



Kalibratie Modelsysteem Monitoring Stroomgebieden

C. Siderius, J. Roelsma, H.M. Mulder, L.P.A. van Gerven, R.F.A. Hendriks en T.P. van Tol-Leenders

Alterra-rapport 2216, ISSN 1566-7197
Reeks Monitoring Stroomgebieden 22



Kalibratie Modelsysteem Monitoring
Stroomgebieden

Dit onderzoek is uitgevoerd in opdracht van de ministeries van EL&I en I&M.
BO-12.07-009-005

Kalibratie Modelsysteem Monitoring Stroomgebieden

C. Siderius, J. Roelsma, H.M. Mulder, L.P.A. van Gerven, R.F.A. Hendriks en T.P. van Tol-Leenders

Alterra-rapport 2216
Reeks Monitoring Stroomgebieden 22

Alterra, onderdeel van Wageningen UR
Wageningen, 2011

Referaat

Siderius, C., J. Roelsma, M. Mulder, L.P.A. van Gerven en R.F.A. Hendriks, D.T. van Tol-Leenders, 2011. *Kalibratie modelsysteem monitoring stroomgebieden*. Wageningen, Alterra, Alterra rapport 2216. 49 blz.; 21 fig.; 8 tab.; 23 ref.

In het kader van het project 'Meerjarig monitoringsprogramma naar de uit- en afspoeling van nutriënten vanuit landbouwgronden in stroomgebieden en polders' zijn de effecten van het mestbeleid op stroomgebiedsniveau onderzocht. Ter ondersteuning van de kwantificering van het aandeel van de landbouw op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater is voor ieder van de vier pilotgebieden een modelsysteem opgezet. Dit modelsysteem is gefaseerd, van grof naar fijn, uitgebouwd. In dit rapport wordt de laatste stap in de uitbouw van het modelsysteem beschreven, de kalibratie. Het doel van dit rapport is om te evalueren of de gekalibreerde procesmodellen in de vier gebieden in voldoende mate in staat zijn om de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater te simuleren.

Trefwoorden: monitoring, waterkwaliteit, stikstofconcentratie, fosforconcentratie, kalibratie, ANIMO, NuswaLite

ISSN 1566-7197

Dit rapport is gratis te downloaden van www.alterra.wur.nl (ga naar 'Alterra-rapporten'). Alterra Wageningen UR verstrekt geen gedrukte exemplaren van rapporten. Gedrukte exemplaren zijn verkrijgbaar via een externe leverancier. Kijk hiervoor op www.rapportbestellen.nl.

© 2011 Alterra (instituut binnen de rechtspersoon Stichting Dienst Landbouwkundig Onderzoek)
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; info.alterra@wur.nl

- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking van deze uitgave is toegestaan mits met duidelijke bronvermelding.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor commerciële doeleinden en/of geldelijk gewin.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor die gedeelten van deze uitgave waarvan duidelijk is dat de auteursrechten liggen bij derden en/of zijn voorbehouden.

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

Alterra-rapport 2216

Wageningen, oktober 2011

Inhoud

Samenvatting	7
1 Inleiding	9
1.1 Projectaanpak	9
1.2 Modelsysteem	9
2 Kalibratie van procesmodellen	13
2.1 Domein aanpak Monitoring Stroomgebieden	13
2.2 Parameter selectie	13
2.2.1 ANIMO	14
2.2.2 NuswaLite	16
2.3 'Beste model'-selectie	17
3 Resultaten	19
3.1 Alle gebieden	19
3.2 Gebiedspecifiek Quarles van Ufford	23
3.2.1 N en P gemeten en berekend voor zomer en winter	23
3.2.2 Fracties N en P	23
3.2.3 Karakteristieke meetpunten: continue meetstation	25
3.2.4 Overige meetpunten	25
3.2.5 Verklarende parameters	25
3.3 Gebiedspecifiek Drentse Aa	27
3.3.1 N en P gemeten en berekend voor zomer en winter	27
3.3.2 Fracties N en P	27
3.3.3 Karakteristieke meetpunten: continue meetstation	29
3.3.4 Karakteristieke meetpunten: natuur versus landbouw	29
3.3.5 Verklarende parameters	29
3.4 Gebiedspecifiek Schuitenbeek	31
3.4.1 N en P gemeten en berekend voor zomer en winter	31
3.4.2 Fracties N en P	32
3.4.3 Verklarende parameters	33
3.5 Gebiedspecifiek Krimpenervaard	34
3.5.1 N en P gemeten en berekend voor zomer en winter (gebiedsgemiddeld)	34
3.5.2 Fracties N en P (gebiedsgemiddeld)	34
3.5.3 Modelresultaten per meetlocatie	36
3.5.4 Verklarende parameters	36
3.6 Gekozen parameter waarden	38
4 Discussie en conclusies	41
4.1 Impact kalibratie	41
4.2 Bepalende parameters en parameterwaarden	42
4.3 Samenvattende conclusies	43
4.4 Verbeteringen	43

Literatuur	45
Bijlage 1 Gebiedspecifieke aanpassingen zonder kalibratie in fase 4	47

Samenvatting

In het kader van het project 'Meerjarig monitoringsprogramma naar de uit- en afspoeling van nutriënten vanuit landbouwgronden in stroomgebieden en polders' zijn de effecten van het mestbeleid op stroomgebiedsniveau onderzocht. Het doel van het project is het kwantificeren van het aandeel van de landbouw op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater en de invloed van het mestbeleid hierop in vier representatieve stroomgebieden in karakteristieke landschappelijke regio's.

Ter ondersteuning van de kwantificering van het aandeel van de landbouw op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater is voor ieder van de vier pilotgebieden een modelsysteem opgezet. Dit modelsysteem is gefaseerd, van grof naar fijn, uitgebouwd. In dit rapport wordt de laatste stap in de uitbouw van het modelsysteem beschreven, de kalibratie. Het doel van dit rapport is om te evalueren of de gekalibreerde procesmodellen in de vier gebieden in voldoende mate in staat zijn om de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater te simuleren.

De kalibratie bestaat uit een 'Niet-gefocuste' kalibratie, waarbij parameters in de kwaliteitsmodules (ANIMO en NuswaLite) zijn gevarieerd. In totaal 500 runs met verschillende combinaties van parameters zijn per gebied doorgerekend. Op basis van de Nash-Sutcliffe modefficiëntie is het beste model geselecteerd.

Hoewel elk gebied verschillend reageert op veranderingen in parameterwaarden zijn er duidelijk een aantal sturende parameters. Vooral de afbraak van organische stof is bepalend voor de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater. Voor de oppervlaktewatermodelparameters hebben vooral de bezinkingssnelheid van sediment (organisch en mineraal) effect op de Nash-Sutcliffe modefficiëntie. In de zandgebieden is verder vooral het watergetal bepalend. De hoogte van de stikstofuitspoeling is sterk met deze parameter te sturen.

De hoofdconclusies zijn:

- Kalibratie van procesparameters in de kwaliteitsmodellen verbetert de simulering van zowel stikstof als fosfor. In alle gebieden heeft het model, na kalibratie, een verklarende waarde (Nash-Sutcliffe modefficiëntie > 0) voor de nutriëntenconcentraties bij het uitstroompunt, met uitzondering van de fosforconcentraties in het veengebied, de Krimpenerwaard.
- Stikstof kan beter worden gesimuleerd dan fosfor.
- De kalibratie van procesparameters heeft meer effect op de simulering van stikstofconcentraties.
- De parametersettings verschillen sterk per gebied, ook tussen de twee zandgebieden, wat aantoont dat voorzichtig omgegaan moet worden met generieke parametersettings.

1 Inleiding

1.1 Projectaanpak

In het kader van het project 'Meerjarig monitoringsprogramma naar de uit- en afspoeling van nutriënten vanuit landbouwgronden in stroomgebieden en polders' zijn de effecten van het mestbeleid op stroomgebiedsniveau onderzocht. Het doel van het project was 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 hierop van het (mest)beleid. Hiertoe is een combinatie van een meetprogramma en (model)berekeningen toegepast, die elkaar aanvullen en versterken. Het project is uitgevoerd in vier (pilot)gebieden die van elkaar verschillen qua eigenschappen: een zandgebied met hoge nutriëntenbelasting (Schuitenbeek), een zandgebied met een vermeend lage nutriëntenbelasting (Drentse Aa), een veengebied (Krimpenerwaard) en een kleigebied (Quarles van Ufford).

Ter ondersteuning van de kwantificering van het aandeel van de landbouw op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater is voor ieder van de vier pilotgebieden een modelsysteem opgezet. Dit modelsysteem is gefaseerd, van grof naar fijn, uitgebouwd. In dit rapport wordt de laatste stap in de uitbouw van het modelsysteem beschreven, de kalibratie. Het doel van dit rapport is om te evalueren of de gekalibreerde procesmodellen in de vier gebieden in voldoende mate in staat zijn om de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater te simuleren.

1.2 Modelsysteem

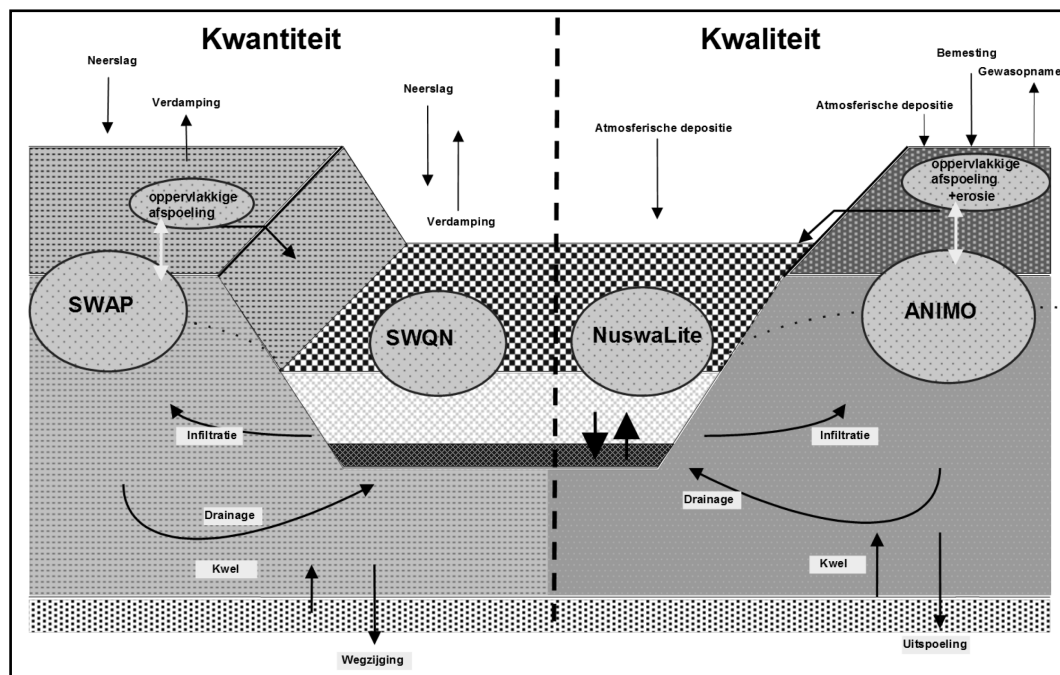
In dit rapport wordt de laatste stap van de systeemanalyse beschreven, de kalibratie, een vervolg op de verfijningstappen in fases 1, 2 en 3 (Tabel 1). Deze verfijningstappen zijn uitvoerig beschreven in verschillende Monitoring Stroomgebieden rapporten (o.a. Jansen et al., 2008; Kroes et al., 2008; Roelsma et al., 2008, Siderius et al., 2008). 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 nationaal modelinstrumentarium, dat wordt gebruikt voor de evaluatie van het Nederlandse mestbeleid. 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 STONE 2.1. In fase 2 is een nieuwe schematisering gemaakt, die 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). In fase 3 is vervolgens gebiedspecifieke data voor elk gebied toegevoegd, voor zover beschikbaar, waarmee de landelijke opzet deels is verlaten. Aanpassen van modelparameters is in deze fase echter nadrukkelijk nog niet uitgevoerd. In fase 4 is op basis van aanvullend uitgevoerde metingen binnen het project Monitoring Stroomgebieden de schematisatie en parameterisatie van de gebieden afzonderlijk aangepast. Deze fase is niet in afzonderlijke rapporten beschreven maar wordt toegelicht in bijlage 1.

Tabel 1*Opzet gefaseerd modelsysteem.*

	Omschrijving	Land	Opp. water	Temporele schaal	Data
Fase 1	'Stone 2.1 – nationaal'	+	-	Langjarig	Nationaal
Fase 2	'Stone 2.1 – regionaal' Nationale combinaties (bodem, bodemgebruik en GT) regionaal toegewezen	+	+	Decade-langjarig	Nationaal
Fase 3	Regionaal specifieke benadering op basis van regionale data + (kwel, bemesting, peil)		+	Dag- langjarig	Regionaal
Fase 4	Op basis van aanvullend uitgevoerde metingen wordt de schematisatie en parameterisatie van de gebieden afzonderlijk aangepast	+	+	Dag- langjarig	Lokaal
Fase 4k (kalibratie)	Kalibratie van parameters in de waterkwaliteit modellen (ANIMO, NuswaLite)	+	+	Dag- langjarig	Lokaal

De vier gebieden in Monitoring Stroomgebieden zijn gemodelleerd met vier dynamische simulatiemodellen die op afstand zijn gekoppeld: SWAP voor de waterhuishouding van de landbodem (Van Dam et al., 2008), ANIMO voor de organische stof-, N- en P-huishouding en -uitspoeling uit de landbodem (Groenendijk et al., 2005), SWQN voor de waterhuishouding van het oppervlaktewaterstelsel (Smit et al., in voorbereiding) en NuswaLite voor de N- en P-huishouding en -concentraties in het oppervlaktewater (Siderius et al., 2008) (Figuur 1). 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. Een uitgebreidere beschrijving van dit modelsysteem is te vinden in o.a. Siderius et al. (2008) of Schoumans et al. (2009).

