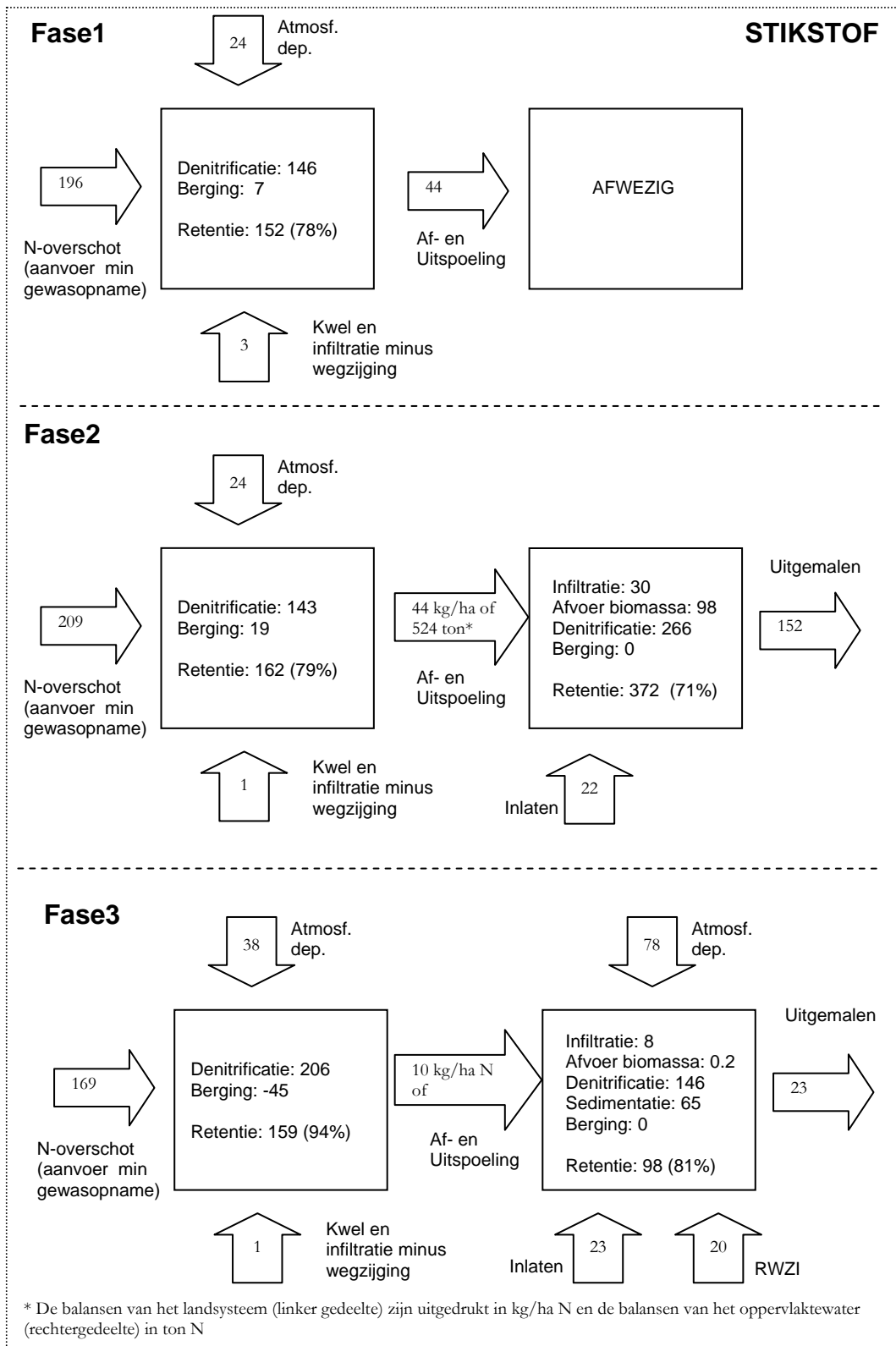
	min	1 ^{ste} kwartiel	Mediaan	gemiddelde	3 ^e kwartiel	Max
Gemeten	0.15	0.34	0.51	0.61	0.72	2.35
Fase 2	0.04	0.12	0.17	0.17	0.21	0.35
Fase 3	0.01	0.02	0.04	0.04	0.05	0.14

6.2 Nutrientenbalansen

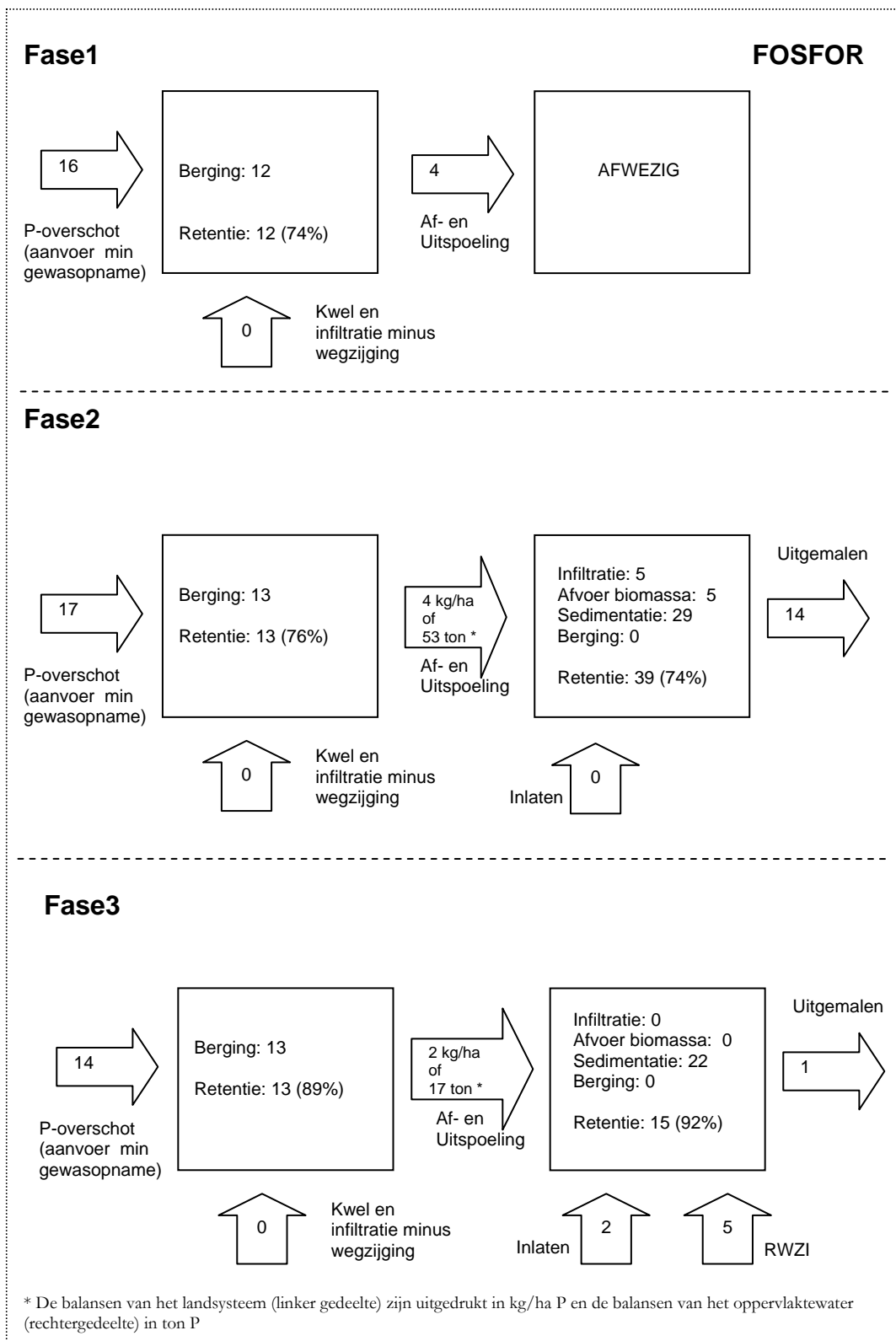
Figuur 6.1 en figuur 6.2 zijn schematische weergaven van de stikstofbalansen en fosforbalansen van Fasen 1, 2 en 3. De retentie van N en P in het oppervlakte-watersysteem is van Fase 2 naar Fase 3 toegenomen met name door het toevoegen van de diffuse detailontwatering. Dit was ook één van de aanbevelingen uit Fase 2. De afvoer van N en P uit het gebied is daarbij ook licht toegenomen met name door de hogere belasting door het verbeteren van de inlaten.

Hoewel de resultaten van fase 2 beter waren dan van het resulterende model van fase 3 bestaan er twijfels over de voorspelkracht van het fase 2-model, omdat het resultaat werd bereikt door de compensatie van een zwakke aanname door een andere foutieve aanname. Voor het voorspellen van relatieve trends als gevolg van reducties van mestgiften kan het fase 3 model desondanks toch beter presteren dan het fase 2 model.

⁶ D.w.z: de Harmonisatie Fase 2



Figuur 6.1 Stikstofbalansen voor Fase 1, 2 en 3, in kg/ha N voor het land (linker gedeelte) en in ton N voor het opp.v.water (rechtergedeelte).



Figuur 6.2 Fosforbalansen voor Fase 1, 2 en 3, in kg/ha P voor het land (linker gedeelte) en in ton P voor het opp.water (rechtgedeelte)

7 Conclusies

7.1 Doelstelling fase 3

In Fase 3 is 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.

7.2 Algemene conclusies

De overall conclusie is dat Fase 3 een verbetering is ten opzichte van Fase 2 (harmonisatie fase 2). Alle bekende bronnen zijn gekwantificeerd en daardoor zijn de balansen verbeterd.

De regionale parameterisering van de nutriëntenopbouw en de verblijftijden in de bodem is van groot belang voor de af- en uitspoeling vanuit het landsysteem. De variatie is afgenomen doordat water dieper door het landsysteem is afgevoerd via bodemlagen die lage concentraties nutriënten bevatten (zie paragraaf 5.3).

Voor de gebiedsafvoer van N en P zijn de regionale parameters voor diffuse detailontwatering, waterinlaat en meteorologie van groot belang gebleken. Ondanks de verbeteringen worden oppervlaktewaterconcentraties in het resulterende model van fase 3 onderschat.

7.3 Waterkwantiteit

De berekende grondwaterstanden voor de periode 1986-2000 vertonen een goede overeenkomst met de resultaten van de gedetailleerde bodemkartering, gebaseerd op een groot aantal metingen in de periode 1984-1986.

De puntbronnen AWZI's zijn beter in het model ingebracht; het effect op de waterafvoer is beperkt.

De schematisering van het modelsysteem zorgt ervoor dat de ruimtelijke variatie in regionale data (bijvoorbeeld lokale aanwezigheid van kwel en wegzijging) geheel of gedeeltelijk verdwijnt. Voor deze aanpak is gekozen omwille van de consistentie met

de andere 3 proefgebieden. Voor het correct toekennen van randvoorwaarden is een hogere ruimtelijke resolutie van randvoorwaarden dan in STONE2.3 gewenst.

De regionale gegevens hebben geresulteerd in een verhoging van de wegzijging en een verlaging van de kwel. De ruimtelijke schematisering zorgt voor kwel langs alle rivieren, hetgeen langs de Hollandse IJssel niet realistisch is.

De introductie van diffuse detailontwatering heeft een groot effect op zowel waterinlaat als op de uitgemaalene hoeveelheden water. Het resulteert in meer open water, minder dynamiek en het minder vaak aanslaan van pompen om water uit te slaan.

De berekende waterafvoer via gemalen is lager dan de gemeten afvoer. De gemiddelde waarden verschillen ca 25%, terwijl de mediane waarden redelijk overeenkomen. De gemeten waterafvoeren zijn gebaseerd op geregistreerde maaluren en maalcapaciteit waarvan de onnauwkeurigheid niet bekend is; de werkelijke maalcapaciteit is altijd lager dan de fabrieksopgaven t.g.v. slijtage, dus waarschijnlijk is de werkelijke afvoer lager en kan hiermee een deel van het verschil tussen gemeten en berekende afvoer worden verklaard.

De berekende ingelaten watervolumes zijn eveneens lager dan de gemeten waarden. Nagegaan moet worden of dit veroorzaakt kan worden door een additionele waterbehoefte voor doorspoelen tijdens zomermaanden al dan niet in combinatie met een onjuiste verdeling (ruimte/tijd) van de kwel/wegzijging en een nadere analyse van de juistheid van de verdamping. Een geringe afwijking in de boven- of onderrand van het landsysteem heeft een groot effect op de wateraanvoer: 2% toename van de verdamping resulteert in 20% meer waterinlaat.

De regionale oppervlaktewaterpeilen en bijbehorende drainageweerstanden hebben een grote invloed op de waterfluxen tussen land en oppervlaktewater. Ze beïnvloeden de grootte van de fluxen maar nog belangrijker: ze beïnvloeden ook de verblijftijden en daarmee direct de af- en uitspoeling van nutriënten. Door het ontbreken van meetgegevens is een toetsing van oppervlaktewaterpeilen nog niet uitgevoerd.

De diepte van de stroombanen die de waterstroming beschrijven van het maaiveld naar het oppervlaktewater is van groot belang op de afgevoerde nutriëntenvracht. De invoergegevens voor het bepalen van de diepte van de waterstroming naar het oppervlaktewater dienen verbeterd te worden. Daarbij gaat het om de gegevens van ontwateringsmiddelen: diepte, onderlinge afstand en weerstanden. Zonder calibratie zijn deze gegevens lastig in te schatten.

7.4 Waterkwaliteit

De ruimtelijke en temporele parameterisering van de historische bemesting heeft een verbeterde inschatting van de fosforophoping in de bodem opgeleverd. Hierdoor zijn de potentiële mogelijkheden voor af- en uitspoeling van fosfor vanuit het

landsysteem verbeterd. Verdere verbetering vereist meer meetpunten inclusief de P-beschikbaarheid.

De afvoer van stikstof uit het gebied in de eindtoestand van fase 3 bedraagt 19% van de uitspoeling van stikstof uit het landsysteem en slechts 0.4% van de aanvoer naar het landsysteem.

De afvoer van fosfor uit het gebied in de eindtoestand van fase 3 bedraagt 8% van de uitspoeling uit het landsysteem en slechts 0.2% van de aanvoer naar het landsysteem.

Het effect van de aangepaste historische bemesting op de N- en P-afvoer is beperkt.

De introductie van de depositie heeft grote gevolgen voor de N-balans. De aanvoer van stikstof is met 50% toegenomen (bij de (te) lage afvoer vanuit het land).

Denitrificatie is de grootste afvoerterm van de N-balans voor het oppervlaktewater. De hoge waarden van deze afvoerpost resulteren in zeer hoge retenties (>90%) in het oppervlaktewater.

Sedimentatie van P is de grootste afvoerterm van de P-balans voor het oppervlaktewater. Daarbij wordt 3 keer zoveel P vastgelegd in minerale delen dan in organische delen.