Dit rapport beschrijft de laatste fase in de ontwikkeling van het modelsysteem; de kalibratie van de onzekere procesparameters in de waterkwaliteitsmodellen. Het doel van dit rapport is om te evalueren of de gekalibreerde procesmodellen in de vier gebieden in voldoende mate in staat zijn om de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater te simuleren. Een minimum eis is dat de modellen meer verklarende waarde moeten hebben dan het gemiddelde van de meetreeks.



Figuur 1
 Blokdigram van de verschillende modules.

2 Kalibratie van procesmodellen

2.1 Domein aanpak Monitoring Stroomgebieden

De kalibratie van Monitoring Stroomgebieden is een beperkte kalibratie. Alleen de deelmodellen ANIMO en NuswaLite worden gekalibreerd. Dit heeft zowel inhoudelijke als praktische redenen. De schematisatie en parameterisatie van de kwantiteitmodellen zijn op basis van de regionale data al in eerdere modelverbeterfases aangepast (fase 2 en fase 3, zie o.a. Roelsma et al., 2008). Regionale data over procesparameters in de kwaliteitsmodellen waren vrijwel niet beschikbaar. Uit de modellering in eerdere fases blijkt echter, dat vooral een aantal moeilijk te kwantificeren procesparameters die de waterkwaliteitsprocessen in de bodem van de zandgebieden sturen (o.a. Michaelis constante voor denitrificatie en de afbraaksnelheid van organische stof) sterk bepalend zijn voor de uitspoeling naar het oppervlaktewater (Jansen et al., 2008; Kroes et al., 2008; Roelsma et al., 2008; Siderius et al., 2008). Daarnaast heeft een eerdere gevoeligheidsanalyse aangetoond, dat ook de procesparameters in het oppervlaktewater van grote invloed kunnen zijn, vooral in de poldergebieden (Van Gerven, 2009). Tenslotte spelen ook praktische randvoorwaarden een rol in de keuze om ons te beperken tot de waterkwaliteitsparameters. Zo is de rekentijd van de kwantiteitmodellen veel groter dan die van de kwaliteitsmodellen, wat het veelvuldig doorrekenen van de gebieden lastig maakt.

Wat betreft de tijdsperiode zijn alle parameters gevarieerd vanaf de initialisatie van het bodemsysteem, 1941, tot en met de laatste rekenperiode 2001-2015. Uitzondering hierop is de Krimpenerwaard waarbij vanaf 2001 gerekend wordt. Reden hiervoor is dat op basis van de meest recente meetgegevens de bodemvoorraad aan nutriënten en organische stof hier opnieuw is geschat en voorkomen moest worden dat deze nieuwe inschatting door de kalibratie wordt beïnvloed.

2.2 Parameter selectie

De selectie voor de te variëren parameters is gebaseerd op eerdere gevoeligheidsanalyses, de inzichten opgedaan in eerdere fases van de modellering en expert judgement van de ontwikkelaars van de gebruikte modellen.

2.2.1 ANIMO

Tabel 2 geeft de paramaters voor het bodemkwaliteitsmodel (ANIMO), die in de verschillende gebieden gevarieerd zijn.

Tabel 2

Parametervariatie grondwaterkwaliteit model (ANIMO) per gebied.

Parameter	Eenheid	DRA	SBK	QVU	KRW
1 Afbraaksnelheid opgeloste organische stof	a ⁻¹	6 - 40	6 - 40	6 - 30	3 - 30
2 Afbraaksnelheid humus	a ⁻¹	0.002 - 0.01	0.002 - 0.01	NVT	NVT
3 Assimilatie efficiëntie opgelost organisch materiaal	-	0.1 - 0.2	0.1 - 0.2	NVT	NVT
4 Michaelis constante voor denitrificatie	m ³ kg ⁻¹	0.05 - 0.01	0.05 - 0.01	NVT	NVT
5 Watergetal	-	0.4 - 0.9	0.4 - 0.9	NVT	NVT
6 Nitraatconcentratie in kwel	-	NVT	NVT	0.0001 – 0.02	NVT
7 Fosfaatconcentratie in kwel	m ³ kg ⁻¹	0 - 0.0004	0 - 0.0004	NVT	NVT
8 Opgelost organisch fosforconcentratie in kwel	m ³ kg ⁻¹	0 - 0.0016	0 - 0.0016	NVT	NVT

Afbraaksnelheden opgelost organisch stof en humus

De afbraaksnelheid van humus en opgelost organisch stof is in de zandgebieden meegenomen in de kalibratie, omdat de stikstofbelasting in deze gebieden (veel) hoger werd berekend dan gemeten. Uit de balansen voor de zandgebieden kwam naar voren dat er netto organisch materiaal (vooral humus) werd afgebroken (gemineraliseerd). Bij afbraak van organisch materiaal wordt het omgezet in mineraal stikstof, dat snel nitrificeert tot nitraat. In de plots met landgebruik 'natuur' is de afbraaksnelheid op een lage waarde vastgezet, omdat uit metingen bleek dat hier nagenoeg geen nitraat in het oppervlaktewater zit. Voor de overige landgebruikstypen zijn de afbraaksnelheden meegenomen als een te variëren parameter in de kalibratie.

Ook voor de Krimpenerwaard is besloten om de afbraaksnelheid van opgeloste organische stof mee te nemen in de kalibratie, enerzijds om aan te sluiten bij de generieke benadering voor de drie gebieden met minerale bodems anderzijds omdat deze parameter voor veenweidegebieden blijkt af te wijken van de standaardwaarde uit ANIMO. Hendriks (1993) en Hendriks et al. (2008) hebben middels kalibratie vastgesteld dat de 'oude' organische stof van veen een andere waarde voor deze snelheidsparameters behoeven dan de verse organische stof van vaste en vloeibare organische mest anderzijds; veen een factor drie lager. Voor bemeste veenweiden bevelen Hendriks et al. (2008) een 'compromiswaarde' aan.

Assimilatie-efficiëntie opgelost organisch materiaal

De assimilatie-efficiëntie beïnvloedt in samenhang met de afbraaksnelheden de verdeling van de stikstof- en fosforhoeveelheden over de verschillende fracties en is daarom voor de zandgronden ook meegenomen in de kalibratie.

Michaelis constante voor denitrificatie op zandgronden

De enige parameter in ANIMO om de nitraatafbraak te reduceren zonder dat de afbraak van organische stikstof wordt beïnvloed is de parameter HALFDENITR, de Michaelis constante, d.w.z. de concentratie waarbij de reactiesnelheid halverwege de maximum waarde ligt. Voor de natuurgronden is deze parameter vastgezet op een lage waarde (0.01 m³/kg); voor andere gronden is deze parameter meegenomen in de kalibratie.

Watergetal voor zandgronden

Uit de systeemanalyse van fase 3 voor de zandgronden (Roelsma et al., 2008) kwam naar voren dat bij het gebruik van de meest recente versie van het modelsysteem voor de Evaluatie Mestwetgeving (EMW, 2007) de stikstofuitspoeling naar het grond- en oppervlaktewatersysteem voor zandgronden toenam. Dit resulteerde in fase 3 in een overschatting van de stikstofconcentratie in de Drentse Aa en Schuitenbeek. Nadere analyse toonde aan dat met name het watergetal (de waarde voor waterverzadiging van de bodem waarbij denitrificatie (afbraak van nitraat) gaat plaats vinden) hierbij sterk bepalend was. Naast de afbraaksnelheden en de Michaelis constante is daarom ook het watergetal meegenomen in de kalibratie.

Kwelconcentraties stikstof

Uit de eerdere analyse van kwelconcentratiemetingen voor stikstof in Quarles van Ufford (QvU) en omstreken bleek dat er ten eerste weinig metingen in of rond QvU beschikbaar zijn en dat ten tweede de waarden van de stikstofconcentraties sterk uiteenlopen (Siderius et al., 2008). Tegelijkertijd liet de sterke verandering in de concentraties bij het uitstroompunt op het veranderen van de kwelconcentratie zien dat dit mogelijk een gevoelige parameter is in het model voor Quarles van Ufford.

Kwelconcentraties fosfor

Uit de systeemanalyse van fase 3 voor de zandgebieden (Roelsma et al., 2008) kwam onder meer naar voren dat de fosforconcentratie in het kwelwater van invloed was op de fosforconcentratie in het oppervlaktewater. Aangezien in het modelsysteem een gemiddelde nutriëntenconcentratie in ruimte en tijd ingevoerd moet worden en de metingen van met name fosfaat in het diepe grondwater grote verschillen laat zien, is de fosforconcentratie in het kwelwater als kalibratieparameter meegenomen.

2.2.2 NuswaLite

In een eerdere gevoeligheidsanalyse voor het oppervlaktewatermodel NuswaLite zijn zeven parameters gevarieerd (Van Gerven et al., 2009). Ze zijn ook alle zeven opnieuw meegenomen in de kalibratie en aangevuld met een extra parameter, die de dynamiek in sorptie beïnvloedt (Tabel 3).

Tabel 3

Geselecteerde parameters voor gevoeligheidsanalyse, hun nieuwe min/max waarde en nieuwe basiswaarde per stroomgebied.

Parameter	Eenheid	Schatting	DRA	SBK	QVU	KRW
1. Mineralisatiesnelheid	d ¹	0.1* – 0.3*	0.1 – 0.3	0.1 – 0.3	0.1 – 0.3	0.02 – 0.2
2. Denitrificatiesnelheid	d ¹	0.01^ – 0.2	0.01 – 0.2	0.01 – 0.2	0.01 – 0.2	0.01 – 0.15
3. Minimale potentiële adsorptie-capaciteit van het sediment voor mineraal P	m ³ /g	5.10 ⁸ @ – 5.10 ⁴	5 10 ⁸ - 5 10 ⁶	5 10 ⁸ - 5 10 ⁶	5 10 ⁸ - 5 10 ⁶	5 10 ⁵ - 5 10 ⁴
4. Maximale potentiële adsorptie-capaciteit van het sediment voor mineraal P	m ³ /g	5.10 ⁸ @ – 5.10 ³	5 10 ⁸ - 5 10 ⁶	5 10 ⁸ - 5 10 ⁶	5 10 ⁸ - 5 10 ⁶	7 10 ⁴ - 7 10 ³
5. Dag in het jaar met maximale adsorptiecapaciteit (mineraal P)	dag	-	NVT	NVT	-	60
6. Potentiële adsorptiecapaciteit van het sediment voor mineraal N	m ³ /g	5.10 ⁸ @ – 5.10 ⁶	110 ⁷ - 110 ⁵	110 ⁷ - 110 ⁵	110 ⁷ - 110 ⁵	-
7. Sedimentatiesnelheid minerale fractie	m/d	0.02 – 0.15	0.02 – 0.15	0.02 – 0.15	0.001 – 0.15	0.001 – 0.15
8. Sedimentatiesnelheid organische fractie	m/d	0.02 - 0.15	0.02 – 0.15	0.02 – 0.15	0.001 – 0.15	0.001 – 0.15

* EPA (1985)

^ Metingen Zeegserloopje (Van Gerven et al., 2010)

@ Berekend op basis van vastleggings-/naleveringsfluxen uit De Klein (2008)

Waarden voor de denitrificatie zoals geïmplementeerd in NuswaLite zijn moeilijk precies af te leiden uit de literatuur vanwege de gelumpte beschrijving in NuswaLite. Denitrificatie vindt voornamelijk plaats in sediment, mits zuurstofgehalten in de waterkolom zeer laag worden (< 0.3 mg/l) of er veel waterplanten zijn (biofilms). Omdat in NuswaLite het sediment en de waterkolom zijn samengevoegd tot één pool is het moeilijk om een geschikte waarde voor de denitrificatiesnelheid te vinden en is deze parameter een typische kalibratieparameter.

Ook waarden voor de sedimentatiesnelheid van de organische en minerale fractie zijn niet direct af te leiden uit literatuur vanwege de gelumpte procesbeschrijving. NuswaLite beschouwt 'netto-sedimentatie' = sedimentatie - resuspensie. Aangezien beide processen een andere fysische basis hebben is de benadering door een netto-term alleen valide voor grote tijdperioden en grote ruimtelijke schaal. De 'netto-sedimentatie' is daarom een typische kalibratieparameter.

Sedimentatie en resuspensie grijpen aan op particulier materiaal terwijl deze pool in NuswaLite niet bestaat en de sedimentatie daarom aangrijpt op zowel de minerale als de organische fractie van opgeloste nutriënten. In

NuswaLite kunnen de sedimentatiesnelheden voor organisch en anorganisch stikstof en fosfor wel onafhankelijk van elkaar gevarieerd worden.

De waarden voor sorptieparameters zijn eveneens lastig af te leiden, sowieso voor stikstof omdat sorptie in werkelijkheid alleen voor ammonium van belang is, maar in NuswaLite zijn ammonium en nitraat samengevoegd. Vertaling van nalevering/fixatie cijfers vermeld in De Klein (2008), te weten -0.1 tot 0.5 g/m² sediment per dag voor ammonium en -0.01 tot 0.04 g/m² per dag voor fosfaat leidt voor de verschillende stroomgebieden tot de schattingen in Tabel 3 (hierbij is uitgegaan van een maximale verandering in de fosfaatconcentratie van 0.2 mg/l per dag en 2.0 mg/l per dag voor anorganisch N. Verder is aangenomen dat de anorganische N-pool voor een derde deel uit ammonium bestaat. Gezien de onzekerheden en aannamen in de berekening van de sorptiecoëfficiënt is deze toegevoegd aan de kalibratie.

2.3 'Beste model'-selectie

Het doel van de kalibratie is om per gebied uiteindelijk een model met een combinatie van parameters te selecteren, dat de oppervlaktewater concentratiemetingen zo goed mogelijk benadert en zo de waterkwaliteit zo goed mogelijk beschrijft over de recente periode. Vervolgens wordt met dit model een bronnenanalyse uitgevoerd. Gegeven deze eisen is het noodzakelijk dat er één model met één set parameters geselecteerd wordt.

We hebben echter te maken met meerdere criteria voor de kalibratie en meerdere opties om het 'beste' model te kiezen. Moet één en hetzelfde model zowel stikstof als fosfaat goed beschrijven? En moet ook een juiste modellering van de minerale en organische componenten meegenomen worden in de selectie? Is de periode van belang? Zo is voor de normstelling de zomerperiode van belang, maar een goed model zou de processen in het gehele jaar moeten kunnen beschrijven. En in hoeverre is het mogelijk om niet alleen rekening te houden met het uitstroompunt maar ook met meer bovenstroomse meetpunten? Tenslotte zijn er in de Drentse Aa niet alleen uitgebreide oppervlaktewater metingen, maar ook metingen in het grondwater beschikbaar, waarop gekalibreerd kan worden. In hoeverre beïnvloedt het meenemen van deze metingen in de kalibratie de 'goodness-of-fit' met betrekking tot de oppervlaktewaterkwaliteit?

In de huidige kalibratie zijn de volgende keuzes gemaakt voor de selectiecriteria:

- Totaal N en Totaal P
- Periode 2001-2010
- Geen onderscheid tussen zomer- en winterperiode
- Alleen voor een selectie van oppervlaktewatermeetpunten, voor specifieke locaties en met langjarige meetreeks (minimaal 2004-2010, de meetperiode van het project)

De kalibratie bestaat uit een 'Niet-gefocuste' kalibratie. Daarmee wordt bedoeld dat de kalibratie niet gestuurd wordt door de uitkomsten van eerdere runs in de kalibratiereeks, maar parallel wordt ingezet, waarbij achteraf op basis van een aantal modelprestatiepunten het beste model wordt geselecteerd. Het is daarbij in wezen een soort van gevoeligheidsanalyse, waarbij uit de reeks aan varianten uiteindelijk het beste model gekozen wordt. Door middel van Latin Hypercube sampling (McKay et al., 1979) zijn 500 verschillende parametersets getrokken en doorgerekend.

De modelprestatiepunten die gehanteerd worden bij de keuze van het 'beste model' zijn de 'willekeurige fout', die het verschil in dynamiek tussen gemeten en berekende waarden kwantificeert, en 'systematische fout', die de afwijking t.o.v. het gemiddelde kwantificeert en de uit deze twee componenten opgebouwde Nash en Sutcliffe (1970) Modefficiëntie (voor verdere toelichting zie Walvoort et al., 2010). De modefficiëntie ligt tussen $-\infty$ en 1. Nash and Sutcliffe modefficiëntie (ENS) = 1 komt overeen met een perfect model, ENS = 0

met een model dat het net zo goed doet als wanneer het gemiddelde van de meetgegevens als predictor wordt gebruikt. Waarden kleiner dan 0 geven aan dat het gemiddelde van de meetgegevens een betere predictor is dan het model. Als selectie criterium is de modefficiëntie gebruikt.

De maten zijn wiskundig geformuleerd als:

Willekeurig fout:

$$\sigma_e^2 = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (e_i - \bar{e})^2 \quad (1)$$

Systematische fout:

$$\bar{e} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n e_i = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i) = \bar{y} - \bar{\hat{y}} \quad (2)$$

Modefficiëntie:

$$E_{NS} = \frac{F_0^2 - F^2}{F_0^2} \quad (3)$$

waarbij n het aantal meetwaarden is, y_i de meetwaarde, $\hat{y}_i$ de daarmee corresponderende modelvoorspellingen, e_i het verschil tussen meetwaarden en corresponderende modelvoorspellingen en $\bar{e}$ het rekenkundig gemiddelde hiervan is. F^2 is de resterende variatie die niet door het model kan worden verklaard. F_0^2 is de variatie van de metingen (zie voor toelichting Walvoort et al., 2010).

Het 'beste model' is geselecteerd via de volgende stappen:

- Indien meerdere meetpunten van belang zijn wordt een gemiddelde modefficiëntie over deze meetpunten berekend voor zowel N als P.
- De modefficiëntie voor N en P worden bij elkaar opgeteld.
- Indien de modefficiëntie negatief is voor N of P (voorspellende waarde niet groter dan het gemiddelde van de metingen) wordt gecheckt in hoeverre deze stof meegenomen moet worden in de afweging: i.) een negatieve modefficiëntie in de ene stof mag de positieve modefficiëntie in de andere stof niet teveel beïnvloeden; ii.) maar ook een hoge positieve modefficiëntie in de ene stof mag er niet voor zorgen dat er een variant gekozen wordt met een negatieve modefficiëntie in de andere stof (indien er ook combinaties mogelijk zijn met voor beiden een positieve modefficiëntie).

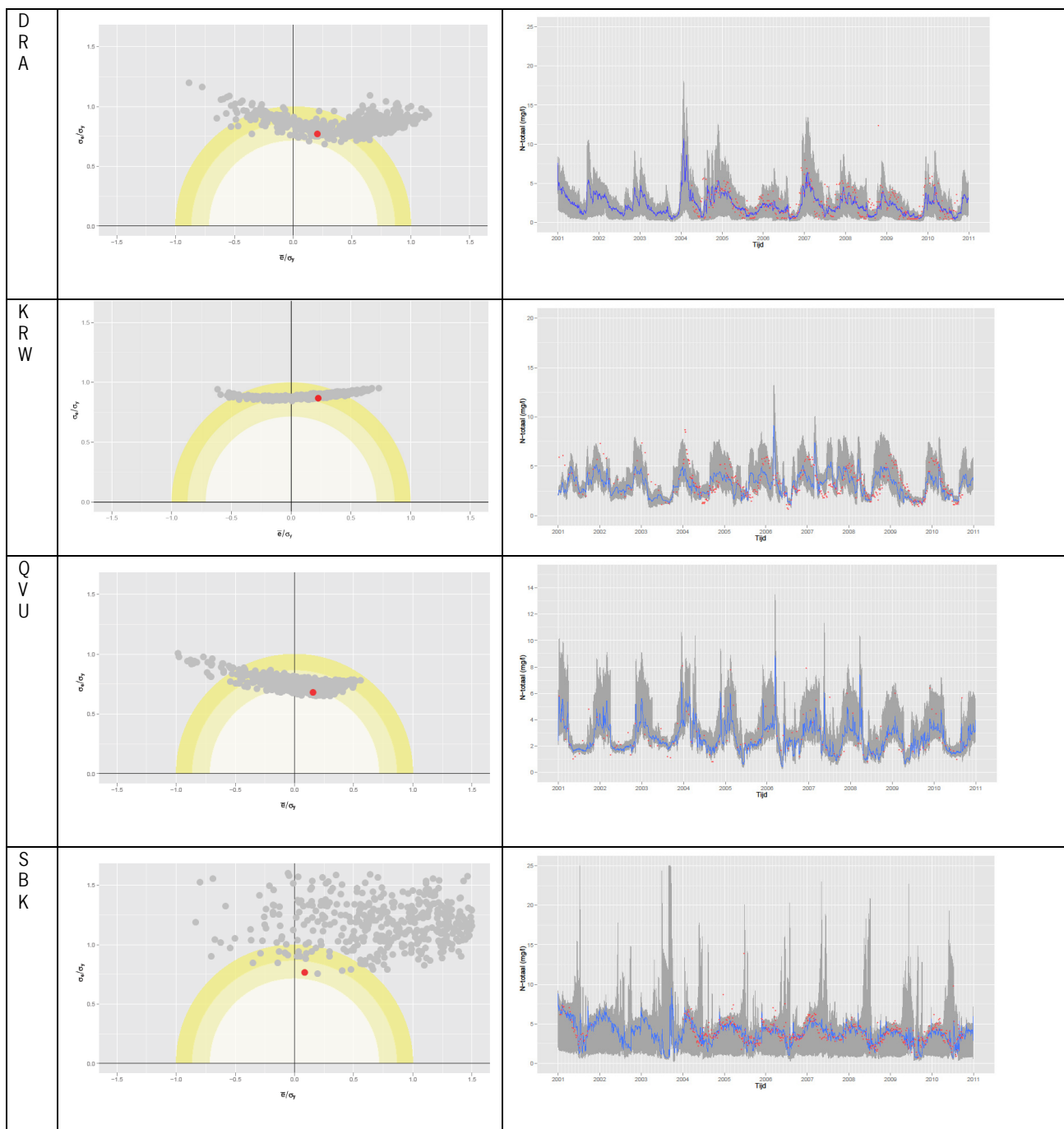
3 Resultaten

3.1 Alle gebieden

Figuur 2 en Figuur 3 laten voor de uitstroompunten¹ van alle gebieden de modelprestatie van alle varianten zien, uitgezet in een Zonneplot (genormaliseerde willekeurige fout versus genormaliseerde systematische fout), en de bandbreedte rond de gekozen variant voor de periode 2000-2010 voor zowel N- als P-totaal. In de zonneplot stemt de oorsprong overeen met $ENS = 1$, de straal is $ENS = 0$, daarbuiten is $ENS < 0$ en heeft het model geen verklarende waarde meer. De gele cirkels geven de toename in modefficiëntie weer, waarbij een model in het kruispunt van de assen en in de kern van de cirkel identiek zou zijn aan gemeten waarden. Een modefficiëntie binnen de buitenste cirkel geeft aan dat het model een meerwaarde heeft boven puur het gemiddelde van de metingen.

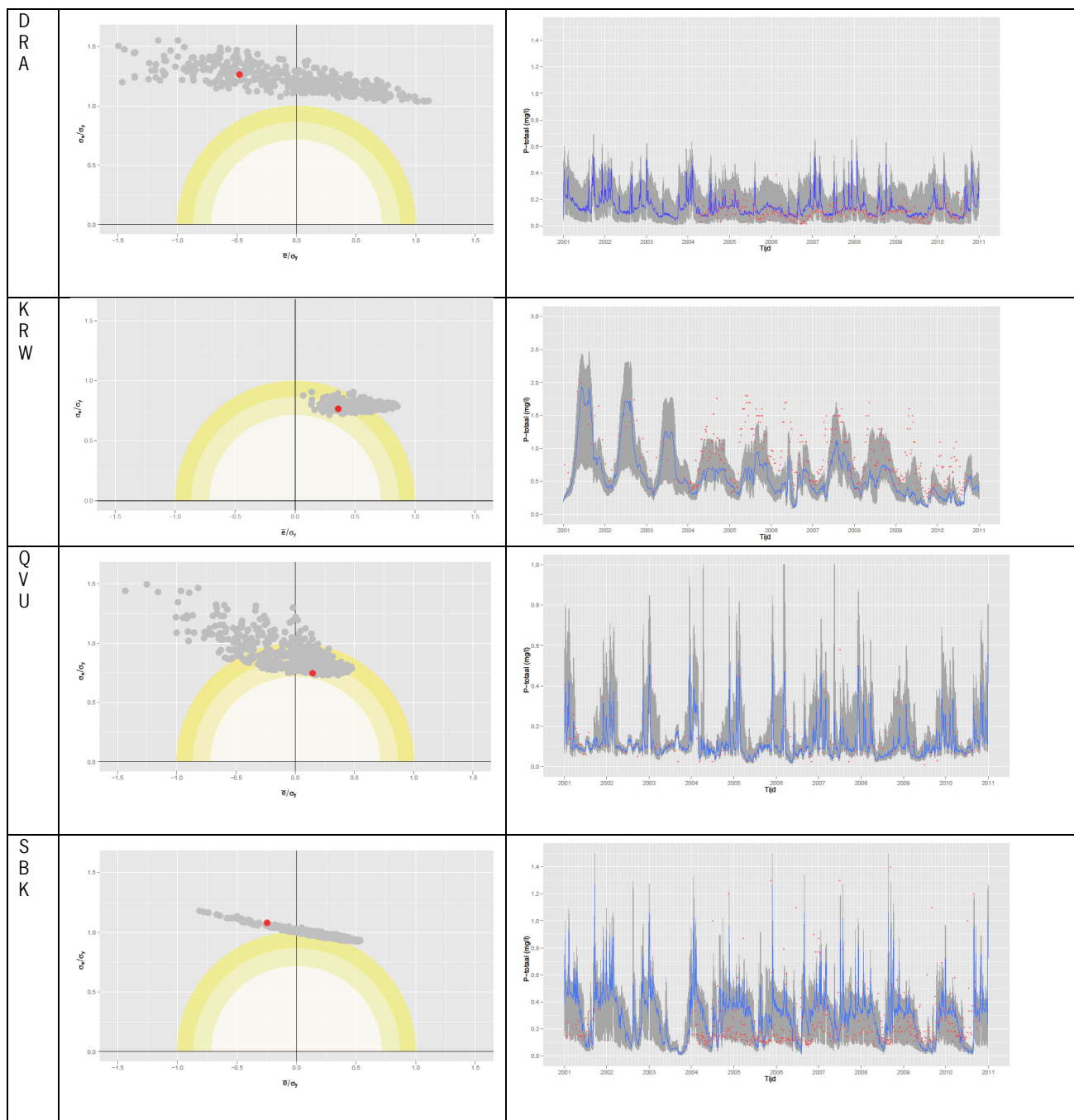
Voor stikstof blijkt het modelsysteem in alle gebieden een modefficiëntie groter dan 0 te hebben (Figuur 2). Ook de tijdreeksplots laten zien dat de concentraties over het algemeen goed gesimuleerd worden. Alle gekozen varianten laten wel een lichte onderschatting van de concentraties zien (systematische fout > 0). Voor fosfor lijken alleen de modellen voor Quarles van Ufford en Krimpenerwaard de gemeten concentraties te benaderen in Figuur 3. De tijdreeksfiguren laten echter zien dat ook voor Drentse Aa de berekende waarden de dynamiek van de metingen nog volgt. Met name de pieken worden echter overschat. Voor Schuitensbeek worden vooral de winterconcentraties overschat.