Er is gebruik gemaakt van beschikbare gebiedsgegevens en gebiedskennis over veensoorten en bijbehorende water- en nutriëntenhuishouding. Deze informatie is echter onvoldoende om op een generieke wijze zonder calibratie te komen tot goede rekenresultaten op de regionale schaal van deze studie.

De invloed van initiële schattingen voor de bodemvoorraad bij de start van de simulaties op de afgevoerde N- en P-vrachten is erg groot. De initiële schatting kan worden verbeterd.

De verhouding tussen organisch-P en ortho-P is tijdens deze fase in gunstige zin verschoven in de richting van een groter aandeel ortho-P wat realistischer is dan het lage aandeel ortho-P dat bij aanvang van deze fase 3 werd berekend.

De onzekerheden in de modellering van de processen in het oppervlaktewater zijn groot.

Regionale gegevens zijn van groot belang voor het kwantificeren van de uitspoeling en de gebiedsafvoer. Het feit dat de resultaten niet in overeenstemming zijn met de gemeten concentraties en t.o.v. fase 2 een verslechtering betekenen, geeft aan welke processen en patronen nader onderzocht moeten worden. Juist doordat systematisch de effecten van regionale gegevens zijn onderzocht worden kennishiaten steeds duidelijker.

8 Aanbevelingen

De conclusies welke in Fase 3 zijn getrokken geven richting aan de onderdelen welke aangepast dienen te worden in de volgende fases van het modelsysteem. Op basis van deze conclusies kunnen de volgende aanbevelingen worden gedaan:

8.1 Waterkwantiteit

Het ruimtelijk schaalniveau van het modelsysteem dient afgestemd te worden op de kritische systeemparameters van het stroomgebied en de ruimtelijke variatie hierin. In De Krimpenerwaard betekent dit een betere lokale toekenning van kwel en wegzijging. Ook gedetailleerdere neerslaggegevens afkomstig van radar kunnen dan ruimtelijk gedifferentieerd worden toegekend.

De modellering van de waterinlaat moet worden verbeterd. Met een verbeterde ruimtelijke schematisering dienen aanvullende analyses te worden uitgevoerd om de oorzaak van het verschil tussen berekende en gemeten ingelaten watervolumes te achterhalen. Het is tijdens fase 3 onvoldoende duidelijk geworden of dit verschil wordt veroorzaakt door een additionele waterbehoefte voor doorspoelen tijdens de zomermaanden al dan niet in combinatie met een onjuiste verdeling (ruimte/tijd) van de kwel/wegzijging en/of door onjuistheden in de berekening van de verdampingsvraag door het landsysteem.

De berekeningen voor de diepte van de waterstroming naar oppervlaktewater moet worden verbeterd. Daarbij gaat met name om de aanpassing van gegevens van ontwateringsmiddelen: diepte, onderlinge afstand en weerstanden. Een analyse van verblijftijden in de bodem en de route die het inlaatwater volgt binnen het bemalingsgebied moet de basis vormen voor een evaluatie en eventuele aanpassing van de procesbeschrijving.

De wateraanvoer en waterafvoer kunnen beter worden gemodelleerd door dagcijfers te gebruiken van ingelaten en uitgemaalen debieten. Vooral het gebruik van gegevens van het nieuwe gemaal Krimpenerwaard (vanaf 2005/2006) leent zich voor verbeteringen. Daarbij moeten ook gemeten afvoeren volgens geregistreerde maaluren en pompcapaciteiten vergeleken worden met recentere metingen om de betrouwbaarheid van de afvoermetingen te kwantificeren. Echter kan door de werkwijze van het project Monitoring Stroomgebieden geen gebruik worden gemaakt van deze gegevens omdat deze zullen worden gebruikt voor de validatie van het modelsysteem.

De gegevensuitwisseling tussen het land en het oppervlaktewater-systeem kan worden verbeterd door meer detail aan te brengen in de uitwisselingsfluxen; overweeg meer onderscheid in drainage systemen, maar introduceer in elk geval een scheiding tussen drainage- en infiltratie-fluxen.

De berekende peilen in het oppervlaktewater dienen getoetst te worden aan gemeten peilen (meetnet peilen) die tot nu toe niet benut zijn omdat ze niet beschikbaar waren.

8.2 Waterkwaliteit

Voor een verbeterde inschatting van de fosforophoping en de oplading van de bodem door historische bemesting zijn aanvullende metingen nodig in de bodem van het gebied.

Aanvullende metingen van nutriënten in het bodemvocht zijn nodig om de initiële en de oplading van de bodemvoorraad beter te kunnen inschatten. Dit is nodig omdat deze initiële waarden de uitspoeling en de resulterende concentraties in belangrijke mate blijken te bepalen.

Om op een generieke wijze zonder calibratie te komen tot goede rekenresultaten, op de regionale schaal van deze studie, dient meer informatie beschikbaar te komen over veensoorten en de bijbehorende water- en nutriëntenhuishouding.

Nadat de af- en uitspoeling vanuit het landsysteem is verbeterd dient in het oppervlaktewatersysteem de uitwisseling met bagger verbeterd te worden om maatregelen zoals baggeren te kunnen modelleren.

Voor de berekeningen vanaf 2000 dienen meetgegevens van de Vlist gebruikt te worden voor de inlaatkwaliteit i.p.v. de aanname dat de Vlist dezelfde samenstelling heeft als de Lek bij Nieuwegein.

De parameterisering van de processen van het oppervlaktewatersysteem dient te worden verbeterd. Met verbeterde parameterwaarden kan de betrouwbaarheid van de berekende concentraties en vrachten worden verhoogd en de bandbreedte als gevolg van onzekerheden over parameters kan worden verkleind.

Om balansafwijkingen van het overall systeem te minimaliseren verdient het aanbeveling om de gegevensuitwisseling te verbeteren tussen het land- en het oppervlaktewater-systeem door de introductie van een iteratief rekenschema of door (op tijdstap basis) gekoppeld te rekenen.

Literatuur

Arts, G.H.P., M. Groenendijk & F.J.E. van der Bolt, 2005. *Systeemverkenning Krimpenerwaard*, Alterra-rapport 969. Alterra, Wageningen.

Bakel, P.J.T. van, H.Th.L. Massop, J.G. Kroes, J. Hoogewoud, R. Pastoors en T. Kroon, 2008. *Actualisatie Hydrologie voor STONE 2.3; Aanpassing randvoorwaarden en parameters, koppeling tussen NAGROM en SWAP, en plausibiliteitstoets*. WOt-rapport 57, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu (MNP), Wageningen, Alterra.

Cultuurtechnische Vereniging, 1988. *Cultuur technisch vademecum*, Utrecht.

Finke, P.A., D.J. Brus, M.F.P. Bierkens, T. Hoogland, M. Knotters en F. de Vries. 2004. Mapping groundwater dynamics using multiple sources of exhaustive high resolution data. *Geoderma* 123, p 23 - 39.

Meinardi, C.R. 2005. *Stromen van water en stoffen door de bodem en naar de sloten in de Vlietpolder*. Report 500003004 / 2005. RIVM, Bilthoven.

Gaast, J.W.J. van der, H.Th.L. Massop, H.R.J. Vroon en I.G. Staritsky., 2006. *Hydrologie op basis van karteerbare kenmerken*. Wageningen, Alterra-rapport 1339.

Griffioen, J., P.G.B. de Louw, H.L. Boogaard & R.F.A. Hendriks (2002). *De achtergrondbelasting van het oppervlaktewater met N, P en Cl, en enkele ecohydrologische parameters in westelijk laag-Nederland*. TNO-NITG & Alterra.

Groenendijk, P., and G.A.P.H. van den Eertwegh. 2004. *Drainage-water travel times as a key factor for surface water contamination*. p. 145-178. In R.A. Feddes, G.H. de Rooij and J.C. van Dam (ed.) *Unsaturated zone modeling. Progress, challenges and applications*. Wageningen UR Frontis Series. Vol. 6. Kluwer Ac. Pub. Dordrecht, the Netherlands.

Hendriks, R.F.A., R.Kruijne, J. Roelsma, K. Oostindie, H.P. Oostindie, O.F. Schoumans, 2002. *Berekening van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit de landbouwgronden in vier poldergebieden; analyse van de bronnen*. Rapport 408, Alterra, Wageningen.

Klein, J.J.M., 2008. *From Ditch to Delta, Nutrient retention in running waters*. PhD-thesis Wageningen University, Wageningen, The Netherlands. ISBN 978-90-8504-930-2.

KNMI, 2002. *Klimaatatlas van Nederland. Normaalperiode 1971-2000*.

Kroes, J.G., Van Dam, J.C., 2003. *Reference Manual SWAP version 3.0.3*. Rapport 773, Alterra, Wageningen.

- Kroes, J.G., F.J.E. van der Bolt, T.P. Leenders en L.V. Renaud, 2006a. *Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Krimpenerwaard, Fase 1*. Wageningen, Alterra, Reeks Monitoring Stroomgebieden 5-III.
- Kroes, J.G., P.E. Dik, F. J.E. van der Bolt, T.P. Leenders, L.V. Renaud, 2006b. *Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Krimpenerwaard, fase 2*; Wageningen, Alterra, Reeks Monitoring Stroomgebieden 8-III.
- Kroes, J.G., J.C. van Dam, P. Groenendijk, R.F.A. Hendriks and C.M.J. Jacobs, 2008. *SWAP version 3.2. Theory description and user manual*. Alterra-report 1649, 262 pp, Alterra, Research Institute, Wageningen, The Netherlands.
- Leeuw, C. de, B. Meerkerk, 2004. *Studie herverdeling mest in ruimte en tijd in de Krimpenerwaard*. DLV Rundvee Advies West. Notitie dec 2004, project 'Samen naar goed water in de Krimpenerwaard'.
- Linden W. van der, A.H.M. Kremers en H.J.T. Weerts, 2002a. *Landsdekkende karakterisering topsysteem*. Eindrapport. NITG 02-112-B. Delft.
- Linden W. van der, 2002b. *Landsdekkende karakterisering topsysteem 1: 250.000*. Eindrapport. NITG 02-176-B. Delft.
- Massop H.Th.L., T. Kroon, P.J.T van Bakel, W.J. de Lange, M.J.H. Pastoors en 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.
- Massop, H.Th.L. 2002. *Landelijke karakterisering buisdrainage*. Interne notitie, Alterra, Wageningen.
- Massop H.Th.L. en J.W.J. van der Gaast, 2006. *Intreeweerstand, nader beschouwd. Procesmatig onderzoek naar de relatie tussen de drainageweerstand en de intreeweerstand*. Wageningen, Alterra-rapport 1350.
- Massop H.Th.L., J.W.J. van der Gaast en E. Hermans, 2006. *Kenmerken van het ontwateringsstelsel in Nederland*. Wageningen, Alterra-rapport 1397.
- Mulder J.R., W.J.M. de Groot en A.G. Beekman, 1986. *Een bodemkartering van het landinrichtingsgebied Krimpenerwaard : een veldbodemkundig onderzoek naar de ontstaanswijze van het landschap, de bodemgesteldheid en de bodemgeschiktheid voor weidebouw*. Stichting voor Bodemkartering (Stiboka) Rapport no. 1736, Wageningen.
- Schoumans, O.F., R. van den Berg, A.H.W. Beusen, G.J. van den Born, L. Renaud, J. Roelsma en P. Groenendijk, 2004. *Quick Scan van de milieukundige effecten van een aantal voorstellen voor gebruiksnormen. Rapportage in het kader van de Evaluatie Meststoffenwet 2004*. Alterra-rapport 730.6. Alterra, Wageningen.

Sluiter, Rob & Jon Nellestijn, 2002. *KlimaatAtlas van Nederland; De Normaalperiode 1971-2000*. Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut (KNMI), De Bilt.

C.L. van Beek, 2007. *Nutrient losses from grassland on peat soil*. PhD thesis Wageningen University 120 pp

Van den Ham, A., C.H.G. Daatselaar, G.J. Doornewaard, D.W. de Hoop, 2007. *Bodemoverschotten op landbouwbedrijven. Deelrapportage in het kader van de Evaluatie Meststoffenwet 2007 (EMW2007)*. Rapport 3.07.05. LEI, Den Haag.

Willems, W.J., A.H.W. Beusen, L.V. Renaud, H.H. Luesink, J.G. Conijn, G.J. v.d. Born, J.G. Kroes, P. Groenendijk, O.F. Schoumans en H. v.d. Weerd, 2008. *Prognose milieugevolgen van het nieuwe mestbeleid. Achtergrondrapport Evaluatie Meststoffenwet 2007*. Milieu en Natuur Planbureau, Rapport nr 5000124002/2007.

In voorbereiding:

Mulder et al.. Bandbreedte voor vier Stroomgebieden.

Bijlage 1 Harmonisatie fase 2 Krimpenerwaard

1. Introductie

Fase 2 van het project ‘Monitoring Stroomgebieden’ is voor alle gebieden afgerond en gerapporteerd. Fase 2, STONE regionaal met eenvoudige modellering van het oppervlaktewatersysteem, is door voortschrijdend inzicht en ervaring voor ieder gebied op een aantal onderdelen anders uitgevoerd. Hierdoor betekent ‘fase 2’ voor ieder gebied ook iets anders. Omdat in de synthese alle fases worden getoetst, dient fase 3 uniform uitgevoerd te zijn. Doel van deze harmonisatie fase 2 is daarom het gelijktrekken van de modellering van de 4 stroomgebieden.

Harmonisatie fase 2 is het eindpunt van fase 2. De aanbevelingen uit Harmonisatie fase 2 zijn het startpunt voor fase 3. Omdat de aanbevelingen in fase 2 op hoofdlijnen zijn gegeven, blijven deze aanbevelingen hoogstwaarschijnlijk relevant voor fase 3.

In deze bijlage wordt een vergelijking gemaakt tussen de rekenresultaten van de Harmonisatie fase 2 (HF2) en de gerapporteerde (Kroes et al., 2006b) rekenresultaten van fase 2 (F2).

De harmonisatie was nodig om de verschillen tussen F2 en HF2 terug te brengen. De harmonisatie-verschillen zijn verdeeld over de onderwerpen:

- landsysteem;
 - o Schematisering
 - o Waterkwantiteit
 - o Waterkwaliteit
 - Initialisatie
 - Bemesting
 - Randvoorwaarden (atmosferische depositie, kwel, infiltratie)
- Oppervlaktewater
 - o Schematisering
 - o Waterkwantiteit
 - o Waterkwaliteit
 - Initialisatie
 - Randvoorwaarden (Atmosferische depositie, kwel, inlaat)
- Modelversies en parametersettings

De verschillen worden beschreven op basis van de rekenresultaten voor de periode 1986 t/m 2000.

2. Landsysteem

2.1 Schematisering

Bodem

De bodemkaart is in F2 omgezet naar grids met een resolutie van 5 m; dezelfde bodemkaart is bij HF2 omgezet naar 25 m grids.