¹ Voor de Krimpenerwaard zijn er meerdere uitstroompunten die vaak ook dienst doen als inlaatpunt. Daarom wordt de waterkwaliteit op deze punten in de zomer sterk bepaald door de kwaliteit van het inlaatwater. Daarom is ervoor gekozen om in dit hoofdstuk de resultaten op een meetlocatie midden in het gebied te tonen (meetlocatie 'KOP 1034'). Het is belangrijk om te realiseren dat de beste modelvariant is bepaald op basis van tien over het gebied verspreide meetlocaties (inclusief de drie hoofduitlaten) en dus niet alleen op basis van de getoonde meetlocatie.



Figuur 2

Zoneneplot voor Totaal Stikstof bij het uitstroompunt (links) en vergelijk gemeten berekende tijdreeks voor 2001-2010 voor de geselecteerde variant (rechts) voor alle gebieden plus bandbreedte (op basis van alle 500 runs).



Figuur 3

Zonneplot voor Totaal Fosfor bij het uitstroompunt (links) en vergelijk gemeten berekende tijdreeks voor 2001-2010 voor de geselecteerde variant (rechts) voor alle gebieden plus bandbreedte (op basis van alle 500 runs).

De selectie voor de modelkeuze is gebaseerd op de combinatie van de model efficiëntie van N-totaal en P-totaal. In Tabel 4 is te zien in hoeverre de modellen ook in staat zijn de organisch en minerale fracties van N en P bij het uitstroompunt goed te simuleren. Omdat is gekalibreerd op de totale stikstof- en fosforuitspoeling en niet op de afzonderlijke fracties kunnen deze meer afwijken van de metingen. Vooral organisch stikstof en mineraal fosfor blijken moeilijk te simuleren. De redenen hiervoor zijn niet in elk gebied hetzelfde. In de Krimpenerwaard zijn vooral de oppervlaktewaterprocessen dominant. In het model zorgt het afsterven van

biomassa voor het instantaan vrijkomen van organisch stikstof waardoor deze fractie in de nazomer te hoog wordt gesimuleerd. In de zandgebieden is het meer een kwestie van dynamiek en pieken, met in de Drentse Aa te weinig dynamiek in organisch stikstofconcentraties en in de Schuitembeek iets teveel. Wat betreft mineraal fosfor is in Quarles van Ufford eigenlijk geen goede vergelijking tussen gemeten en berekende concentraties te maken, omdat de gemeten concentraties veelal op de detectielimiet liggen. De berekende concentraties liggen hier veelal onder, maar wijken dus nog wel af, wat zorgt voor een slechte model efficiëntie. Het model simuleert echter ook enkele grote afvoerpieken die niet in de metingen terugkomen. In de Krimpenerwaard is er duidelijk sprake van te lage concentraties en te weinig seizoensdynamiek in de gemeten concentraties. De Drentse Aa laat iets te hoge pieken in de winter en te weinig dynamiek in de zomer zien (zie ook bijlage 1).

Tabel 4

Modelprestatie voor de verschillende fracties van N en P.

	Norg	Nmin	Ntot	Porg	Pmin	Ptot
DRA						
KRW						
SBK						
QVU						

	valt binnen zonneplot
	raakt zonneplot
	valt buiten zonneplot
	valt buiten zonneplot en systematische fout kan niet worden geminimaliseerd

In Tabel 5 zijn de verschillende modelprestatie maten voor de gekozen varianten in de verschillende gebieden weergegeven.

Tabel 5

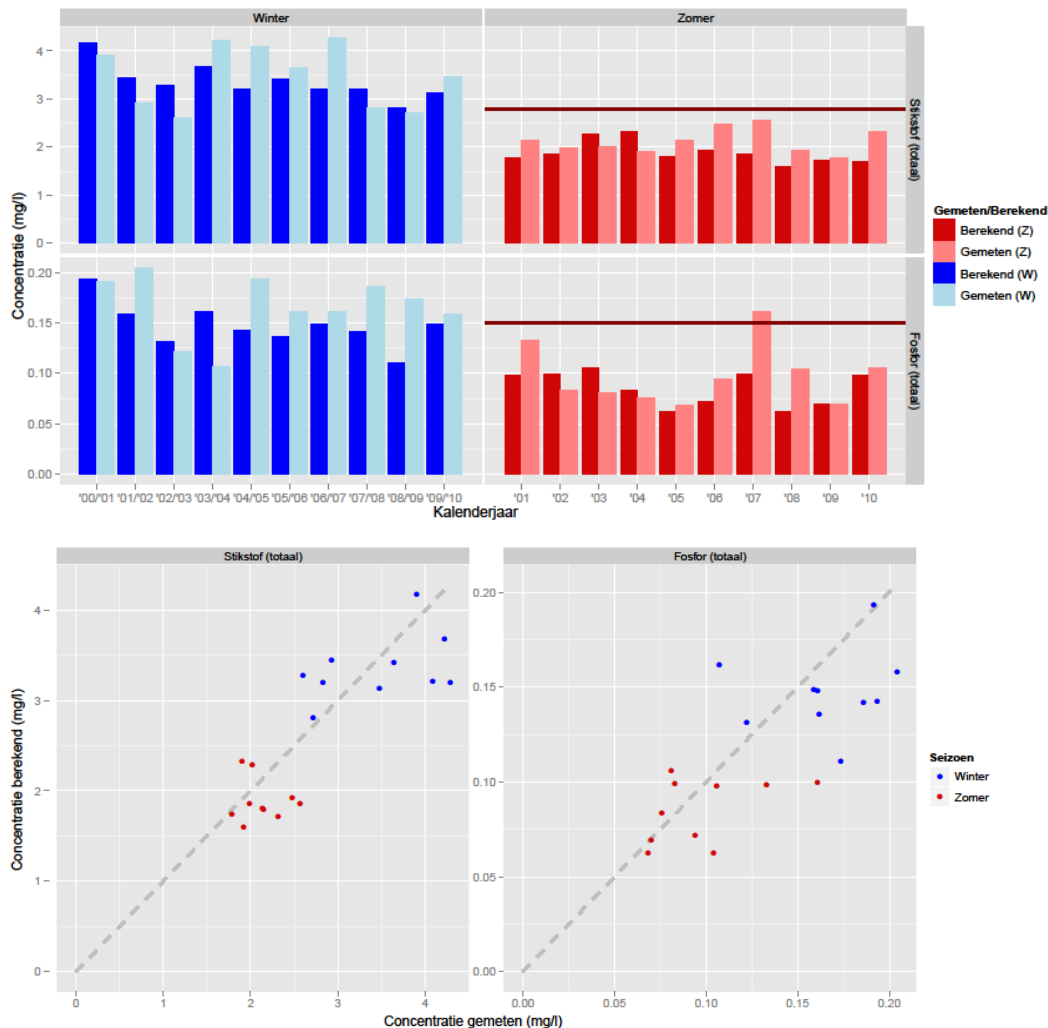
Modelprestatie maten voor de uitstroompunten voor alle gebieden.

	Stikstof Model Efficiëntie	Syst. fout / sigmaObs	Willek. fout / sigmaObs	Fosfor Model Efficiëntie	Syst. fout / sigmaObs	Willek. fout / sigmaObs	Totaal Totale Model Efficiëntie = NSE(N) + NSE(P)
DRA	0.36	0.20	0.77	-0.82	-0.48	1.26	-0.46
KRW	0.20	0.23	0.87	0.28	0.77	0.36	0.48
SBK	0.41	0.09	0.77	-0.22	-0.25	1.08	0.19
QVU	0.51	0.16	0.68	0.43	0.15	0.74	0.94

3.2 Gebiedspecifiek Quarles van Ufford

3.2.1 N en P gemeten en berekend voor zomer en winter

Zoals Figuur 4 laat zien worden de nutriëntenconcentraties in vrijwel alle jaren redelijk tot goed benaderd door het model. Een uitzondering is de hoge zomerconcentratie voor fosfor in 2007 die door het model wordt onderschat. Ook de dynamiek tussen verschillende jaren, die in Quarles van Ufford mede door de invloed van inlaatwater niet al te groot is, wordt door het model benaderd.

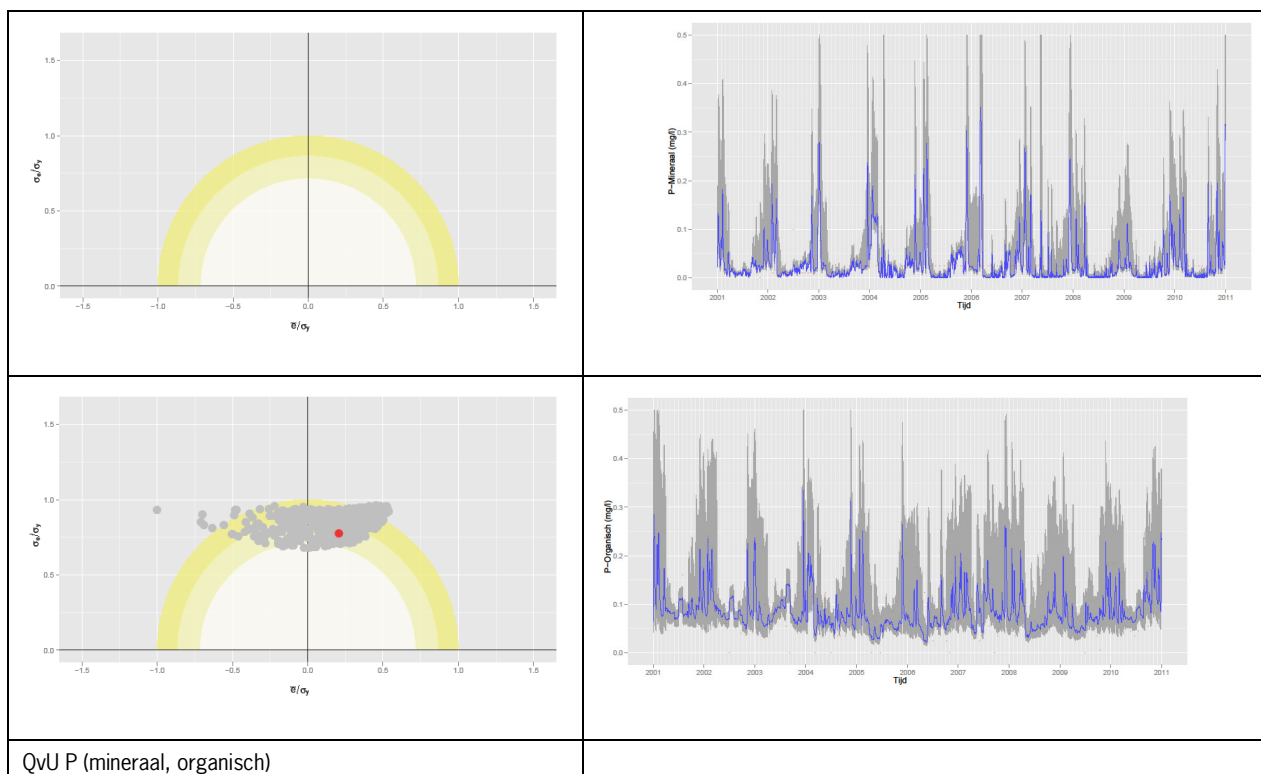
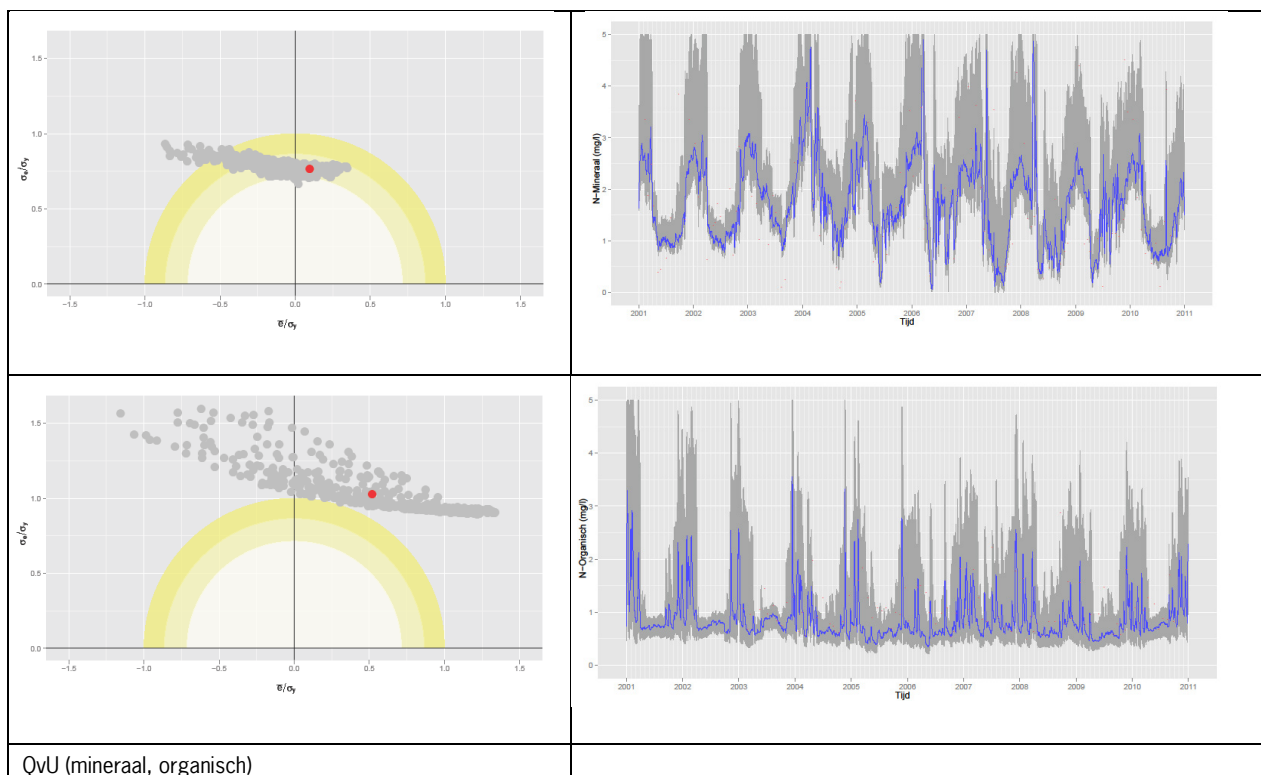


Figuur 4

Vergelijking van gemeten en berekend voor N en P op seizoensbasis (met voor de zomerperiode de Kaderrichtlijn water norm).

3.2.2 Fracties N en P

N-organisch bij het uitstroompunt laat een patroon zien van een basisuitspoeling tussen de 0.5 en 0.8 mg/l met pieken tot 4.5 mg/l met name in de wintermaanden (Figuur 5). N-mineraal laat een iets geleidelijk variërend seizoenspatroon zien, met lagere waarden in de zomer, fluctuerend tussen 0 en 4 mg/l met enkele uitschieters.



Figuur 5

Zonneplots voor organisch en mineraal stikstof en fosfor bij het uitstroompunt (links) en vergelijk gemeten berekende tijdreeks voor 2001-2010 voor de geselecteerde variant (rechts) plus bandbreedte.

De gemeten waarden voor P-mineraal zitten vrijwel altijd op de detectielimiet en vertonen dus in de gemeten reeks vrijwel geen variatie. Het model laat een dynamiek zien van bijna 0 met, gedurende de wintermaanden, pieken van enkele tienden van milligrammen per liter. Het is op basis van deze metingen niet aan te tonen dat de O-concentratie gedurende de zomermaanden incorrect is; een waarde op de meetlimiet kan ook 0 zijn. Wel roept het grote verschil in de wintermaanden in N-mineraal vragen op. P-organisch varieert binnen het bereik van de metingen met een minder duidelijk seizoenspatroon, zeker de laatste jaren.

3.2.3 Karakteristieke meetpunten: continue meetstation

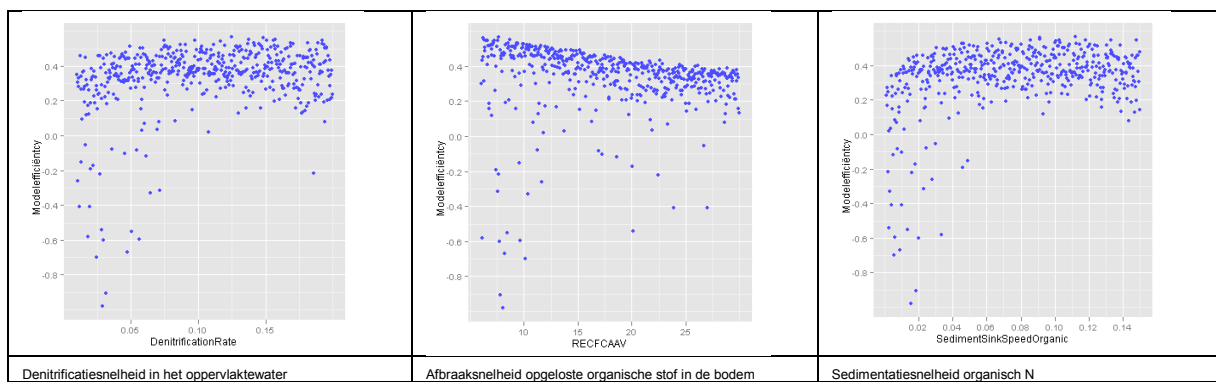
In Quarles van Ufford is bij het uitstroompunt zowel maandelijks (steekmonster) als wekelijks (debiet proportioneel mengmonster) gemeten. Wanneer de berekende waarden vergeleken worden met het wekelijkse mengmonster uit het continue meetstation wat in 2004 is geïnstalleerd, dan gaat de modefficiëntie voor stikstof, maar met name ook voor fosfor, omlaag en wordt deze voor fosfor zelfs negatief. Hieruit valt te concluderen, dat het model in staat is om op maandbasis stikstof en fosfor bij het uitstroompunt te beschrijven, dat de waarde van het model voor stikstof weekgemiddeld slechts iets afneemt, maar dat het model niet in staat is fosfor weekgemiddeld te beschrijven.

3.2.4 Overige meetpunten

Naast het uitstroompunt zijn ook de statistieken voor negen andere meetpunten in het gebied en het continue meetstation bij het uitstroompunt geanalyseerd. Over het algemeen blijkt dat het model, net zoals bij het uitstroompunt, moeite heeft met N-organisch en P-mineraal. De beste variant in het uitstroompunt is bovendien niet automatisch ook de beste variant voor bovenstroomse meetpunten. N-totaal heeft in vijf andere meetpunten, waaronder het continue meetstation, een positieve modefficiëntie, maar in vier andere meetpunten een modefficiëntie onder 0. In geen van de andere meetpunten is de modefficiëntie hoger dan bij het uitstroompunt. P-totaal heeft slechts in één ander punt een positieve modefficiëntie (0.002 voor PMW0071) en voor drie andere punten een licht negatieve modefficiëntie dicht bij 0. P-totaal blijkt dus lastiger goed te modelleren in zowel het uitstroompunt als ook in de bovenstroomse meetpunten.

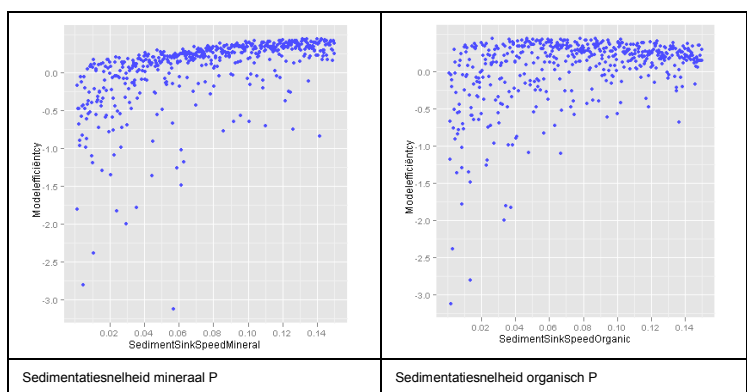
3.2.5 Verklarende parameters

In Figuur 6 en Figuur 7 is de modefficiëntie uitgezet tegen de meest bepalende parameters voor ANIMO en NuswaLite. Voor zowel N als P is de afbraaksnelheid van opgelost organisch materiaal in de bodem (RECFAAV parameter) een gevoelige parameter. Voor stikstof blijkt verder een lage retentie in het oppervlaktewater (lage denitrificatie en bezinkingsnelheid van organische stof) van belang. Voor fosfor is het effect van de bezinkingsnelheid voor de organische en minerale component tegengesteld.



Figuur 6

Model efficiëntie voor het uitstroompunt voor stikstof uitgezet tegen de gevarieerde parameters voor vier effectieve parameters in QvU.



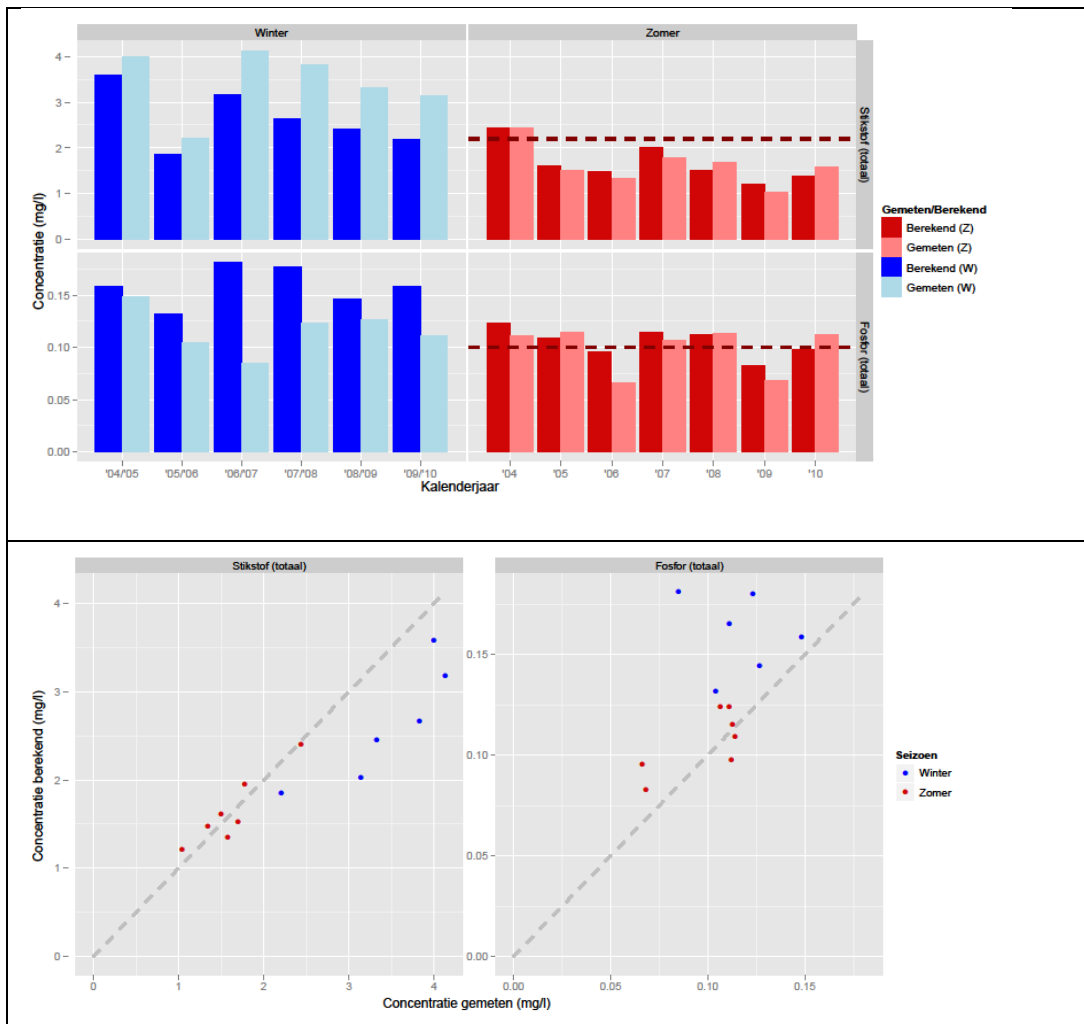
Figuur 7

Model efficiëntie voor het uitstroompunt voor fosfor uitgezet tegen de gevarieerde parameters voor drie effectieve parameters in QvU.

3.3 Gebiedspecifiek Drentse Aa

3.3.1 N en P gemeten en berekend voor zomer en winter

In figuur 8 zijn de gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties per zomerhalfjaar en winterhalfjaar weergegeven. Hieruit blijkt dat zowel de stikstof- als de fosforconcentraties voor het zomerhalfjaar goed worden benaderd door het model. In het winterhalfjaar worden de stikstofconcentraties echter onderschat. De fosforconcentraties voor het winterhalfjaar worden met name in de winters van 2006/2007, 2007/2008 en 2009/2010 overschat.