Bij F2 is de hoofdbodemcode (kolom eerste_bod) voor de vertaling naar PAWN-bodemeenheden gebruikt, bij HF2 is de verfijnde bodemcode (kolom code) gebruikt.

Landgebruik

Het areaal land is in F2 gecorrigeerd op basis van het oppervlakte open water

Er is gebruik gemaakt van peilgebieden, waarbinnen afwateringseenheden zijn bepaald mbv module in AA

De afwateringseenhedenkaart is in F2 aangemaakt op 100m resolutie, dezelfde kaart is in HF2 vergrid naar 25m resolutie.

De vertaaltabel voor LGN4 naar STONE-landgebruik is gelijk gebleven.

In F2 is gerekend voor het stedelijk gebied, in HF2 is het stedelijk gebied buiten beschouwing gebleven.

Rekeneenheden

Op basis van de unieke combinaties (landgebruik/bodem/Gt) is, handmatig, een passende STONE-plot toegekend. Daarbij is plot 3960 zowel voor bemest grasland als voor stedelijk gebied gebruikt.

De uiteindelijke verschillen zijn gegeven in tabel 1 voor de landgebruiksvormen en in tabel 3 per rekeenheid.

Tabel 1 Landgebruik (ha) tijdens F2 en HF2

Landgebruik	F2	HF2
gras	9433	11347
mais	23	27
natuur	302	244
ov.bouwland	36	163
stedelijk/gras	1607	0
Grand Total	11401	11781

2.2. Bemesting

De toegepaste bemestingscombinaties zijn in F2 en HF2 afgeleid van Stone-plots. Deze combinaties zijn gewijzigd doordat andere gewas-bodem combinaties zijn gebruikt voor de mest-toekenning (tabel 2).

Tabel 2. Combinaties van gewas-bodem gebruikt voor de mest-toekenning tijdens F2 en HF2: oppervlakte en bijbehorende Stone-plot

bemestingscombinaties	Oppervlakte(ha)		bijbehorende STONE-plot	
	F2	HF2	F2	HF2
Gras-veen	9648		3813	
Gras-klei	1699		4349	
Mais-veen	19		3985	3952
Mais-klei	8		3821	4343
Akkerbouw-veen	20		4035	
Akkerbouw-klei	24		3793	4413

Tabel 3. belangrijkste kenmerken van de rekeneenheden tijdens F2 en HF2

F2					HF2			
Volg Nr	Plotnr Stone	Oppervlakte (m ²)	Landgebruik	Plotnr Krimp ⁷	Plotnr Stone	Oppervlakte (m ²)	Landgebruik	Plotnr Krimp ³
1	688	1072706.2	gras	61830	688	1220625	gras	61830
2	1619	61481.0	natuur	41730	1619	24375	natuur	41735
3	2747	24989.6	ov.bouwland	31730	2747	6875	ov.bouwland	31730
4	2747		ov.bouwland	31735	2747	18125	ov.bouwland	31735
5	2777	986246.9	natuur	40320	2777	1190000	ov.bouwland	40320
6	2813	115678.1	mais	20320	2813	133750	mais	20320
7	3320	55853862.5	gras	60120	3320	67835000	gras	60120
8	3511	72321.9	natuur	41830	3511	85000	natuur	41830
9	3562	1264709.4	natuur	40120	3562	1538750	natuur	40120
10	3587	273877.1	gras	61730	3587	5000	gras	61735
11	3612	133647.6	ov.bouwland	30120	3612	178750	ov.bouwland	30120
12	3644	4747.9	gras	61735	3644	290000	gras	61730
13	3952	43737.5	mais	20120	3952	56250	mais	20120
14	3960	16072530.3	stedelijk/gras	61660	3960	1250	gras	61660
15	3981	12193906.9	gras	61820	3981	14338750	gras	61820
16	4216	45787.5	natuur	41920	4216	55000	natuur	41920
17	4335	124455.7	natuur	42040	4335	130625	natuur	42040
18	4414	2209.5	natuur	41835	4414	2500	natuur	41835
19	4415	23907666.7	gras	60320	4415	28640000	gras	60320
20	4435	23145.8	natuur	41735	4435	71250	natuur	41730
21	4483	442987.3	natuur	41820	4483	528750	natuur	41820
22	4496	69999.9	mais	21820	4496	80625	mais	21820
23	4505	163730.4	gras	61835	4505	179375	gras	61835
24	4568	81900.5	gras	62040	4568	91875	gras	62040
25	4569	32641.5	ov.bouwland	32040	4569	32500	ov.bouwland	32040
26	4615	142683.7	ov.bouwland	31820	4615	139375	ov.bouwland	31820
27	4615	?	ov.bouwland	31830	4615	8750	ov.bouwland	31830
28	4615	?	ov.bouwland	31835	4615	31875	ov.bouwland	31835
29	4687	550.4	mais	21920	4687	625	mais	21920
30	4990	774017.4	gras	61920	4990	865625	gras	61920
31	5021	19034.9	ov.bouwland	30320	5021	21250	ov.bouwland	30320
32	5976	2663.0	ov.bouwland	31920	5976	6250	ov.bouwland	31920
totaal					totaal			
114007917.0					117808750			

⁷ PlotnrKrimp is een samenstelling van 5 cijfers (code 'abbcc', a=landgebruik, bb=bodem, cc=gt)

2.3. Randvoorwaarden

niet gewijzigd

2. Oppervlaktewater

2.1 Schematisering

Diffuse detailontwatering (toegevoegde berging) is verwijderd

Hiermee is tevens het gemodelleerde areaal open water opnieuw bepaald. Het oppervlakte in F2: 2352 ha, in HF2: 274.4 ha (kolom MaxWaterArea in bestand SWQN_OutLayout.csv). Dit is vooral van invloed op de boven- en onderrandvoorwaarden die aan het modelsysteem worden opgelegd. Aangezien deze randen bij aanvang van fase3 op nul gezet zal de invloed nihil zijn.

2.2 Waterkwantiteit

Initiële peilen verschillen

Neerslag en verdamping zijn op 0 gezet

Inlaatwater is afgestemd op de watervraag vanuit de bodem (inlaat = bodeminfiltratie)

2.3 Waterkwaliteit

De begintoestand is gewijzigd, (file NuswaLite_Initial.csv), zie onderstaande tabellen met voorbeelden van de 1^e 3 nodes in het oppervlaktewater:

F2:

Node	BFI	BRo	CON	CMN	COP	CMP	Sediment Thickness
1	1.00000	1.00000	3.80000	1.60000	0.30000	0.15000	0.01000
2	1.00000	1.00000	3.80000	1.60000	0.30000	0.15000	0.01000
3	1.00000	1.00000	3.80000	1.60000	0.30000	0.15000	0.01000

HF2:

Node	Rooting	Reed	Floating	N Organic	N Mineral	P Organic	P Mineral
1	0.00000	0.00000	3.52927	0.31549	1.59224	0.03445	0.19575
2	0.00000	0.00000	3.51584	0.33070	1.60683	0.03643	0.21911
3	0.00000	0.00000	3.76774	0.39013	1.58690	0.04102	0.22623

2.4 Randvoorwaarden

Atmosferische depositie en *kwel* zijn niet gewijzigd

Inlaat is gewijzigd: debieten zijn anders en de gemeten concentraties zijn vervangen door concentraties uit het STONE instrumentarium: voor P op 0, voor N.

Puntbronnen zijn verwijderd.

3. Modelversies en parameterinstellingen

3.1 Modelversies

F2 en HF2 zijn doorgerekend met verschillende versies van de oppervlaktewatermodellen (tabel 4).

Het betreft o.m. de aanpassingen:

- In Nuswalite is een verbetering aan de biomassagroei aangebracht
- biomassa is opgesplitst over floating, rooting and reed met bijbehorende parametersettings

Tabel 4. Modelversies Harmonisatie fase2

Fase	Model	ModelVersie	ModelDatum	Datum Rekenresultaat
F2, HF2	Swap	swap_3_0_3	22-oct-2003	27-jan-2004
F2, HF2	Animo	Animo_4_0_14	17-nov-2004	27-nov-2007
F2	Swqn	SWQN version 1.09	30-mei-2005	13-okt-2005
F2	NuswaLite	NuswaLite versie 1.19	04-nov-2005	09-nov-2005
HF2	Swqn	SWQN version 2.0 (Revision: 73)	07-apr-2008	04-juni-2008
HF2	NuswaLite	NuswaLite version riet (Revision: 118)	14-apr-2008	04-juni-2008

3.2 Parameterinstellingen

Geen wijziging in de parameterinstellingen voor SWQN.

Een overzicht van de parameterinstellingen voor de kwaliteit van het oppervlaktewatersysteem NuswaLite) is gegeven in tabel 5. De wijzigingen t.o.v. F2 zijn met een gele kleur weergegeven in tabel 5.

De modellering en parameterisering van biomassa is gewijzigd

Omzettingssnelheden voor Mineralisatie en Denitrificatie zijn verhoogd; met name de laatste zal invloed hebben op de N-afbraak.

Sedimentatiesnelheden en laagdikte zijn verhoogd, waardoor de sedimentatie van P zal zijn toegenomen.

Tabel 5 Parameterinstellingen voor NuswaLite in F2 en HF2

Sectie [Options]				
Name	Description	Unit	WaardeF2	WaardeHF2
HBotAdd			-0.1	-0.01
Sectie [LivBioPar]				
Name	Description	Unit	WaardeF2	WaardeHF2
LightExtCoef	Light extinction coefficient	-	0.23	NA
LightIntCoef	Light extinction coefficient	-	NA	0.23
ConcNitrCritUpt	Minimum concentration for N uptake	g/m ³	0.00001	0.00001
ConcPhosCritUpt	Minimum concentration for P uptake	g/m ³	0.00001	0.00001
Sectie [Floating Biomass]				
Name	Description	Unit	WaardeF2	WaardeHF2
NitrogenDMRatio	Nitrogen/dry matter ratio of biomass	gN.g ⁻¹	0.1	0.1
PhosphorusDMRatio	Phosphorus/dry matter ratio of biomass	gP.g ⁻¹	0.005	0.005
RespirationRate	Respiration loss during primary production	-	0.3	0.3
MortalityRate	Mortality rate at 20°C	d ⁻¹	0.15	0.05
Q10MortalityRate	Temperature sensitivity for mortality	°C ⁻¹	0.09	0.09
ConcNitrMonod	50%-optimum concentration for N uptake	g/m ³	1.0	0.1
ConcPhosMonod	50%-optimum concentration for P uptake	g/m ³	0.1	0.01
InflowCFB	'background' inflow of floating biomass	g/m ³	0.0	0.0
FBAdvectiveFraction	Fraction floating biomass subject to adv. transport	-	0.1	1.0
Sectie [Rooting Biomass]				
Name	Description	Unit	WaardeF2	WaardeHF2
NitrogenDMRatio	Nitrogen/dry matter ratio of biomass	gN.g ⁻¹	0.1	0.1
PhosphorusDMRatio	Phosphorus/dry matter ratio of biomass	gP.g ⁻¹	0.005	0.005
RespirationRate	Respiration loss during primary production	-	0.3	0.3
MortalityRate	Mortality rate at 20°C	d ⁻¹	0.15	0.05
Q10MortalityRate	Temperature sensitivity for mortality	°C ⁻¹	0.09	0.09
ConcNitrMonod	50%-optimum concentration for N uptake	g/m ³	1.0	0.1
ConcPhosMonod	50%-optimum concentration for P uptake	g/m ³	0.1	0.01
Sectie [Reed]				
Name	Description	Unit	WaardeF2	WaardeHF2
NitrogenDMRatio	Nitrogen/dry matter ratio of biomass	gN.g ⁻¹	0.1	0.1
PhosphorusDMRatio	Phosphorus/dry matter ratio of biomass	gP.g ⁻¹	0.005	0.005
RespirationRate	Respiration loss during primary production	-	0.3	0.3
MortalityRate	Mortality rate at 20°C	d ⁻¹	0.15	0.0049
Q10MortalityRate	Temperature sensitivity for mortality	°C ⁻¹	0.09	0.08
ConcNitrMonod	50%-optimum concentration for N uptake	g/m ³	1.0	0.1
ConcPhosMonod	50%-optimum concentration for P uptake	g/m ³	0.1	0.01
LightEffCoef			NA	0.05
Sectie [Parameters]				
Name	Description	Unit	WaardeF2	WaardeHF2
Latitude	Latitude to determine maximum incoming radiation and primary production	°	52.27	51.57
MineralizationRate	Mineralization rate of organic material	d ⁻¹	0.15	0.5
Q10Mineralization	Temperature sensitivity for mineralization	°C ⁻¹	0.047	0.047
DenitrificationRate	Denitrification rate of mineral N	d ⁻¹	0.01	0.2
Q10Denitrification	Temperature sensitivity for denitrification	°C ⁻¹	0.045	0.045
BulkDensity	Dry bulk density of water bottom sediment	g.m ⁻³	160000	300000
LinSorptionNMin	Minimum mineral N adsorption capacity	m ³ .g ⁻¹	0.0001	0.0001
LinSorptionNMax	Maximum mineral N adsorption capacity	m ³ .g	0.0001	0.0001
LinSorptionNDayMax	Day in year of maximum N sorption capacity	day	240	240
LinSorptionPSummer	Mineral P adsorption capacity in summer	m ³ .g	0.005	NA
LinSorptionPWinter	Mineral P adsorption capacity ??	m ³ .g	0.01	NA
LinSorptionPMin	Mineral P adsorption capacity ??	m ³ .g	NA	0.01
LinSorptionPMax	Mineral P adsorption capacity in winter	m ³ .g	NA	0.01
LinSorptionPDayMax	Day in year of maximum P sorption capacity	day	90	90
SedimentSinkSpeed	Loss rate for mineral and organic P	m.d-1	0.0	0.15
SedimentThickness		m.d-1	NA	0.02

4. Rekenresultaten

4.1 Landsysteem

4.1.1 Waterkwantiteit

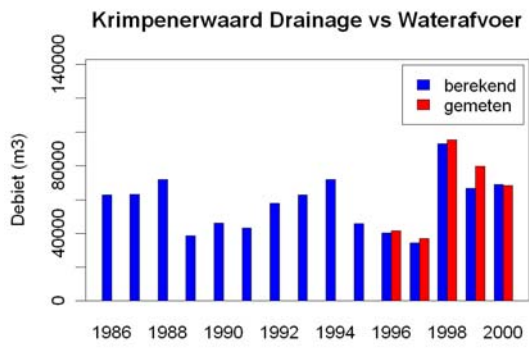
De veranderingen in de schematisering hebben gevolgen voor de waterbalans van het landsysteem. Verschuiving in het landgebruik resulteert in een toename van het areaal bouwland met 127 ha. In deze gebieden is de verdamping in het algemeen minder en kan de waterafvoer via drainage toenemen. Dit komt in de waterbalans tot uiting. Uit de vergelijking van de waterbalansen (tabel 5) blijkt dat de waterafvoer (som runoff en drainage) is toegenomen van 54 in F2 naar 57 Mm³ in HF2. De runoff is echter gedaald van 6 in F2 naar 5 Mm³ in HF2, terwijl de drainage is toegenomen van 48 in F2 naar 53 Mm³ in HF2. Dit is deels te verklaren door de toename van het areaal bouwland, waar de runoff minder is (lagere grondwaterstanden) en de drainage groter doordat er meer water beschikbaar is (minder verdamping). Een ander deel van de toegenomen drainage is veroorzaakt doordat meer water infiltreert, waarvan het grootste deel ook weer moet worden afgevoerd via drainage. De verschillen tussen gemeten en berekend tijdens de periode 1996-2000 laten een vergelijkbaar patroon zien (figuur 1). De infiltratie is toegenomen van 18 in F2 naar 21 Mm³ in HF2. De afwijking tov de meetwaarden is daarmee groter geworden (figuur 4.2).