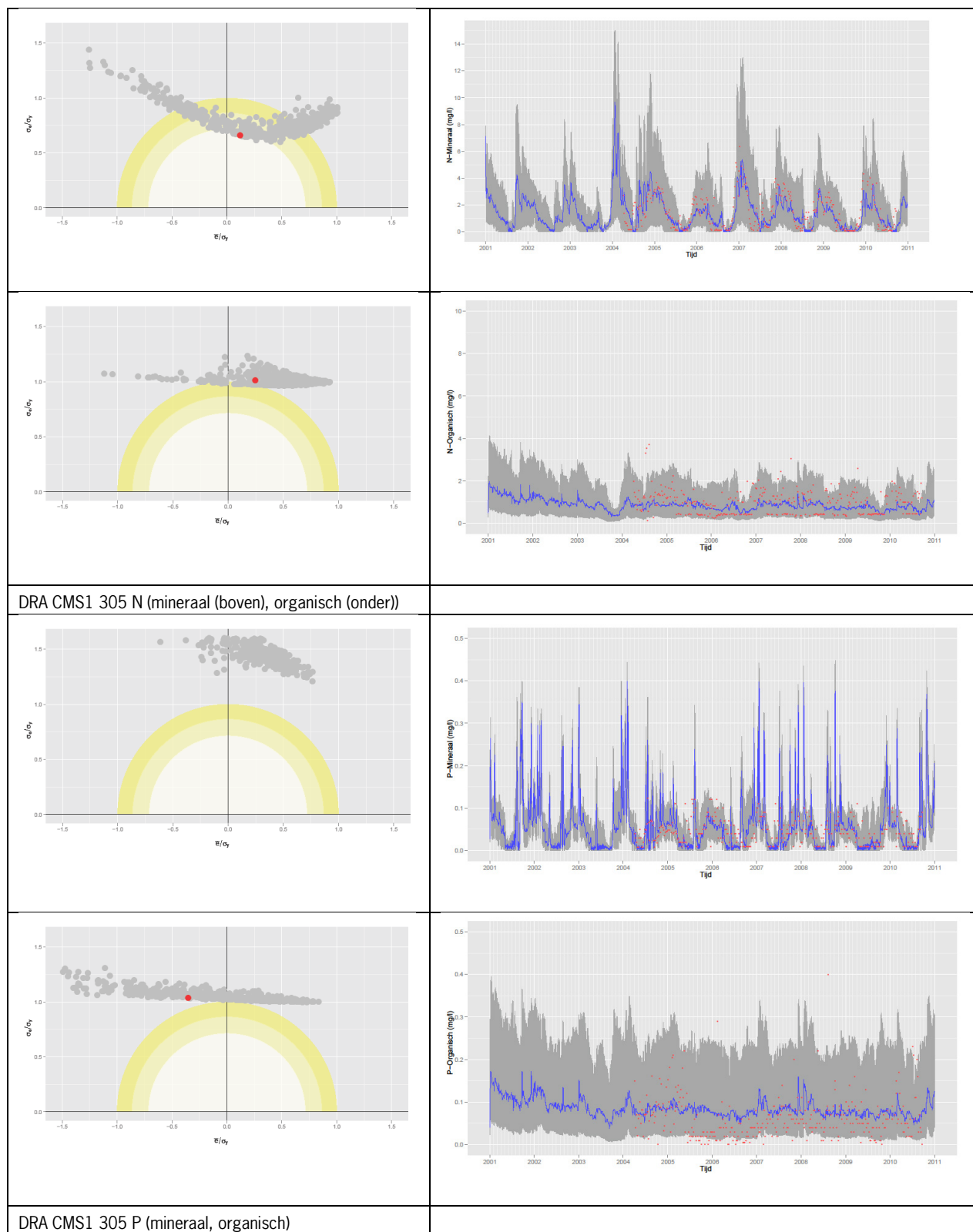


Figuur 8

Vergelijk gemeten berekend voor N en P op seizoenbasis.

3.3.2 Fracties N en P

Uit Figuur 9 blijkt dat het gemiddelde niveau van de berekende fosforconcentratie goed overeen komt met de gemeten waarden, maar er worden meer uitschieters (pieken) gemodelleerd dan gemeten. Voor stikstof wordt zowel voor het minerale deel als voor het organisch deel goede resultaten bereikt.



Figuur 9

Zonneplots voor organisch en mineraal stikstof en fosfor bij het uitstroompunt (links) en vergelijk gemeten berekende tijdreeks voor 2001-2010 voor de geselecteerde variant (rechts) plus bandbreedte.

3.3.3 Karakteristieke meetpunten: continue meetstation

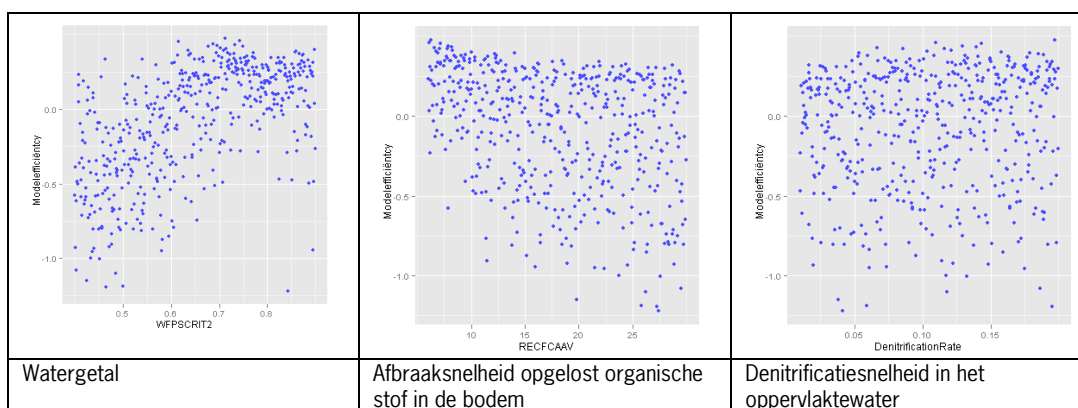
Naast het continue monitoringstation (CMS1) zijn nog twee meetlocaties benedenstrooms aanwezig: 2101 (waterschap) en 1100 (waterbedrijf Groningen). De modefficiënties voor deze meetlocaties zijn, zowel voor stikstof als voor fosfor, vergelijkbaar met die van het continue monitoringstation (CMS1).

3.3.4 Karakteristieke meetpunten: natuur versus landbouw

In de Drentse Aa zijn twee meetlocaties aan te wijzen die (sterk) door landbouw worden beïnvloedt. Dit betreft meetlocatie 2204 (Zeegserloopje) en 2211 (Anloërdiepje). Op de locatie van meetpunt 2204 is in 2006 bovendien een extra debietsproportionele monitoringstation (CMS3) geplaatst. Eén meetlocatie is duidelijk te koppelen aan een bovenstrooms natuurgebied, te weten meetlocatie 2250. Voor de drie meetlocaties in de landbouwgebieden (2204, CMS3 en 2211) geldt dat voor de beste gekozen variant de modefficiënties voor stikstof voor deze drie meetlocaties slechter zijn dan voor de drie benedenstroomse meetpunten.

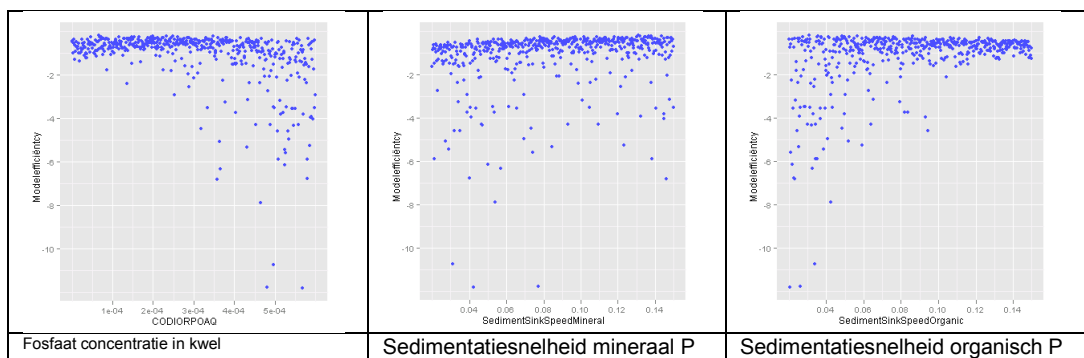
3.3.5 Verklarende parameters

In Figuur 10 en Figuur 11 is de modefficiëntie uitgezet tegen de meest bepalende parameters. Voor stikstof blijkt het model gevoelig voor het watergetal en de afbraaksnelheid van organisch materiaal. Voor fosfor blijken de bezinkingssnelheid voor zowel het minerale als het organische deel bepalende parameters.



Figuur 10

Modefficiëntie voor het uitstroompunt voor stikstof uitgezet tegen de gevarieerde parameters voor twee effectieve parameters in DRA.



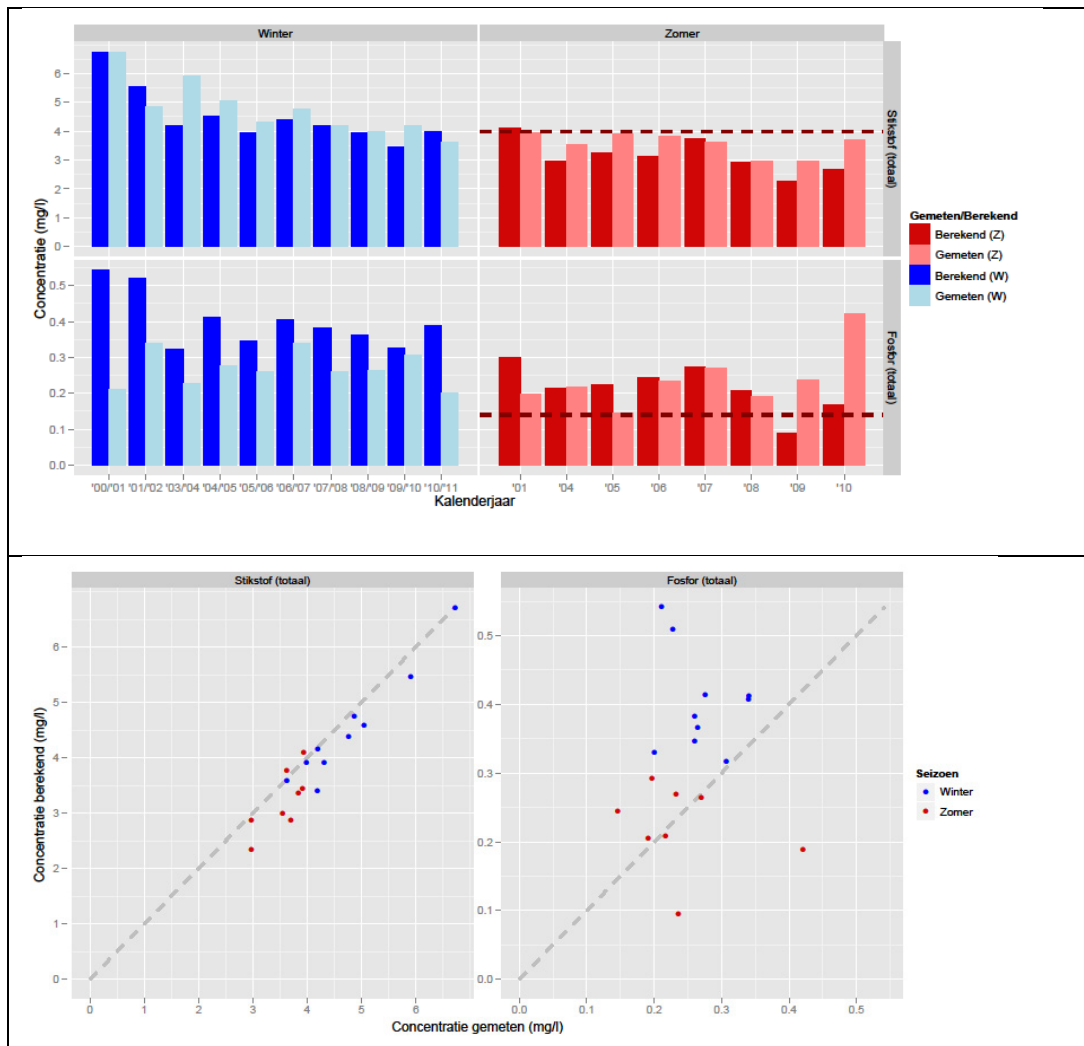
Figuur 11

Model efficiëntie voor het uitstroompunt voor fosfor uitgezet tegen de gevarieerde parameters voor drie effectieve parameters in DRA.

3.4 Gebiedspecifiek Schuitenbeek

3.4.1 N en P gemeten en berekend voor zomer en winter

Zoals Figuur 12 laat zien worden de nutriëntenconcentraties in vrijwel alle jaren redelijk tot goed benaderd door het model. Een uitzondering is de hoge zomerconcentratie voor fosfor in 2009 en 2010 die door het model wordt onderschat. De uitspoeling van stikstof wordt in de winterperiode door het model licht onderschat, terwijl bij fosfor de uitspoeling in de winterperiode juist wordt overschat.

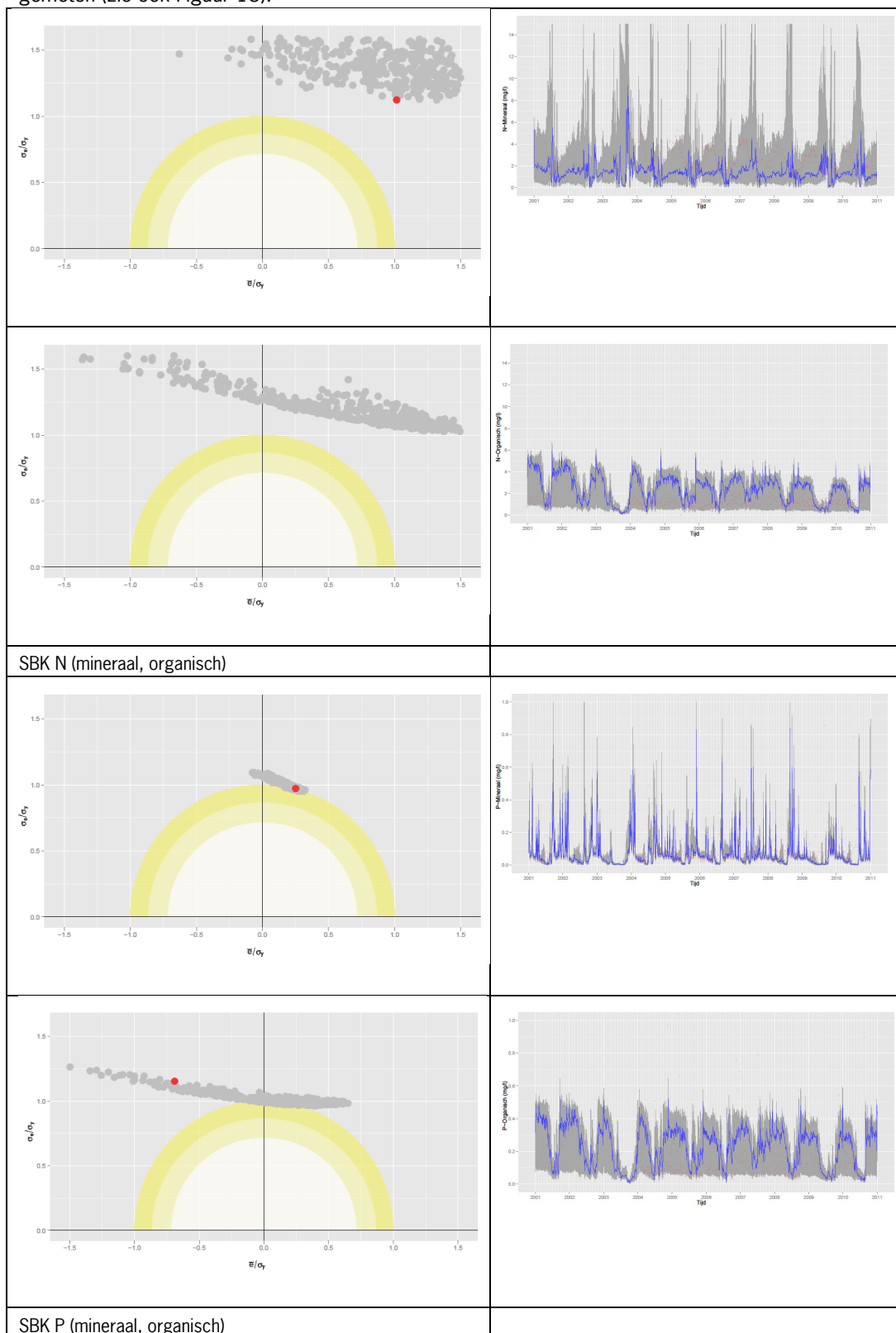


Figuur 12

Vergelijk gemeten berekend voor N en P op seizoensbasis.

3.4.2 Fracties N en P

Uit Figuur 3 blijkt dat het gemiddelde niveau van de berekende fosforconcentratie goed overeen komt met de gemeten waarden, echter er worden meer uitschieters (pieken) gemodelleerd dan gemeten (zie ook Figuur 13).

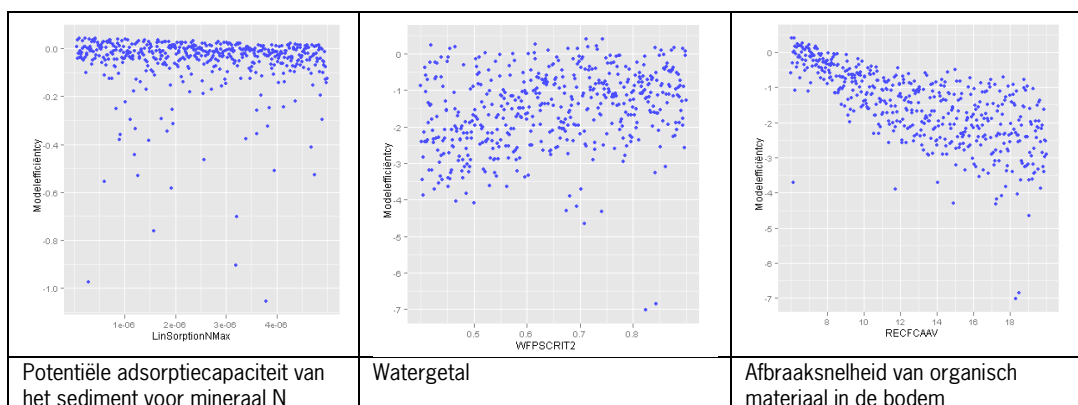


Figuur 13

Zonneplots voor organisch en mineraal stikstof en fosfor bij het uitstroompunt (links) en vergelijk gemeten berekende tijdreeks voor 2001-2010 voor de geselecteerde variant (rechts) plus bandbreedte.

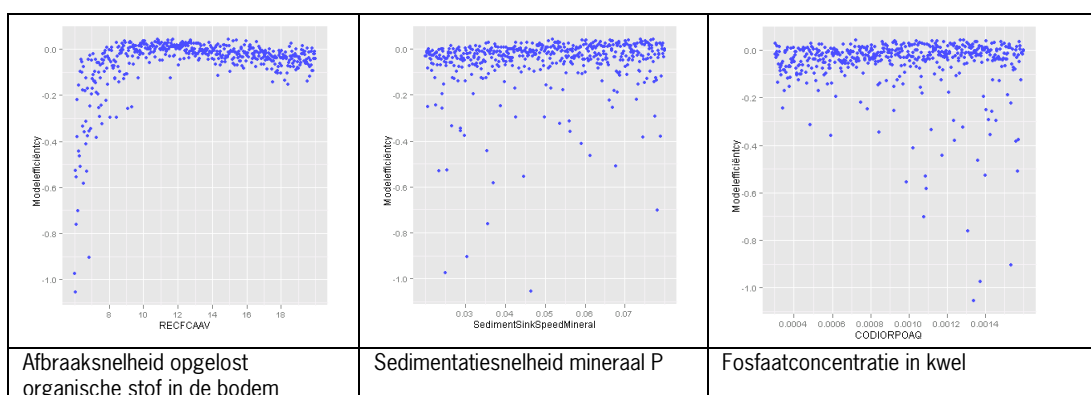
3.4.3 Verklarende parameters

In Figuur 14 en Figuur 15 is de modelefficiëntie uitgezet tegen de meest bepalende parameters. Voor stikstof blijkt met name de afbraaksnelheid van organisch materiaal een grote rol te spelen. Voor fosfor blijkt eveneens de afbraaksnelheid van organisch materiaal een bepalende parameter. Daarnaast blijkt voor fosfor de bezinkingssnelheid voor het minerale deel een belangrijke rol te spelen.



Figuur 14

Modelefficiëntie voor het uitstroompunt voor stikstof uitgezet tegen de gevarieerde parameters voor twee effectieve parameters in SBK.



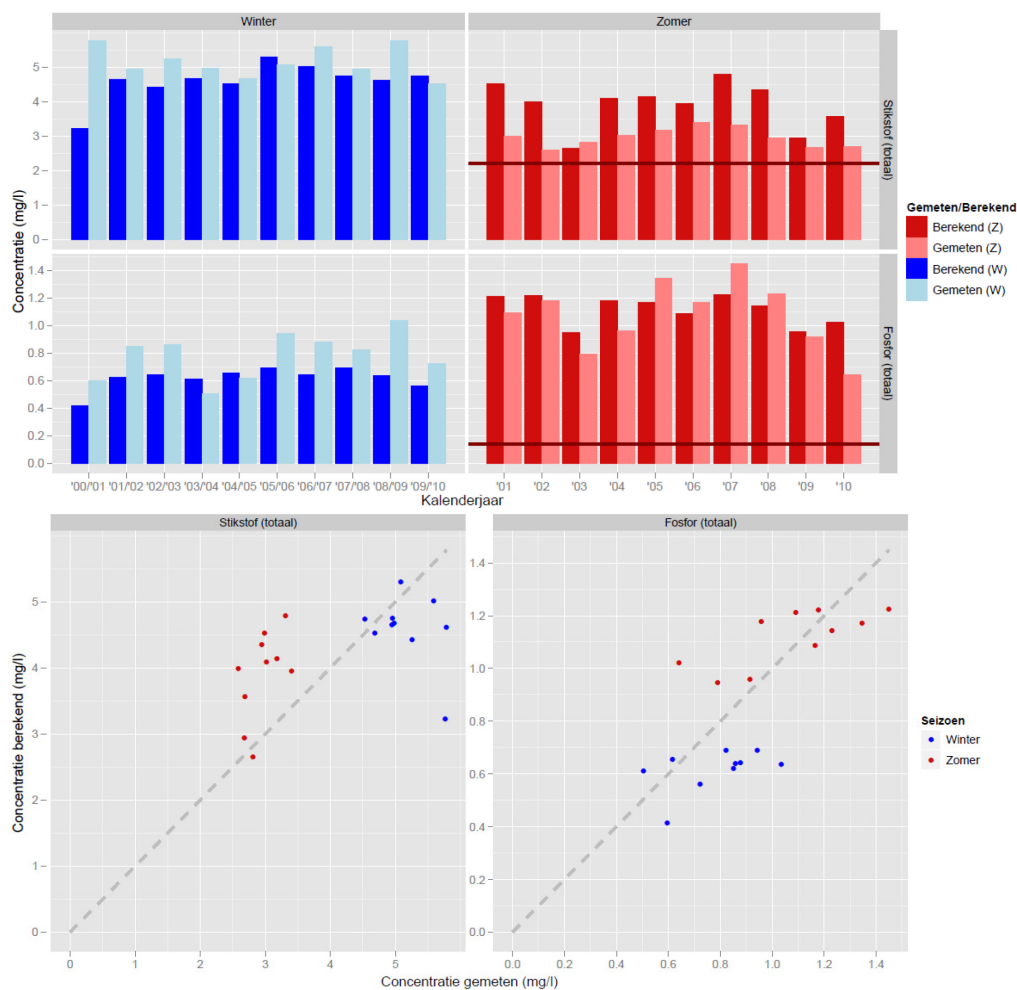
Figuur 15

Modelefficiëntie voor het uitstroompunt voor fosfor uitgezet tegen de gevarieerde parameters voor drie effectieve parameters in SBK.

3.5 Gebiedspecifiek Krimpenerwaard

3.5.1 N en P gemeten en berekend voor zomer en winter (gebiedsgemiddeld)

Het model simuleert voor stikstof in de winter iets lagere concentraties dan gemeten (Figuur 16). In de zomer zit het model voor stikstof hoger dan de metingen. De verschillen tussen model en meting zijn voor fosfor minder duidelijk. Fosforconcentraties in de winter worden door het model in acht van de tien jaar onderschat.

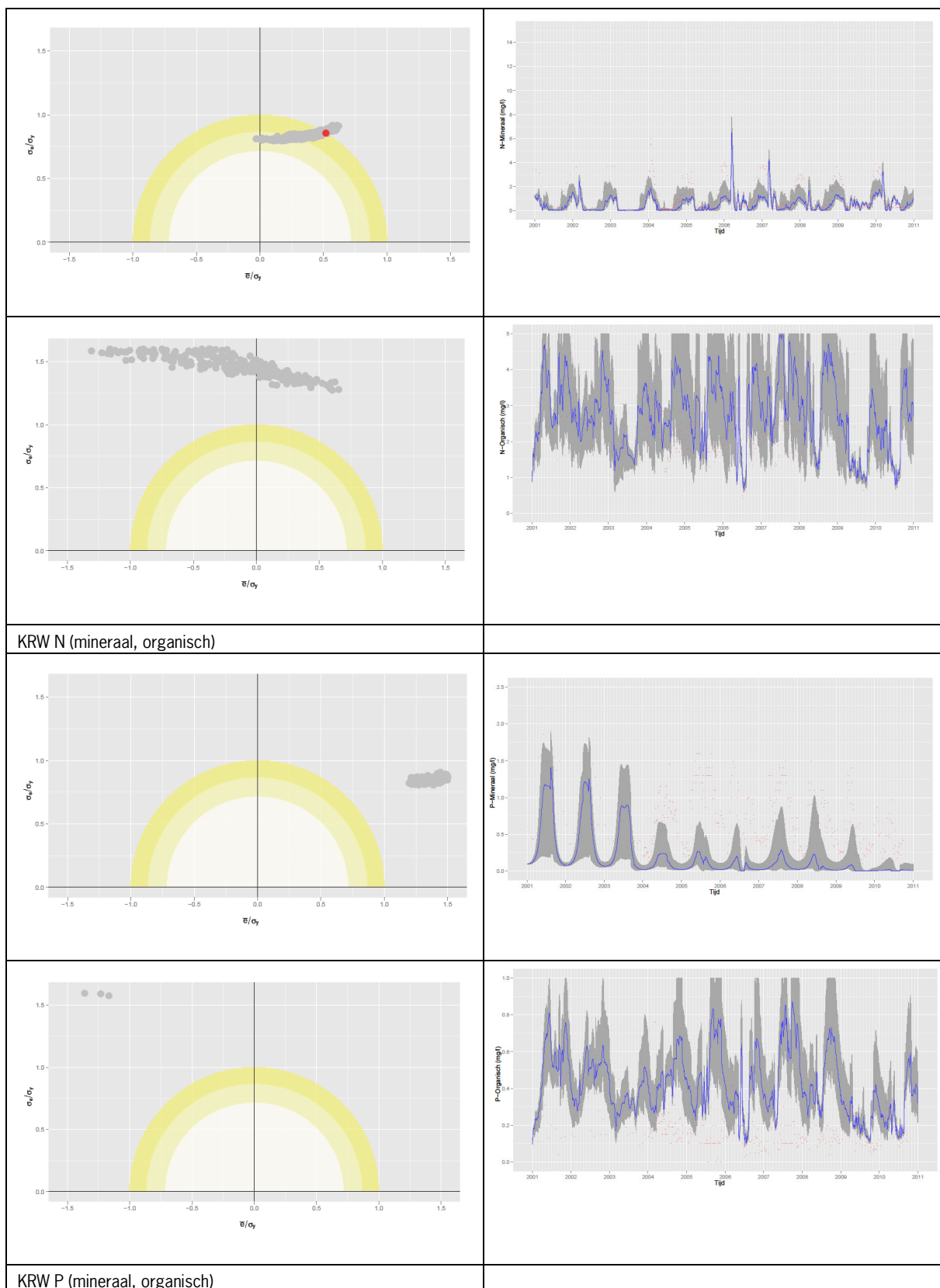


Figuur 16

Vergelijk gemeten berekend voor N en P op seizoenbasis.