Kortom: de waterafvoer is toegenomen met 6% en de wateraanvoer is toegenomen met 17%.

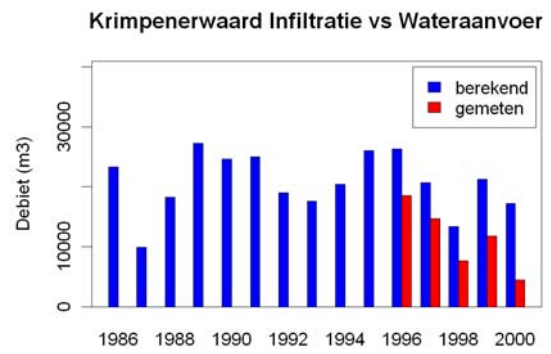
De Gt-toets is toegevoegd (fig 3-7), waaruit blijkt dat de polder (te) nat is gesimuleerd; hetgeen in overeenstemming is met Stone2.3 (Van Bakel et al., 2008).

Tabel 5 Waterbalans voor het landsysteem van het stroomgebied de Krimpenerwaard, gemiddeld over de periode 1986-2000, resultaat van harmonisatie fase 2

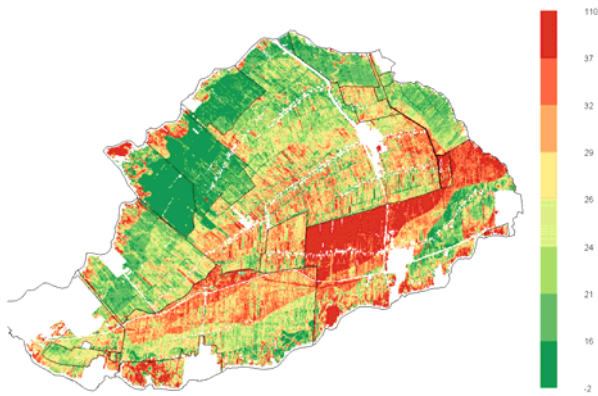
Balansperiode 1986-2000					Oppervlakte in F2: 11400 ha, in HF2: 11781ha				
IN	10 ⁶ m ³		mm		UIT	10 ⁶ m ³		mm	
	F2	HF2	F2	HF2		F2	HF2	F2	HF2
Neerslag	98	101	856	854	Verdamping	60	62	529	526
Irrigatie	0	0	0	0	Runoff	6	5	49	41
Infiltratie	18	21	154	176	Drainage	48	53	419	445
Kwel	2	2	15	15	Wegzijing	3	4	27	31
					Bergingsverandering	1	0	1	0
Totaal	118	124	1025	1045	Totaal	118	124	1025	1043



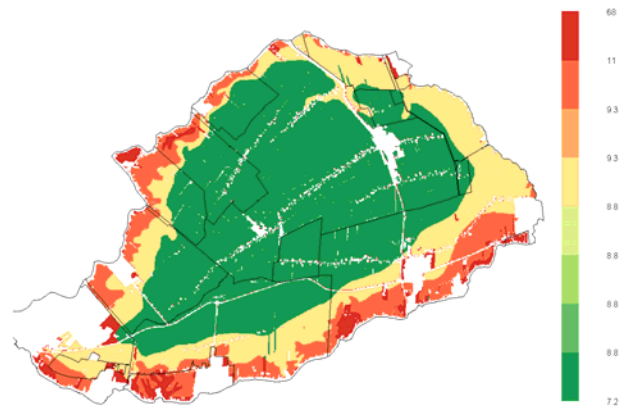
Figuur 1 Gemeten en berekende waterafvoer (106 m³)



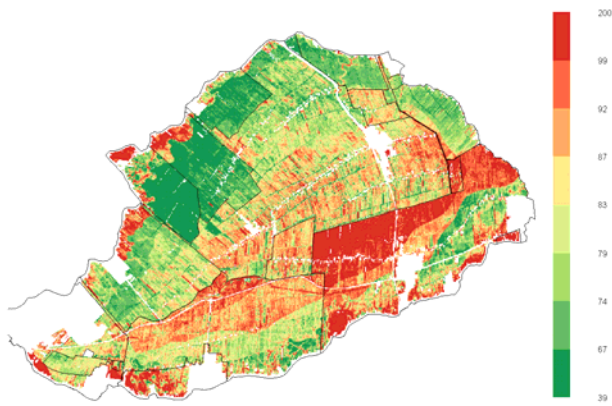
Figuur 2 Gemeten en berekende wateraanvoer (106 m³)



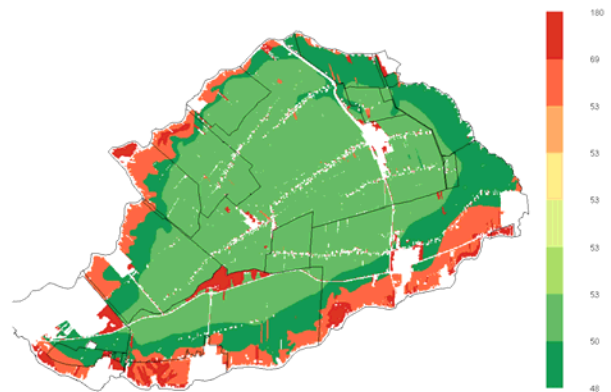
Figuur 3 'Gemeten' geactualiseerde GHG (cm-mv)



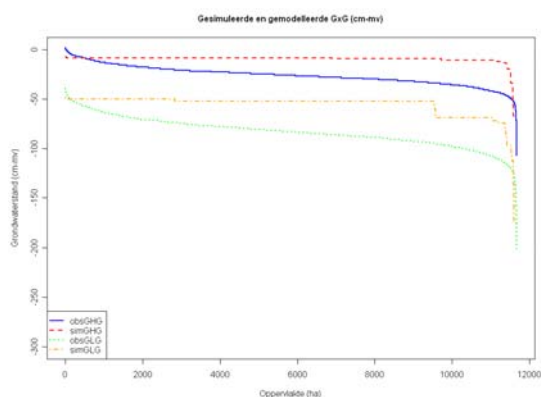
Figuur 4 Berekende GHG (cm-mv)



Figuur 5 'Gemeten' geactualiseerde GLG (cm-mv)



Figuur 6 Berekende GLG (cm-mv)



Item	ghg cm	glg cm
Simulatie gemiddeld	9.96	56.30
Observatie gemiddeld	26.35	83.45
verschil Sim-Obs	-16.39	-27.15
verschil Sim-Obs	19.38	32.26
RMSE	19.38	32.26

Figuur 7 Gemeten en berekende GHG en GLG (cm-mv)

4.1.2 Waterkwaliteit

Stikstof

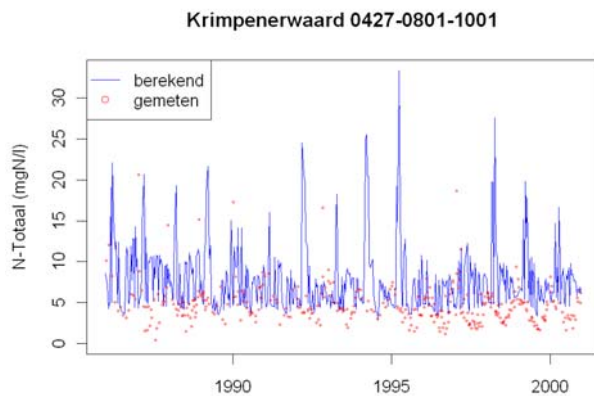
Uit de N-balans voor het hele gebied (tabel 6) blijkt kwel niet is gewijzigd, maar dat de andere aanvoerposten een geringe stijging laten zien. In totaal stijgt de aanvoer van 6011 in F2 naar 6042 (10^3 kg N) in HF2, ofwel een stijging met 0.5%. Bij de uitgaande posten valt op dat de denitrificatie fors is verlaagd (van 2501 naar 1683). De afspoeling is afgenomen en de uitspoeling is toegenomen (resp van 31 naar 27 en van 464 naar 497). De totale N-afvoer is toegenomen van 495 naar 524 (10^3 kg N), ofwel 6%.

De gemiddelde concentraties N-totaal in het afgevoerde water bedragen nu 7.8 mg/l N; dit was 9.0 mg/l N (bij F2); deze zijn dus gedaald met 1.2 mg/l N (figuur 8).

Oorzaak van de daling is waarschijnlijk de toename van de waterafvoer, welke middels verdunning heeft geresulteerd in lagere concentraties.

Tabel 6 Stikstofbalans voor het landsysteem van het stroomgebied de Krimpenerwaard, gemiddeld over de periode 1986-2000, resultaat van fase 2

Balansperiode 1986-2000					Oppervlakte in F2: 11400 ha, in HF2: 11781ha				
IN	10^3 kg N		kg.ha ⁻¹ N		UIT	10^3 kg N		kg.ha ⁻¹ N	
	F2	HF2	F2	HF2		F2	HF2	F2	HF2
Depositie	268	278	24	24	Vervluchting	0	0	0	0
Bemesting	5715	5734	501	487	Gewasopname	3601	3595	316	305
					Denitrificatie	2501	1684	219	143
					Afspoeling	31	27	3	2
Infiltratie	21	25	2	2	Uitspoeling	464	497	41	42
Kwel	7	7	1	1	Wegzijging	12	14	1	1
					Bergingsverandering	-598	225	-52	19
Totaal	6011	6044	528	514	Totaal	6011	6042	528	512



Figuur 8 Gemeten (*obs_ave*) en berekende (*sim_ave*) concentraties totaal-N (mg l^{-1} N) in het afgevoerde water

Landsysteem N-totaal

Omschrijving	min	1ste	mediaan	gemiddelde	3e	max
		kwartiel			kwartiel	
Gemeten - observatie periode	0.4	3.3	4.333	4.676	5.563	20.62
Berekend - observatie periode	2.942	4.858	6.663	7.777	9.272	33.356
Berekend - hele periode	2.942	4.859	6.663	7.775	9.269	33.356

Fosfor

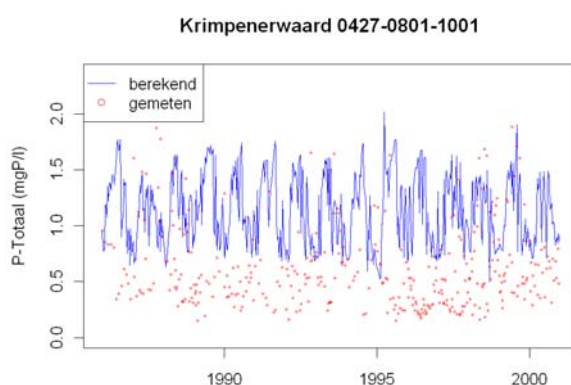
Uit de P-balans voor het hele gebied (tabel 7) blijkt kwel niet gewijzigd is, maar dat de bemesting is gestegen. Hierdoor stijgt de aanvoer van 685 in F2 naar 705 (10^3 kg P) in HF2, ofwel een stijging met 3%. Bij de uitgaande posten is de gewasafvoer verhoogd van van 480 naar 493. De afspoeling is vrijwel gelijk gebleven en de uitspoeling is toegenomen van 46 naar 52 (10^3 kg P).

De totale P-afvoer is toegenomen van 48 naar 54 (10^3 kg P), ofwel 8%.

De gemiddelde P-concentraties in het afgevoerde water bedragen nu 1.14 mg/l P; dit was 1.01 mg/l P (figuur 9). De concentraties P zijn licht gestegen, mogelijk doordat de ondiepe afvoer is toegenomen.

Tabel 7 Fosforbalans voor het landsysteem van het stroomgebied de Krimpenerwaard, gemiddeld over de periode 1986-2000, resultaat van fase 2

Balansperiode 1986-2000					Oppervlakte in F2: 11400 ha, in HF2: 11781ha				
IN	10^3 kg P		kg.ha ⁻¹ P		UIT	10^3 kg P		kg.ha ⁻¹ P	
	F2	HF2	F2	HF2		F2	HF2	F2	HF2
Depositie	0	0	0	0	Gewasopname	480	493	42	42
Bemesting	681	701	60	59	Afspoeling	2	2	0	0
Infiltratie	0	0	0	0	Uitspoeling	46	52	4	4
Kwel	4	4	0	0	Wegzijging	1	1	0	0
					Bergingsverandering	156	157	14	13
Totaal	685	704	60	60	Totaal	685	704	60	60



Figuur 9 Gemeten (*obs_ave*) en berekende (*sim_ave*) concentraties totaal-P ($mg\ l^{-1}\ P$) in het afgevoerde water

Landsysteem P-totaal (mg/l)

Omschrijving	min	1ste kwartiel	mediaan	gemiddelde	3e kwartiel	Max
Gemeten - observatie periode	0.15	0.3433	0.51	0.612	0.72	2.35
Berekend - observatie periode	0.4993	0.856	1.1196	1.1396	1.41	2.0133
Berekend - hele periode	0.4993	0.8558	1.1147	1.1383	1.4055	2.0133

4.2 Oppervlaktewatersysteem en hele polder

4.2.1 Waterkwantiteit

Uit de waterbalans voor het oppervlaktewatersysteem (tabel 8) blijkt conform de opgelegde randvoorwaarden dat, in vergelijking met F2, een aantal balansposten nu op 0 staat: neerslag, kwel, AWZ's, verdamping en wegzijging.

De aanvoer vanuit het landsysteem (drainage/runoff) en de afvoer naar het landsysteem (infiltratie) bedragen respectievelijk 55 en 18 Mm^3 , hetgeen niet geheel overeen met de resultaten van de waterbalans voor het landsysteem, waar waarden van respectievelijk 58 en 21 Mm^3 zijn berekend (zie 4.1.1). Dit komt waarschijnlijk doordat vraag en aanbod niet goed op elkaar zijn afgestemd, evenals tijdens F2 (Kroes et al 2006b).

Tabel 8 Waterbalans voor het oppervlaktewatersysteem van het stroomgebied de Krimpenerwaard, gemiddeld over de periode 1986-2000, resultaat van fase 2

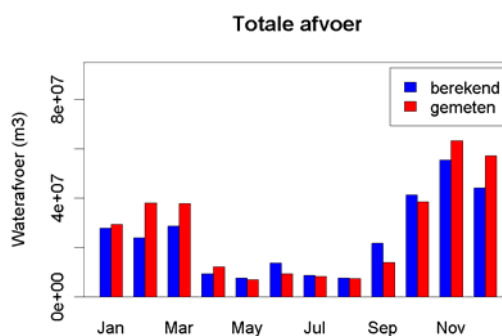
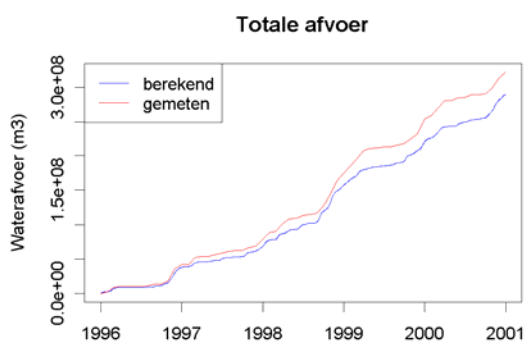
Balansperiode 1986-2000					
IN	$10^6\ m^3$		UIT	$10^6\ m^3$	
	F2	HF2		F2	HF2
Neerslag	23	0	Verdamping	17	0
Inlaat	14	16	Uitgemalen	57	56
Drainage/runoff			Infiltratie	15	18
f	52	55	Wegzijging	0	0
Kwel	0	0	Bergingsverandering	0	-3
AWZI's	0	0	Totaal	89	71
Totaal	89	71			

Oppervlaktewaterstelsel Waterafvoer (m^3)

Omschrijving	min	1e			3e	
		kwartiel	mediaan	gemiddelde	kwartiel	Max
Gemeten - observatie periode	37.1	41.7	68.1	64.4	79.7	95.4
Berekend - observatie periode	30.2	38.0	63.2	57.9	69.6	88.5
Berekend - hele periode	30.2	38.0	63.2	57.9	69.6	88.5

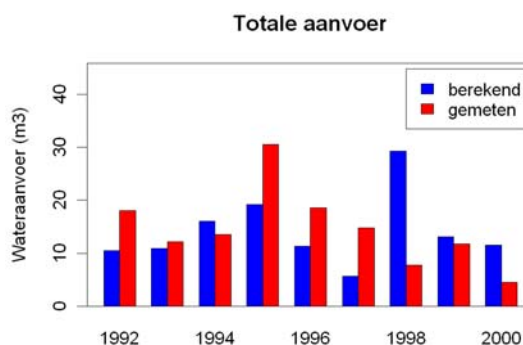
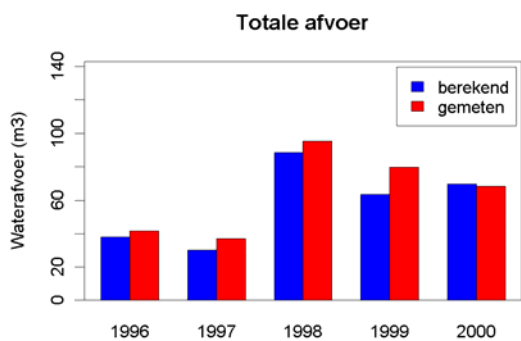
Oppervlaktewaterstelsel Wateraanvoer (m^3)

Omschrijving	min	1e			3e	
		kwartiel	mediaan	gemiddelde	kwartiel	Max
Gemeten - observatie periode	4.5	11.9	14.1	15.3	18.4	30.6
Berekend - observatie periode	5.6	10.9	11.5	14.2	16.0	29.3
Berekend - hele periode	5.6	10.9	11.5	14.2	16.0	29.3



Figuur 10 Gemeten en berekende waterafvoer: cumulatief over meetperiode ($10^6 m^3$)

Figuur 11 Gemeten en berekende wateraanvoer: cumulatief per maand ($10^6 m^3$)



Figuur 12 Gemeten en berekende waterafvoer: cumulatief per jaar ($10^6 m^3$)

Figuur 13 Gemeten en berekende wateraanvoer: cumulatief per jaar ($10^6 m^3$)

4.2.2 Waterkwaliteit

Stikstof

De N-balans van het opp.water (tabel 9) laat zien dat, conform de gewijzigde rwv, atm.dep., kwel en wegzijging en AWZI's niet voorkomen (waarde is 0).

Wijziging van de inlaatconcentraties en de ingelaten debieten resulteert in gewijzigde ingelaten vrachten. De aanvoer vanuit het landsysteem is conform de N-balans van het landsysteem (zie par. 4.1) en toegenomen met ca 5% t.o.v. HF2.

De afvoer van biomassa kwam in F2 niet voor, nu is dit een belangrijke post geworden.

Denitrificatie is extreem toegenomen van 44 naar 266 ton N.

Infiltratie naar de bodem is fors afgenomen tov F2, doordat in F2 de concentraties in het opp.water lager zijn dan in HF2.

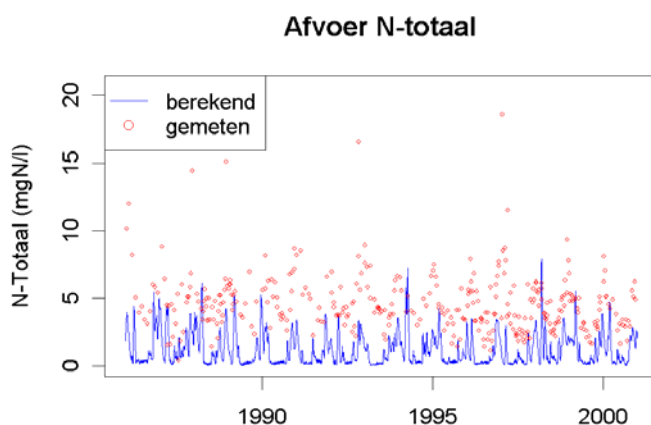
De resulterende uitgemalen hoeveelheid N is meer dan gehalveerd tov F2.

Daarmee zijn ook de concentraties in het uitgemalen water meer dan gehalveerd en komen beneden de gemeten waarden uit.

Hierop zal het achterwege laten van de diffuse detailontwatering van belang zijn.

Tabel 9 Stikstofbalans voor het oppervlaktewatersysteem van het stroomgebied de Krimpenerwaard, gemiddeld over de periode 1986-2000

Balansperiode 1986-2000			Opp. in F2: 2352 ha, in HF2: 274.4 ha		
IN	10 ³ kg N		UIT	10 ³ kg N	
	F2	HF2		F2	HF2
Atm.Depositie	0	0	Afv.Biomass	0	98
Inlaat	31	22	Uitgemalen	317	152
AWZI's	10	0	Denitrificatie	44	266
Drainage/runoff	495	524	Infiltratie	170	30
Kwel	0	0	Wegzijging	0	0
	0	0	Bergingsverandering	4	
Totaal	536	546	Totaal	535	546



Figuur 18 Gemeten en berekende concentraties totaal-N (mg l^{-1} N) in het uitgemalen water

Oppervlaktewatersysteem N-totaal (mg/l)

Omschrijving	min	1ste			3e	
		kwartiel	mediaan	gemiddelde	kwartiel	max
Gemeten - observatie periode	0.4	3.3	4.333	4.676	5.563	20.62
Berekend - observatie periode	0.04159	0.24978	0.70042	1.22805	1.97834	7.86518
Berekend - hele periode	0.02883	0.24951	0.70615	1.18752	1.8255	7.86518

Fosfor

De P-balans van het opp.water (tabel 10) laat zien dat, conform de gewijzigde rvw, atm.dep., kwel, wegzijging en AWZI's niet voorkomen (waarde is 0).

Wijziging van de inlaatconcentraties naar een waarden van 0 betekent dat geen P wordt ingelaten. De aanvoer vanuit het landsysteem is vrijwel conform de P-balans van het landsysteem (zie par. 4.1) en toegenomen met ca 10% t.o.v. HF2.

De afvoer van biomassa kwam in F2 niet voor, nu wordt ca 10% van de P-aanvoer via biomassa uit het systeem afgevoerd.

Sedimentatie is afgenomen van 37 naar 29 ton P; dit is niet in overeenstemming met de toegenomen sedimentatiesnelheden.

Infiltratie naar de bodem is gelijk gebleven tov F2, (ondanks fors lagere concentraties in het opp.water.

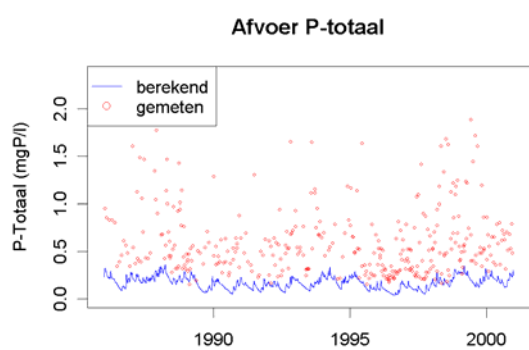
De resulterende uitgemalen hoeveelheid P is bijna gehalveerd tov F2.

Daarmee zijn ook de concentraties in het uitgemalen water meer dan gehalveerd en komen beneden de gemeten waarden uit.

Hierop zal het achterwege laten van de diffuse detailontwatering van belang zijn

Tabel 10 Fosforbalans voor het oppervlaktewatersysteem van het stroomgebied de Krimpenerwaard, gemiddeld over de periode 1986-2000, resultaat van fase 2

Balansperiode 1986-2000			Opp. in F2: 2352 ha, in HF2: 274.4 ha		
IN	10 ³ kg P		UIT	10 ³ kg P	
	F2	HF2		F2	HF2
Inlaat	4	0	Afv. Biomass	0	5
AWZI's	1	0	Uitgemalen	25	14
Drainage/runoff	48	53	Sedimentatie	37	29
Kwel	0	0	Infiltratie	5	5
	0	0	Wegzijging	0	0
			Bergingsverandering	-14	
Totaal	53	53	Totaal	53	53



Figuur 19 Gemeten en berekende concentraties totaal-P (mg l-1 P) in het uitgemalen water

Oppervlaktewatersysteem P-totaal (mg/l)

Omschrijving	min	1ste kwartiel	mediaan	gemiddelde	3e kwartiel	max
Gemeten - observatie periode	0.15	0.3433	0.51	0.612	0.72	2.35
Berekend - observatie periode	0.03942	0.11961	0.16893	0.16849	0.21285	0.34719
Berekend - hele periode	0.03767	0.11984	0.16923	0.1695	0.21314	0.35606

Bijlage 2 Schematisering land – water – stedelijk

Deze bijlage heeft tot doel om de schematisering en met name de verdeling van de arealen land – water – stedelijk vast te leggen zoals die tijdens fase 3 zijn gehanteerd.

Voor de modellering is het van belang dat het areaal oppervlaktewater overeen moet komen met de som van de arealen waterlopen en detailontwatering. Als gegevensbronnen gelden de leggergegevens en de top10-vector.

Om te komen tot een consistente indeling is de volgende procedure gehanteerd:

a. modelleer open water conform de leggergegevens

In de leggergegevens worden diverse soorten watergangen onderscheiden, in elk geval meer dan de 3 type in de top10 vector. Hierdoor is de overeenkomst met top10-vector niet eenduidig. Voor de modelleringsactiviteiten worden meestal de grotere watergangen gebruikt. Deze watergangen vormen een van de invoergegevens van het SWQN model.

Het areaal oppervlaktewater kan in Swqn worden bepaald uit de afmetingen van de waterlopen. Indien we er vanuit gaan dat neerslag langs de taludhelling in het oppervlaktewater komt dan is de breedte van de waterloop aan maaiveld maatgevend voor het oppervlak van het vanggebied. Dit oppervlak kan Swqn berekenen uit de ingevoerde bodembreedte, talud en het maximale waterpeil. Door het maximale peil gelijk te maken aan mv-hoogte wordt daarmee het areaal open water voor SWQN gefixeerd op het vanggebied.

Voorbeeld Krimpenerwaard:

Het totale oppervlak van de Krimpenerwaard dat wordt gemodelleerd is 137 390 000 m² (grd_krw), dit is minder dan het officiële oppervlak (143.25 km² vlgs grensKrW.dbf). Dit komt doordat in overleg met HHSK enkele gebieden, m.n. in het zuidwesten, buiten beschouwing zijn gebleven vanwege een aparte afwatering. Van het totale oppervlak is 85.7% landelijk gebied en gemodelleerd in fase 2 (tabel en blauwe vlakken in figuur). De overige 14.3% is stedelijk en groot open water en is in fase 2 buiten de schematisering gebleven.

grondgebruik	Opp. (m ²)	Opp. (%)
land/water	117 808 750	85.7
stedelijk	19 581 250	14.3
totaal	137 390 000	100.0

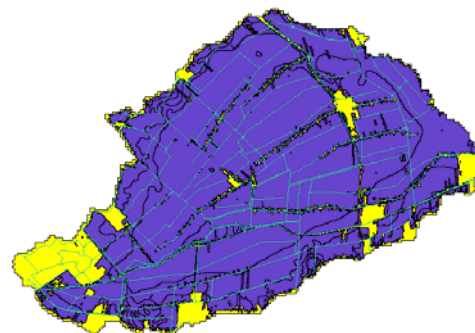


Fig.1 Gemodelleerde landoppervlak (blauw) en stedelijk gebied (geel); de lijnen zijn de gemodelleerde waterlopen

De leggergegevens zijn als invoer gebruikt voor SWQN en ter controle is met de uitvoer van SWQN het gemodelleerde oppervlak open water vastgesteld (file SWQN_OutLayout.csv) als het maximale (aan maaiveld) oppervlak van het invanggebied. Dit is het gemodelleerde oppervlak zonder zgn diffuse detailontwatering (= toegevoegde berging) en is bepaald nadat de lengtes van secties waaraan detailontwatering hangt is geminimaliseerd tot 1 meter. Op deze manier bedraagt de grootte van het invanggebied 2 743 781 m², ofwel 2.0% van het totale oppervlak van 137 390 000 m².

Om dezelfde methodiek te hanteren voor alle gebieden is met dit oppervlakte open water gerekend om de begintoestand van fase 3 vast te stellen.

b. bepaal het werkelijke areaal open water (top10)

Aanname: het werkelijke areaal open water kan worden afgeleid uit de som van het open water zoals dat in de top10 vector is gedefinieerd.

Twee methode zijn getest voor de Krimpenerwaard: i) via Viris2000 en ii) rechtstreeks uit top10vector. De methodes zijn vergelijkbaar en leveren een onderling verschil op van 0.07% (tabel 1).

Tabel 1 Arealen 'werkelijk' open water vlg top10vector en viris in de Krimpenerwaard; totaal gebied (Schem_krw_hf2.shp) is 137 390 000 m².

Methodie	Areaal Open water (m ²)	Areaal open water (% van totaal areaal)
Viris 2000	16 272 609	11.84
Top10 vector 2000	16 440 693	11.97
verschil	168 084	0.07

Het areaal open water dat met Viris/Top10 wordt berekend wijkt echter af van de werkelijkheid.

De arealen open water volgens Viris zijn vergeleken met de arealen uit de GBKN (gedetailleerde vlakkenkaart van HHSK). De resultaten zijn samengevat in tabel 2.

Viris2005 is gebruikt hetgeen een geringe verbetering gaf van 0.2%. Vervolgens is een calibratie uitgevoerd met de breedtes van de lijnelementen in Viris2005 om de totale oppervlakte open water gelijk te krijgen aan het oppervlak uit de GBKN. Het totale areaal open water stijgt via calibratie van 11.7 naar 14.88% (tabel 2) waarmee de totalen in overeenstemming zijn met de werkelijkheid. De ruimtelijke verdeling over de peilvakken vertoont nog afwijkingen (fig 2), maar het verschil met GBKN verdwijnt vrijwel volledig en de totale areaal open water volgens Viris en GBKN vertonen een goede overeenkomst.

Omdat de GBKN niet voor alle gebiede beschikbaar is, wordt de volgende procedure gehanteerd:

- voor de Krimpenerwaard de variant Viris2005_7 gebruiken;
- voor de overige gebieden de 'standaard'breedtes van variant Viris2005_1 gebruiken

Tabel 2. Arealen open water volgens Viris en GBKN, bij verschillende aannames voor breedtes van open wateren

Variant	Greppels Breedte(m)	0-3m sloten Breedte(m)	3-6m sloten Breedte(m)	Viris (ha)	GBKN (ha)	Viris (%)	GBKN (%)	Vershil (%)
Viris2000_1	1.0	2.5	4.5	1592	2021	11.7	14.9	3.2
Viris2005_1	1.0	2.5	4.5	1609	2021	11.8	14.9	3.0
Viris2005_2	1.5	3.0	5.0	1762	2021	13.0	14.9	1.9
Viris2005_3	1.5	3.0	6.0	1812	2021	13.3	14.9	1.5
Viris2005_4	1.0	4.5	6.0	2196	2021	16.2	14.9	-1.3
Viris2005_5	1.0	4.0	6.0	2068	2021	15.2	14.9	-0.3
Viris2005_6	1.0	3.9	6.0	2042	2021	15.0	14.9	-0.1
Viris2005_7	1.0	3.8	6.0	2017	2021	14.84	14.88	0.0

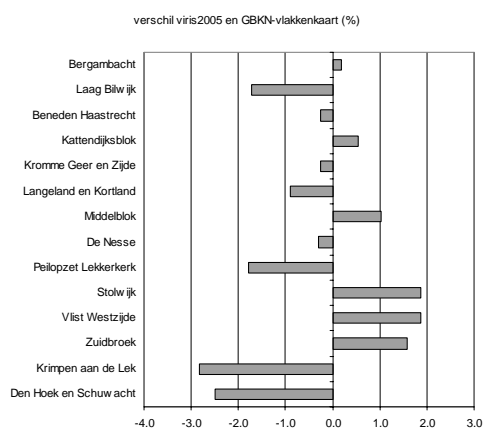


Fig. 2 Verschillen in arealen open water tussen Viris2005 en GBKN-vlakkenkaart; na calibratie van Viris2005 gegevens op basis van de breedtes van waterlopen (lijnelementen)

Samengevat:

- voor de Krimpenerwaard Viris2005 gebruiken met extra brede sloten: ([Vlkkwat] + [Vlkgwat] + [Lyngrep] + (3.8.AsGrid * [Lynwat03]) + (6.0.AsGrid * [Lynwat36]))
- voor de overige gebieden Viris2005 gebruiken met ‘standaard’breedtes: ([Vlkkwat] + [Vlkgwat] + [Lyngrep] + (2.5.AsGrid * [Lynwat03]) + (4.5.AsGrid * [Lynwat36]))

Met de shp-bestanden waarmee de begrenzingen in Harmonisatie_fase2 (HF2) zijn gedefinieerd, levert dit de volgende arealen open water voor de gebieden:

Tabel 4. Arealen open water

bestand	areaal totaal (m ²)	areaal openwater (m ²)	areaal openwater (%)
schem_draa_hf2.shp	279715628	6943898	2.48
schem_krw_hf2.shp	137610002	20494594	14.89
schem_qvu_hf2.shp	118671248	5159380	4.35
schem_sbk_hf2.shp	74088128	876192	1.18

Overigens: als we alle gebieden met de calibratie-resultaten van de krimpenerwaard zouden doen is het resultaat voor dra, qvu en sbk resp. een areaal open water van 2.71, 5.57 en 1.33%.

c. corrigeer het areaal diffuse detailontwatering (toegevoegde berging)

Vervolgens wordt het areaal diffuse detailontwatering (toegevoegde berging) bepaald door per afwateringseenheid het verschil van b) en a) te nemen.

Voor de Krimpenerwaard betekent dit dat het areaal diffuse detailontwatering 17750813 m², ofwel 12.89% van het totaal bedraagt:

Open water systeem	Opp (m ²)	Opp (%)
Legger-gegevens (HarmFase2)	2743781	13
diffuse detailontwatering	17750813	87
openwater totaal	20494594	100

Door modellering mbv SWQN zal het invanggebied afwijken van het bovengenoemde areaal, omdat de grens van het invanggebied wordt bepaald door de boveninsteek van de

openwatersystemen. Ter controle is met de uitvoer van SWQN het gemodelleerde oppervlak open water vastgesteld (file SWQN_OutLayout.csv) als het maximale (aan maaiveld) oppervlak van het invanggebied. Dit is het gemodelleerde oppervlak inclusief diffuse detailontwatering en bedraagt in de eindtoestand van fase 3: 28 057 185 m², ofwel 2806 ha.

d. Stedelijk gebied

Het stedelijk gebied blijft bij de begintoestand (HF2) buiten beschouwing (witte vlekken in schematisering). Dit gebied bestaat uit:

- open water
- verhard stedelijk
- onverhard stedelijk

Open water binnen deze gebieden zit automatisch in de oppervlaktewater-schematisering. De rest van het gebied wordt verdeeld over verhard en onverhard in de verhouding: 40 : 60%. Het verharde deel zal via riolering lozen buiten het gebied. Alleen de afvoer vanuit het onverharde deel is hier van belang.

Afvoer vanuit het onverharde deel zal binnen het gebied in het oppervlaktewater komen. Om een redelijke schatting krijgen van de bijdrage (met name water) vanuit het stedelijk gebied wordt de volgende procedure gehanteerd:

- per gebied wordt één representatieve natuur-grasland-plot geselecteerd;
- de water- en nutriëntenhuishouding van deze plot wordt toegekend aan het onverharde deel van de gridcellen en vervolgens areaal gewogen toegekend aan de afwateringseenheid waarbinnen de grids liggen;
- per afwateringseenheid worden afvoeren bepaald en toegekend aan de nodes van Swqn/nuswaLite conform de andere afwateringseenheden.

Bijlage 3 Concentraties van inlaatwater uit de Lek

De concentraties van ingelaten water in de Krimpenerwaard zijn gebaseerd op langjarige metingen bij Nieuwegein, waarvan gedetailleerdere gegevens zijn opgevraagd bij Waternet. In een eerdere memo is geconcludeerd dat de gegevens van Nieuwegein geschikt zijn om langjarige tijdreeksen te genereren van ingelaten rivierwater in de Krimpenerwaard (Kroes, feb 2007).

De gegevens van Waternet in de vorm van concentraties mineraal en organisch N en P zijn gegeven in figuur 1. Voor N geldt dat het overgrote deel voorkomt in de vorm van mineraal N, er is een sinus-achtig verloop in de concentraties met de hoogste waarden in de winter. Voor P geldt een vrijwel gelijke verdeling over de organisch en mineraal P.

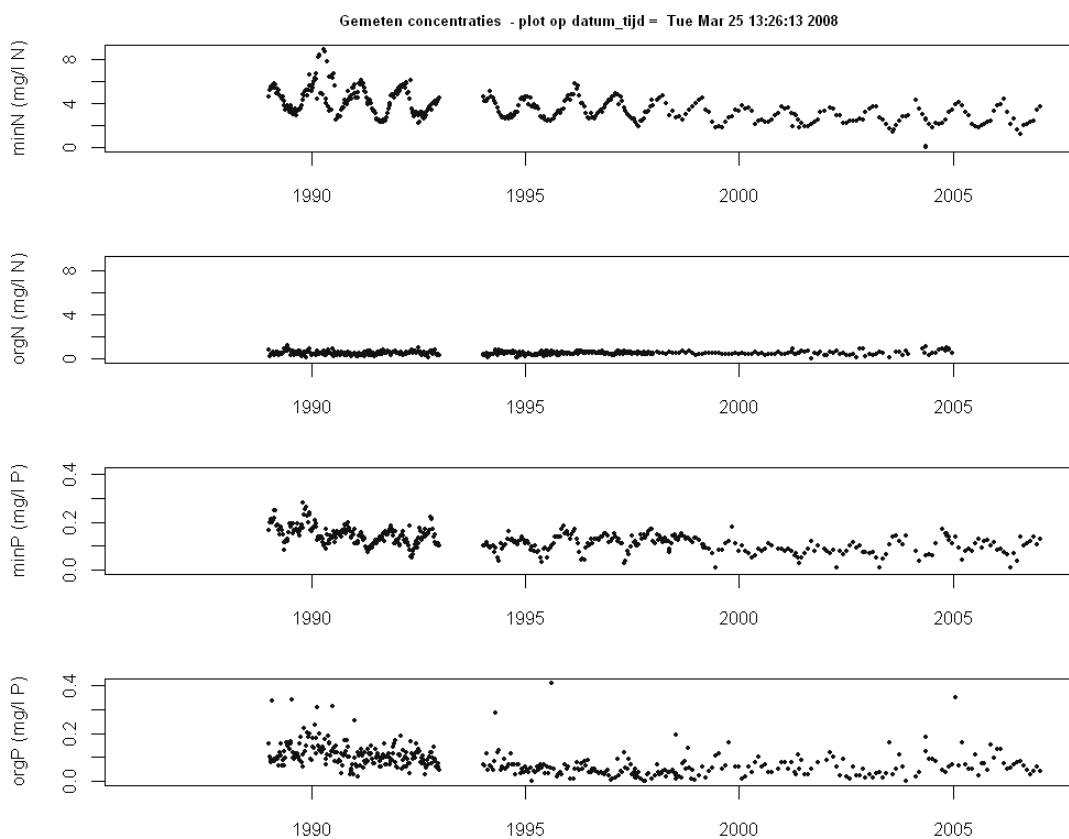


Fig. 1 Verloop van concentraties mineraal en organisch N en P bij Nieuwegein, periode 1985-2006

Er zijn maandgemiddelde concentraties berekend die als invoer zijn gebruikt voor NuswaLite. De maanden zonder meetwaarden zijn de volgende waarden gebruikt:

- voor de maanden in de jaren 1986-1988 zijn de maandgemiddelden waarden gebruikt van 1989.
- voor de maanden in de periode 1989-2000 zijn maandgemiddelden gebruikt van de periode 1989-2000 (tabel 1)

- voor de maanden in de periode 20001-2006 zijn maandgemiddelden gebruikt van de periode 20001-2006 (tabel 1)

-

De uiteindelijke gehanteerde tijdreeksen met concentraties zijn gegeven in figs 2 t/m 5.

Tabel 1. mineraal N (mg/l N) organisch N (mg/l N)

maand	1989-2000	2001-2006	1989-2000	2001-2006
jan	4.94	3.74	0.44	0.44
feb	5.26	3.90	0.44	0.47
mrt	5.14	3.66	0.49	0.59
apr	4.70	2.85	0.55	0.58
mei	3.76	2.01	0.60	0.59
jun	3.21	2.23	0.61	0.58
jul	3.17	1.85	0.55	0.52
aug	2.69	1.85	0.53	0.54
sep	2.94	2.19	0.53	0.53
oct	3.45	2.48	0.50	0.52
nov	4.08	2.76	0.52	0.54
dec	4.47	3.27	0.48	0.47
mean	3.98	2.58	0.46	0.53

Tabel 2. mineraal P (mg/l P) organisch P (mg/l P)

maand	1989-2000	2001-2006	1989-2000	2001-2006
jan	0.142	0.092	0.090	0.151
feb	0.149	0.081	0.097	0.068
mrt	0.130	0.061	0.077	0.081
apr	0.107	0.042	0.096	0.052
mei	0.087	0.061	0.097	0.072
jun	0.111	0.070	0.105	0.071
jul	0.129	0.086	0.083	0.082
aug	0.135	0.108	0.078	0.051
sep	0.145	0.130	0.077	0.056
oct	0.163	0.107	0.089	0.051
nov	0.169	0.122	0.086	0.063
dec	0.140	0.101	0.076	0.061
mean	0.133	0.089	0.087	0.069

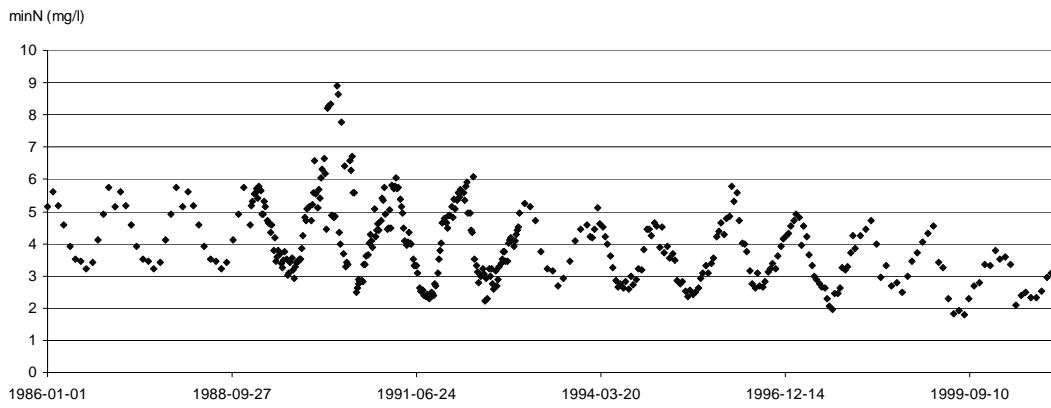


Fig. 2 Verloop van concentraties mineraal N bij Nieuwegein, periode 1985-2006

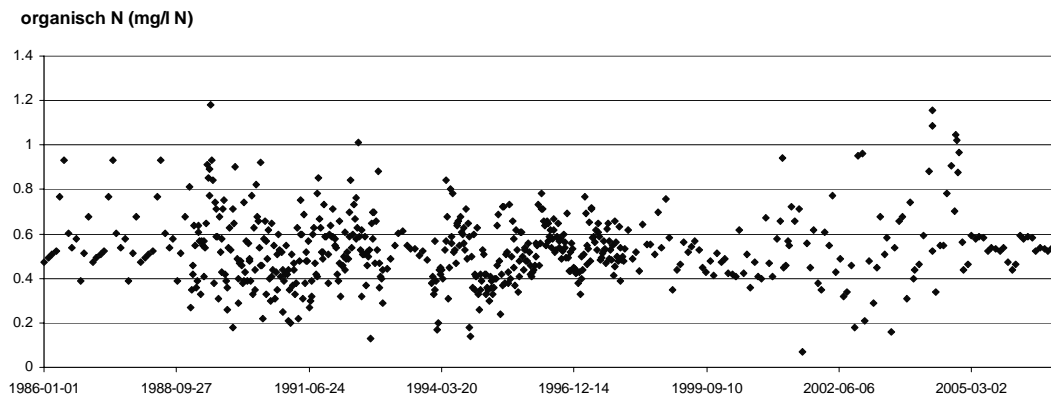


Fig. 3 Verloop van concentraties organisch N bij Nieuwegein, periode 1985-2006

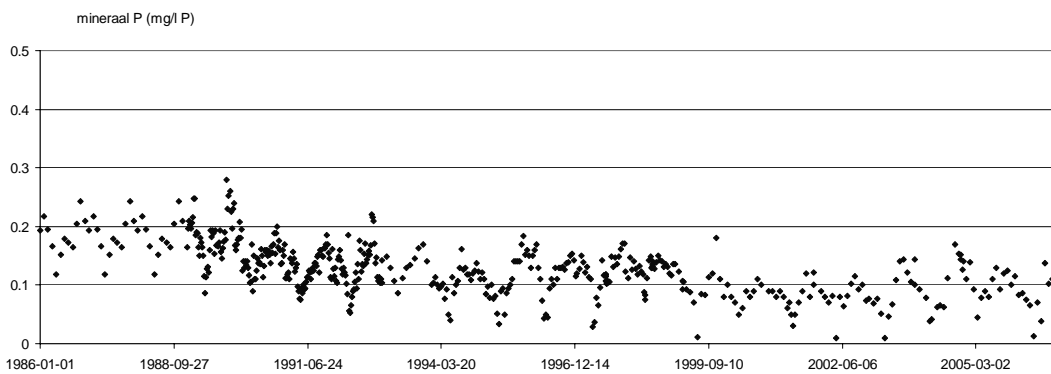


Fig. 4 Verloop van concentraties mineraal P bij Nieuwegein, periode 1985-2006

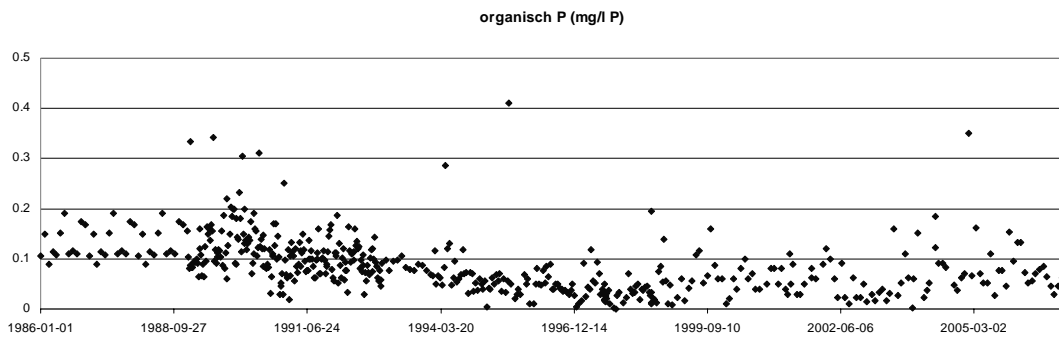


Fig. 5 Verloop van concentraties organisch P bij Nieuwegein, periode 1985-2006

Referenties

Kroes, Joop, 22-feb-2007. Inlaat_Krimpenerwaard_20070222.doc

Waternet, februari 2007. Waternet sector Drinkwater voor gegevens van Nieuwegein.

Bijlage 4 Concentraties van inlaatwater uit de Hollandse IJssel

De concentraties van ingelaten water vanuit de Hollandse IJssel zijn gebaseerd op langjarige meetreeksen van een inlaatpunt C001 van Rijnland, verkregen G.W.J. (Diana) Slot (Hoogheemraadschap van Rijnland) (zie fig 1).

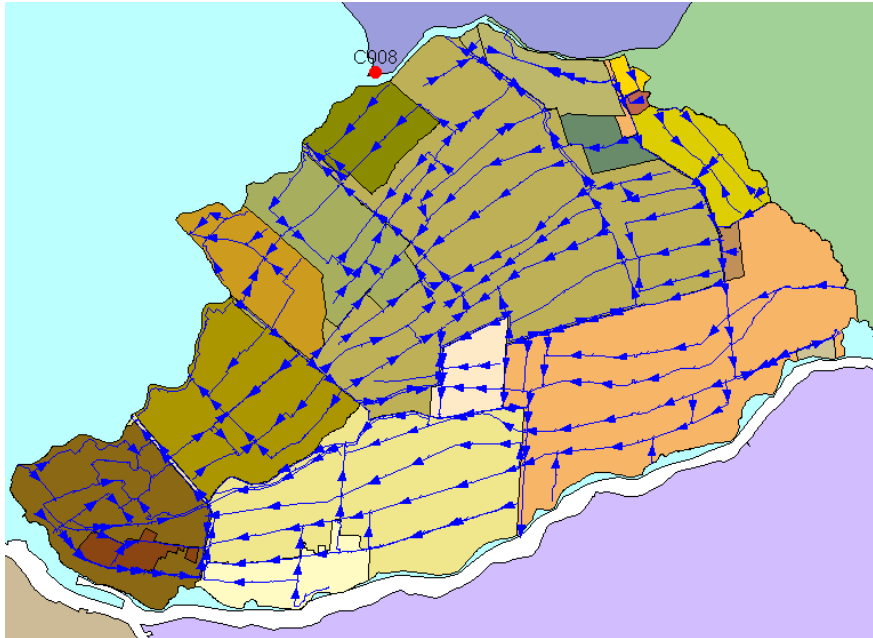


Fig. 1 Meetpunt C008, inlaatpunt HH-Rijnland van rivierwater Hollandse IJssel

De metingen betreffen gegevens van totaal-P, totaal-N en som NO₂ en NO₃ vanaf 1993 t/m 2007 (figuren 2 t/m 4). Uit deze tijdreeksen zijn de gemiddelde en mediane waarde gegeven in tabel 1 voor de perioden 1993-2000 en 2000-2007.

Tabel 1. langjarige gemiddelde en mediaan

Stof	Gemiddelde concentratie		Mediane concentratie	
	1993-2000	2001-2007	1993-2000	2001-2007
totaal-P (mg/l P)	0.42	0.32	0.36	0.29
som NO ₂ en NO ₃ (mg/l N)	4.00	2.31	3.70	2.30
totaal-N (mg/l N)	7.01	4.64	6.50	4.45

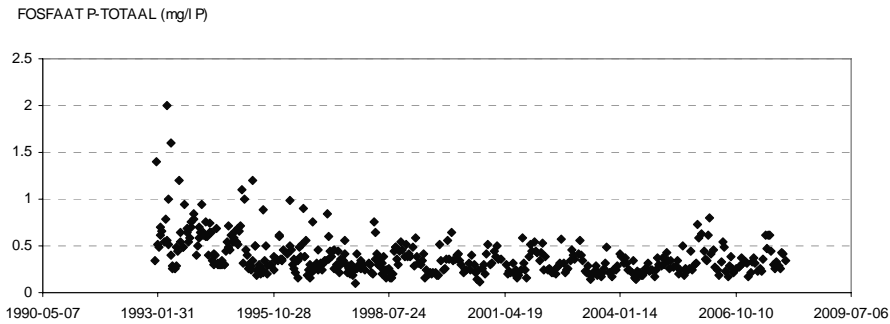


Fig. 2 Concentraties totaal P in meetpunt C008

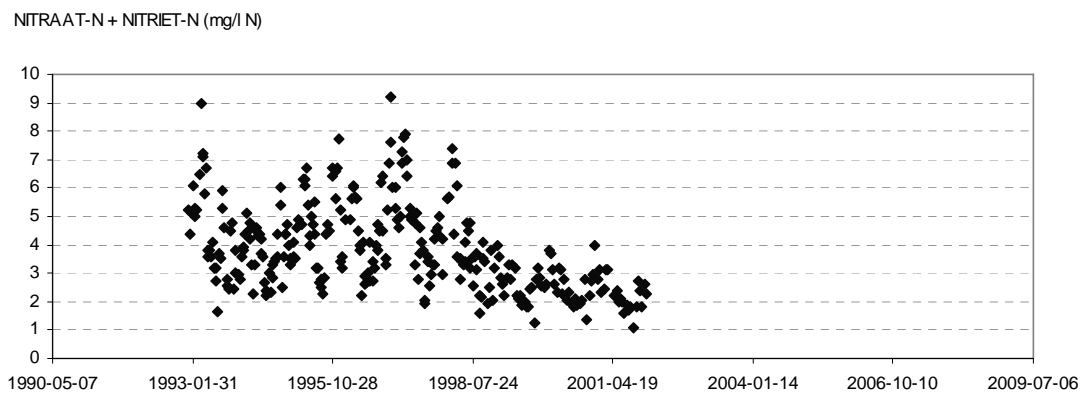


Fig. 3 Verloop van concentraties Nitraat-N+nitriet-N, meetpunt C008

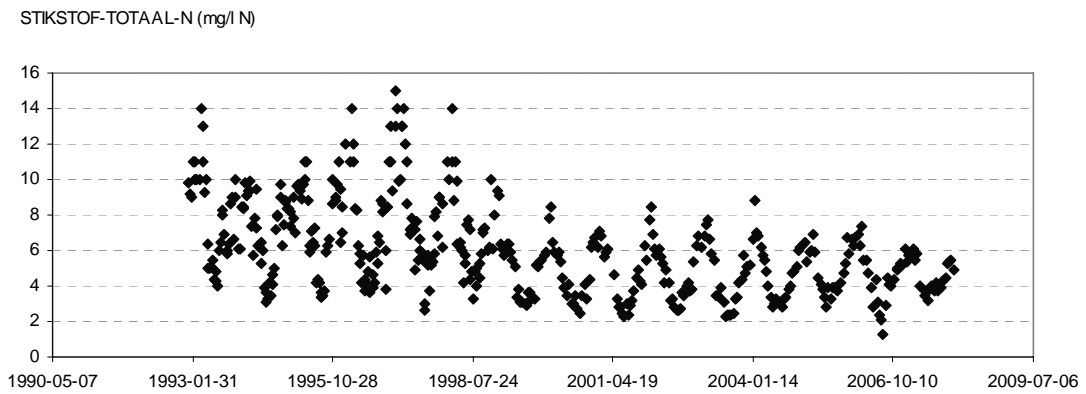


Fig. 4 Verloop van concentraties totaal-N, meetpunt C008

Het model NuswaLite heeft gegevens nodig voor de waterkwaliteit van inlaatwater in de vorm van concentraties aan mineraal- en organisch N en P.

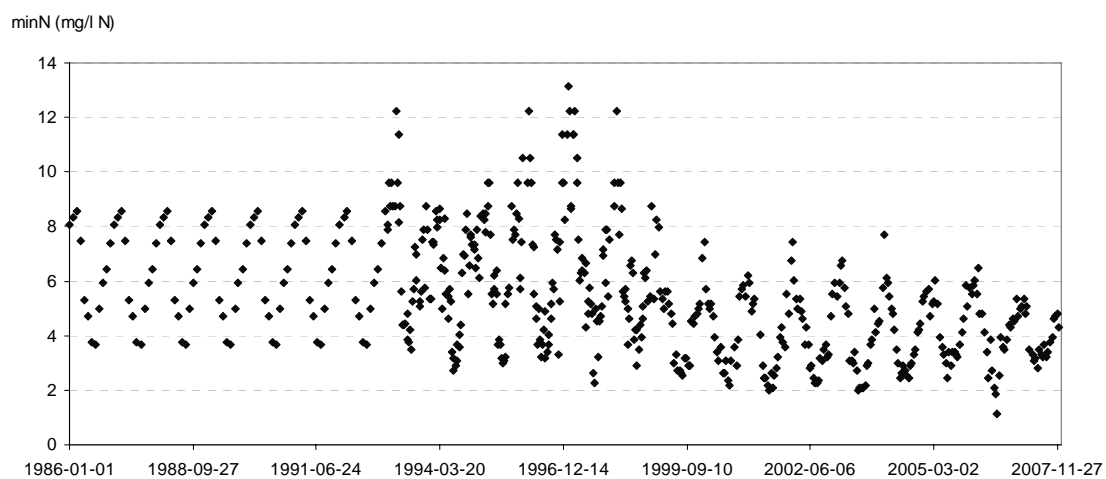


Fig. 5 Verloop van concentraties mineraal N, periode 1985-2006

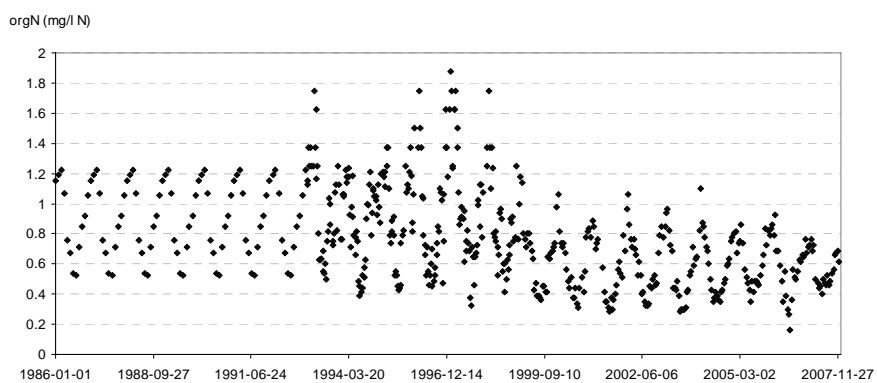


Fig. 6 Verloop van concentraties organisch N, periode 1985-2007

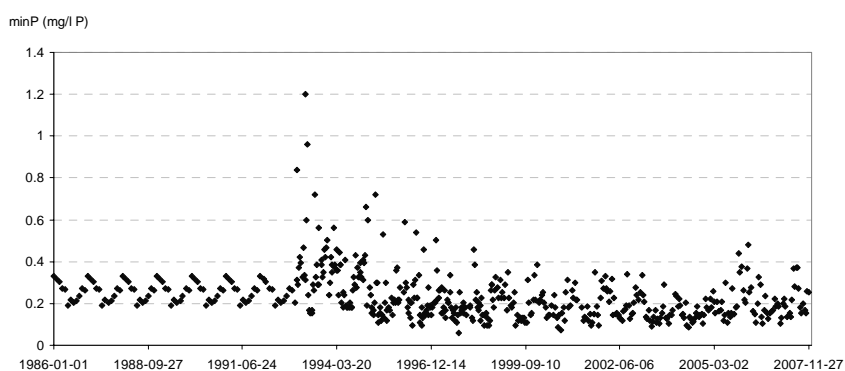


Fig. 7 Verloop van concentraties mineraal P, periode 1985-2007

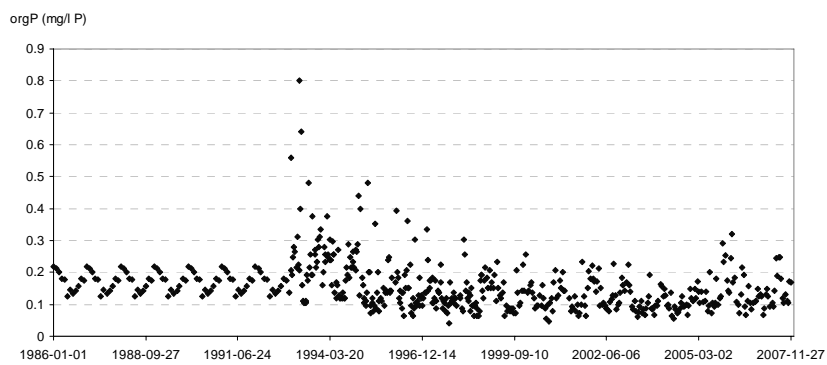


Fig. 8 Verloop van concentraties organisch P, periode 1985-2007

Referenties

HH Rijnland, gegevens van de Hollandse IJssel, metingen van inlaatpunt C008;

Bijlage 5 Gemeten en berekende concentraties AWZI's

Deze bijlage geeft 2 soorten gegevens over AWZI's:

- tabel 1: gemeten concentraties N-totaal en P-totaal in de AWZI's Ammerstol en Stolwijk, jaargemiddelden over de periode 1981 - 2003
- tabel 2 en 3: concentraties N-organisch en N-mineraal bij de 4 AWZI's in de Krimpenerwaard.

De bijbehorende methodiek is beschreven in paragraaf 3.6.3.3.

Tabel 1. Gemeten jaargemiddelde concentraties N-totaal en P-totaal

jaar	Ntotaal (mg/l N)			Ptotaal (mg/l P)		
	Ammerstol	Stolwijk	gemiddeld	Ammerstol	Stolwijk	gemiddeld
1981	26.0	8.0	17.0	6.50	4.20	5.35
1982	34.2	8.9	21.6	9.40	4.40	6.90
1983	28.6	12.3	20.5	6.60	4.20	5.40
1984	20.9	10.8	15.9	4.50	5.20	4.85
1985	24.6	15.3	20.0	7.00	6.30	6.65
1986	22.5	17.0	19.8	6.00	8.30	7.15
1987	20.7	16.6	18.7	4.40	7.40	5.90
1988	24.9	18.8	21.9	3.40	6.10	4.75
1989	33.1	16.7	24.9	5.00	4.30	4.65
1990	22.8	12.6	17.7	3.90	3.30	3.60
1991	15.6	18.3	17.0	1.70	5.50	3.60
1992	10.7	11.6	11.2	1.40	3.20	2.30
1993	13.2	20.9	17.1	1.80	6.90	4.35
1994	9.5	10.8	10.2	1.30	2.70	2.00
1995	7.8	11.5	9.7	1.70	3.20	2.45
1996	5.3	8.8	7.1	1.20	3.80	2.50
1997	6.3	3.4	4.9	1.80	0.70	1.25
1998	4.3	3.6	4.0	1.00	0.30	0.65
1999	4.3	5.2	4.8	1.00	0.20	0.60
2000	3.5	3.5	3.5	1.05	0.26	0.66
2001	4.8	3.1	4.0	1.37	0.40	0.89
2002	4.5	4.5	4.5	2.37	0.85	1.61
2003	4.9	3.2	4.1	3.56	0.78	2.17

Tabel 2. Jaargemiddelde concentraties N-organische en N-mineraal in de 4 AWZI's

Concentraties Norg en Ntot (mg/lN)								
jaar	Ammerstol		Bergambacht		Berkenwoude		Stolwijk	
	Norg	Nmin	Norg	Nmin	Norg	Nmin	Norg	Nmin
1981	8.02	17.98	6.27	10.73	6.27	10.73	3.43	4.57
1982	10.55	23.65	8.34	13.21	7.95	13.60	3.82	5.08
1983	8.83	19.77	7.92	12.53	7.54	12.91	5.28	7.02
1984	6.45	14.45	6.14	9.71	5.84	10.01	4.63	6.17
1985	7.59	17.01	7.72	12.23	7.36	12.59	6.56	8.74
1986	6.94	15.56	7.65	12.10	7.28	12.47	7.29	9.71
1987	6.39	14.31	7.22	11.43	6.88	11.77	7.12	9.48
1988	7.68	17.22	8.46	13.39	8.06	13.79	8.06	10.74
1989	10.21	22.89	9.64	15.26	9.18	15.72	7.16	9.54
1990	7.04	15.76	6.85	10.85	6.53	11.17	5.40	7.20
1991	4.81	10.79	6.56	10.39	6.25	10.70	7.85	10.45
1992	3.30	7.40	4.32	6.83	4.11	7.04	4.98	6.62
1993	4.07	9.13	6.60	10.45	6.29	10.76	8.96	11.94
1994	2.93	6.57	3.93	6.22	3.74	6.41	4.63	6.17
1995	2.41	5.39	3.74	5.91	3.56	6.09	4.93	6.57
1996	1.64	3.66	2.73	4.32	2.60	4.45	3.77	5.03
1997	1.94	4.36	1.88	2.97	1.79	3.06	1.46	1.94
1998	1.33	2.97	1.53	2.42	1.46	2.49	1.54	2.06
1999	1.33	2.97	1.84	2.91	1.75	3.00	2.23	2.97
2000	1.07	2.39	1.35	2.14	1.29	2.20	1.51	2.01
2001	1.47	3.29	1.53	2.42	1.46	2.50	1.35	1.80
2002	1.38	3.08	1.74	2.75	1.66	2.83	1.94	2.58
2003	1.52	3.41	1.58	2.50	1.50	2.57	1.38	1.84

Tabel 3. Jaargemiddelde concentraties P-organische en P-mineraal in de 4 AWZI's

<i>Concentraties Porg en Ptot (mg/LP)</i>									
jaar	Ammerstol		Bergambacht		Berkenwoude		Stolwijk		
	Porg	Pmin	Porg	Pmin	Porg	Pmin	Porg	Pmin	
1981	2.28	4.22	2.07	3.28	2.07	3.28	1.78	2.42	
1982	3.29	6.11	2.67	4.23	2.67	4.23	1.87	2.53	
1983	2.31	4.29	2.09	3.31	2.09	3.31	1.78	2.42	
1984	1.58	2.92	1.88	2.97	1.88	2.97	2.21	2.99	
1985	2.45	4.55	2.57	4.08	2.57	4.08	2.67	3.63	
1986	2.10	3.90	2.77	4.38	2.77	4.38	3.52	4.78	
1987	1.54	2.86	2.28	3.62	2.28	3.62	3.14	4.26	
1988	1.19	2.21	1.84	2.91	1.84	2.91	2.59	3.51	
1989	1.75	3.25	1.80	2.85	1.80	2.85	1.82	2.48	
1990	1.37	2.53	1.39	2.21	1.39	2.21	1.40	1.90	
1991	0.60	1.10	1.39	2.21	1.39	2.21	2.33	3.17	
1992	0.49	0.91	0.89	1.41	0.89	1.41	1.36	1.84	
1993	0.63	1.17	1.68	2.67	1.68	2.67	2.93	3.97	
1994	0.46	0.84	0.77	1.23	0.77	1.23	1.15	1.55	
1995	0.60	1.10	0.95	1.50	0.95	1.50	1.36	1.84	
1996	0.42	0.78	0.97	1.53	0.97	1.53	1.61	2.19	
1997	0.63	1.17	0.48	0.77	0.48	0.77	0.30	0.40	
1998	0.35	0.65	0.25	0.40	0.25	0.40	0.13	0.17	
1999	0.35	0.65	0.23	0.37	0.23	0.37	0.08	0.12	
2000	0.37	0.68	0.25	0.40	0.25	0.40	0.11	0.15	
2001	0.48	0.89	0.34	0.54	0.34	0.54	0.17	0.23	
2002	0.83	1.54	0.62	0.99	0.62	0.99	0.36	0.49	
2003	1.25	2.31	0.84	1.33	0.84	1.33	0.33	0.45	

Bijlage 6 Gemeten en berekende concentraties van uitgemalen water

In deze bijlage wordt een vergelijking beschreven van gemeten en berekende concentraties van de meetpunten KOP0427, KOP0801 en KOP1001. Dit zijn meetpunten waarlangs ca 90% van het uitgemalen water passeert en de waarden worden als representatief beschouwd voor de concentraties van water dat het gebied verlaat.

De dynamiek van de berekende concentraties N-totaal en P-totaal is gegeven in figuur 1 en 2. De berekende waarden laten de hoogste N-concentraties in de zomer zien die in het najaar dalen tot lage concentraties in het voorjaar. Dit is niet in overeenstemming met de metingen, waarbij de zomer-halvjaar gemiddelde concentraties hoger zijn dan de gemiddelden van het winterhalvjaar (tabel 1). Een dalende trend is in N-metingen en N-berekeningen waar te nemen, maar de daling is bij de berekeningen gering. De totaal-P concentraties vertonen minder dynamiek en nauwelijks een dalende trend.

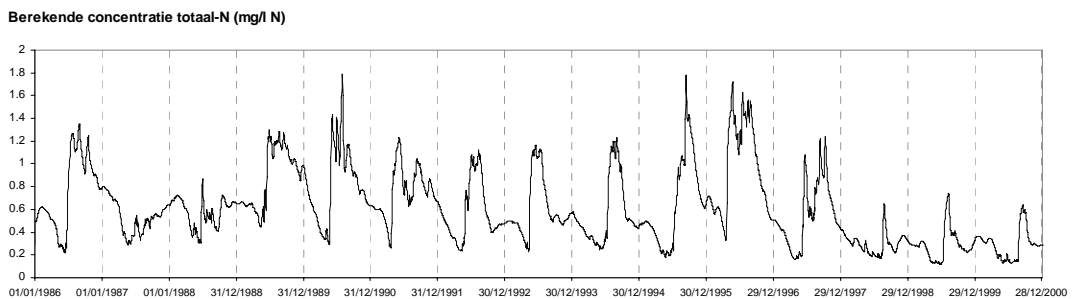


Fig. 1 berekenden concentratie totaal-N (mg/l N), gemiddelde van KOP0427, KOP0801 en KOP1001

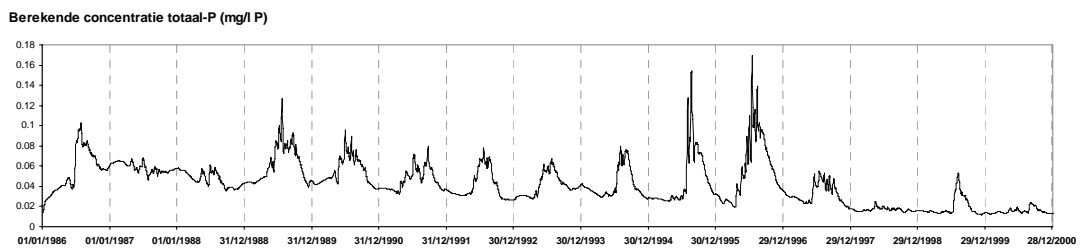


Fig. 2 berekenden concentratie totaal-P (mg/l P), gemiddelde van KOP0427, KOP0801 en KOP1001

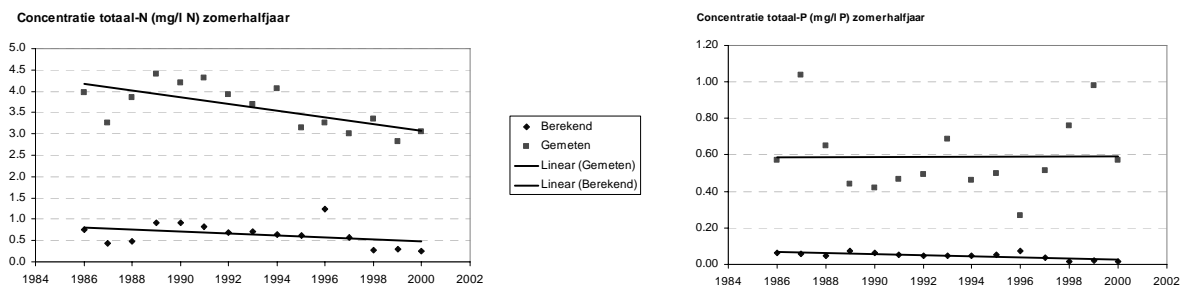


Fig. 3 berekenden concentratie totaal-N (mg/l N), gemiddelde van KOP0427, KOP0801 en KOP1001

Tabel 1. Zomerhalfjaar- en kalenderjaargemiddelde concentraties totaal-N (mg/l) gemiddelde van KOP0427, KOP0801 en KOP1001

totaal-N jaar	Zomer- halfjaar Berekend	Zomer halfjaar Gemeten	Kalender jaar Berekend	Kalender jaar Gemeten
1986	0.75	3.98	0.76	5.95
1987	0.43	3.25	0.54	5.43
1988	0.48	3.84	0.57	4.64
1989	0.93	4.40	0.88	4.83
1990	0.92	4.19	0.82	5.71
1991	0.82	4.30	0.75	5.06
1992	0.68	3.91	0.57	5.05
1993	0.72	3.69	0.61	4.87
1994	0.64	4.07	0.56	4.74
1995	0.61	3.14	0.65	3.98
1996	1.24	3.26	0.95	4.31
1997	0.56	3.00	0.56	4.55
1998	0.27	3.35	0.30	4.52
1999	0.30	2.83	0.29	3.75
2000	0.26	3.05	0.29	4.29
gemiddeld	0.64	3.62	0.61	4.78

Tabel 2. Zomerhalfjaar- en kalenderjaargemiddelde concentraties totaal-P (mg/l) gemiddelde van KOP0427, KOP0801 en KOP1001

totaal-N jaar	Zomer- halfjaar Berekend	Zomer halfjaar Gemeten	Kalender jaar Berekend	Kalender jaar Gemeten
1986	0.06	0.57	0.05	0.62
1987	0.06	1.04	0.06	1.16
1988	0.05	0.65	0.05	0.67
1989	0.07	0.44	0.06	0.43
1990	0.06	0.42	0.05	0.50
1991	0.05	0.47	0.05	0.52
1992	0.05	0.49	0.04	0.55
1993	0.05	0.69	0.04	0.69
1994	0.05	0.46	0.04	0.59
1995	0.05	0.50	0.05	0.54
1996	0.07	0.27	0.06	0.37
1997	0.04	0.52	0.03	0.49
1998	0.02	0.76	0.02	0.75
1999	0.02	0.98	0.02	0.72
2000	0.02	0.57	0.02	0.58
gemiddeld	0.05	0.59	0.04	0.61