3.5.2 Fracties N en P (gebiedsgemiddeld)

Voor fosfor heeft het model moeite met het simuleren van de afzonderlijke fracties (Figuur 17). Het model simuleert gebiedsgemiddeld ongeveer tweemaal zo hoge organisch P-concentraties als gemeten. Voor mineraal-P is het omgedraaid en zijn de gemeten concentraties ongeveer tweemaal zo hoog als berekend. Voor stikstof doen de afzonderlijke fracties het beter. Ook voor stikstof zien we dat het model de concentratie van de organische fractie overschat en van de minerale fractie onderschat, al zijn de verschillen niet zo groot als voor fosfor.



Figuur 17

Zonneplots voor organisch en mineraal stikstof en fosfor bij het uitstroompunt (links) en vergelijk gemeten berekende tijdreeks voor 2001-2010 voor de geselecteerde variant (rechts) plusbandbreedte.

3.5.3 Modelresultaten per meetlocatie

Naast de meetlocatie 'KOP 1034', waarvan in paragraaf 3.1 de modelresultaten zijn laten zien, zijn er negen andere meetpunten meegenomen bij het bepalen van de beste modelvariant. Tabel 6 laat zien dat de modelperformance sterk verschilt per meetlocatie, maar ook binnen een locatie (N en P). Een bepaalde parametersetting kan goed werken voor de ene locatie en slecht voor de andere. Ditzelfde geldt voor N en P; een parametersetting kan gunstig zijn voor N, maar ongunstig voor P. Zichtbaar is dan ook dat de modelvariant die het voor alle locaties samen voor N en P het beste doet leidt tot een lagere modefficiëntie dan wat in potentie maximaal mogelijk is. Het is dus lastig om modelinstellingen te vinden die het op alle locaties en voor alle stoffen goed doen.

Tabel 6

Modefficiëntie per meetlocatie (maximaal = maximale waarde van de 500 doorgekende verschillende modelvarianten (parametersettings), beste variant = waarde behorend bij gekozen beste modelvariant)

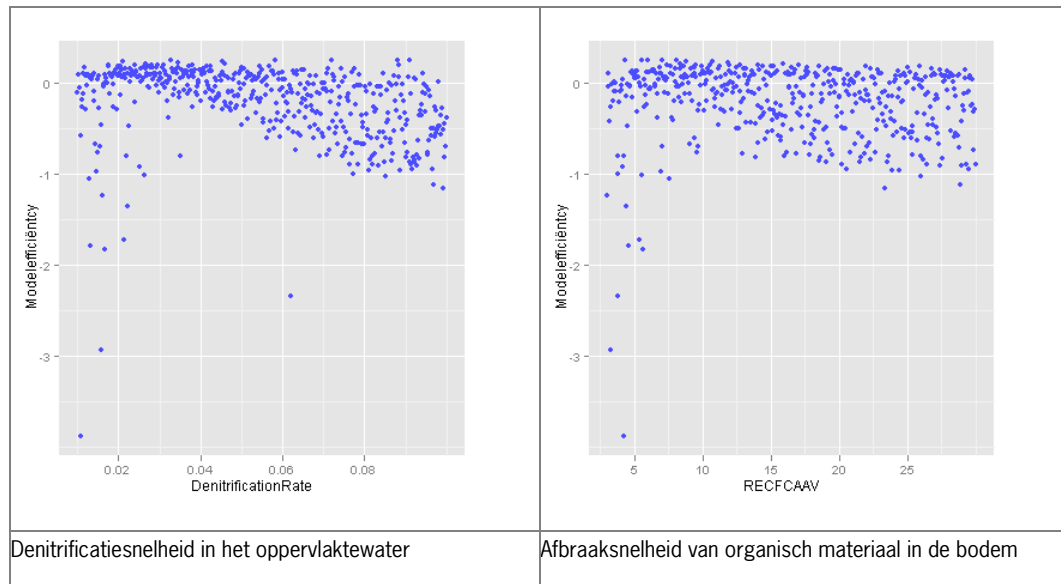
Meetlocatie	Stikstof		Fosfor	
	maximaal	beste variant	maximaal	beste variant
KOP 0208	-0.14	-0.50	0.30	-0.07
KOP 0212	0.27	0.09	-0.07	-0.26
KOP 0427	0.19	-0.14	-0.30	-1.40
KOP 0471	0.31	0.16	-0.10	-0.29
KOP 0801	-0.08	-0.40	0.51	0.38
KOP 0810	0.21	-0.17	0.27	0.04
KOP 0826	0.17	-0.04	0.53	-0.15
KOP 0868	-0.42	-0.67	0.71	0.58
KOP 1001	0.22	0.05	0.09	-0.21
KOP 1034	0.28	0.20	0.41	0.28
gemiddeld	0.10	-0.14	0.24	-0.11

3.5.4 Verklarende parameters

Voor N is de denitrificatiesnelheid in het oppervlaktewater het meest bepalend. Verder speelt de afbraaksnelheid van opgelost organisch materiaal in de bodem (RECFAAV parameter) een rol. Afhankelijk van de locatie kan ook de sedimentatiesnelheid (van organisch N) van belang zijn. Figuur 18 toont ter illustratie voor meetlocatie 'KOP 1001' het verband tussen de modefficiëntie efficiency en de waarde van de twee meest bepalende parameters voor N op deze locatie, te weten de denitrificatiesnelheid in het oppervlaktewater en de afbraaksnelheid van organisch materiaal in de bodem. Deze parameters beïnvloeden elkaar. Een kleinere afbraaksnelheid van organisch materiaal in de bodem zorgt voor minder uitspoeling van nitraat naar het oppervlaktewater. In combinatie met een lagere denitrificatiesnelheid denitrificeert er te weinig nitraat en dat leidt tot lage modefficiënties.

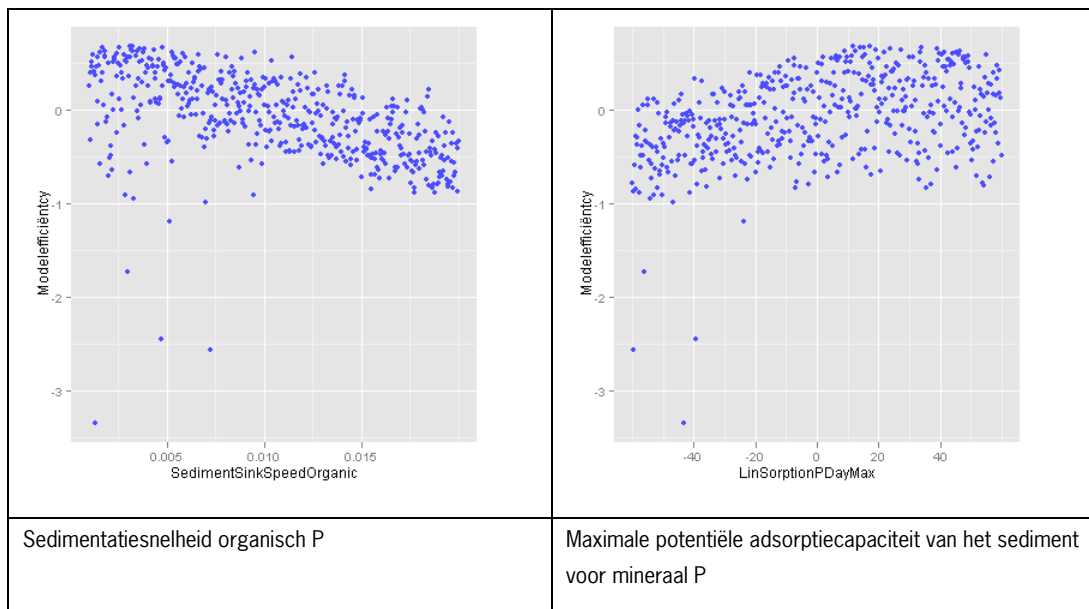
Voor P zijn de sedimentatieparameters van organisch en mineraal P veruit het meest bepalend. Afhankelijk van de locatie spelen verder de minimale of maximale sorptiecapaciteit en de dag waarop de sorptiecapaciteit maximaal is een rol. Figuur 19 toont ter illustratie voor meetlocatie 'KOP 0868' het verband tussen de modefficiëntie en de waarde van de twee meest bepalende

parameters voor P op deze locatie, te weten de sedimentatiesnelheid en de dag in het jaar waarop de P-adsorptie aan de waterbodem maximaal is. Concluderend zijn met name de parameters die de retentie van N of P beïnvloeden van grote invloed. Voor P spelen verder de sorptieparameters een rol die van invloed zijn op de seizoensdynamiek van P.



Figuur 18

Model efficiëntie voor meetlocatie 'KOP 1001' voor stikstof uitgezet tegen de waarden van de twee parameters die de modelresultaten van N het meest bepalen.



Figuur 19

Model efficiëntie voor meetlocatie 'KOP 0868' voor stikstof uitgezet tegen de waarden van de twee parameters die de modelresultaten van P het meest bepalen.

3.6 Gekozen parameter waarden

Tabellen 7 en 8 geven de gekozen parameterwaarden weer. Zoals blijkt is er een grote spreiding aan parameterwaarden tussen de verschillende gebieden.

In het landsysteem (Tabel 7) blijkt dat in alle gebieden de afbraaksnelheid van opgelost organische stof sterk is verlaagd van de uitgangswaarde van 30 naar een bereik tussen de 6-12 per oppervlakte eenheid. Voor de zandgebieden bleek uit eerdere modelleerfases dat ook het watergetal van grote invloed is op de stikstofuitspoeling. Binnen de opgelegde range van 0.4 tot 0.9 met een uitgangswaarde van 0.8 (afkomstig uit STONE-EMW2007) liggen de uiteindelijke waarden voor de zandgebieden met 0.64 en 0.71 in het midden.

Tabel 7

Parameters grondwater kwaliteitsmodel (ANIMO) per gebied voor de geselecteerde modellen.

Parameter	Eenheid	DRA	SBK	QVU	KRW
1. Afbraaksnelheid opgeloste organische stof	a ⁻¹	12.2	6.2	10.8	6.6
2. Afbraaksnelheid humus	a ⁻¹	0.0038	0.0030	NVT	NVT
3. Assimilatie efficiëntie opgelost organisch materiaal	-	0.12	0.15	NVT	NVT
4. Michaelis constante voor denitrificatie	m ³ kg ⁻¹	0.26	0.21	NVT	NVT
5. Watergetal		0.64	0.71	NVT	NVT
6. Nitraatconcentratie in kwel	-	NVT	NVT	0.0010	NVT
7. Fosfaatconcentratie in kwel	m ³ kg ⁻¹	0.000273	6.67E-05	NVT	NVT
8. Opgelost organisch fosforconcentratie in kwel	m ³ kg ⁻¹	0.000209	0.000748	NVT	NVT

In de parametersettings voor het oppervlaktewater (Tabel 8) valt op dat in de Krimpenerwaard met name de sedimentatiesnelheid laag is en dicht tegen de minimum opgelegde waarde ligt. Dit betekent echter niet dat het verlies aan nutriënten (retentie) klein is. Het oppervlaktewater in de Krimpenerwaard heeft namelijk lange verblijftijden, langer dan de andere stroomgebieden, waardoor de retentie alsnog behoorlijk is. Ook de stikstofretentie door denitrificatie is groot in de Krimpenerwaard. Deze is groter dan in de Schuitenbeek, waar ondanks de hoogste denitrificatiesnelheid van de vier gebieden de combinatie met de kleine verblijftijd van het water tot een kleinere stikstofretentie leidt. De hoge waarde voor de denitrificatiesnelheid in de Schuitenbeek, op het maximum van de begrenzing, doet vermoeden dat een ruimere begrenzing van deze parameter mogelijk nog tot een beter model zou kunnen leiden.

Wat verder naar voren komt uit de parametersettings voor het oppervlaktewater is de rol die de waterbodem speelt met betrekking tot fosfor. Alleen in de Krimpenerwaard is deze rol groot, getuige de grote adsorptiecapaciteit van de waterbodem voor P. Bovendien is het voor een goede modelperformance alleen in de Krimpenerwaard nodig dat de adsorptiecapaciteit verandert door het jaar heen. Zo kan de nalevering van P naar het water in het voorjaar/zomer, door desorptie van in het najaar/winter aan de waterbodem gebonden P, worden gesimuleerd. Een proces dat de hoge fosforconcentraties in de waterlopen van de Krimpenerwaard in het zomerhalfjaar veroorzaakt.

Tabel 8*Parameters oppervlaktewater kwaliteitsmodel (NuswaLite) per gebied.*

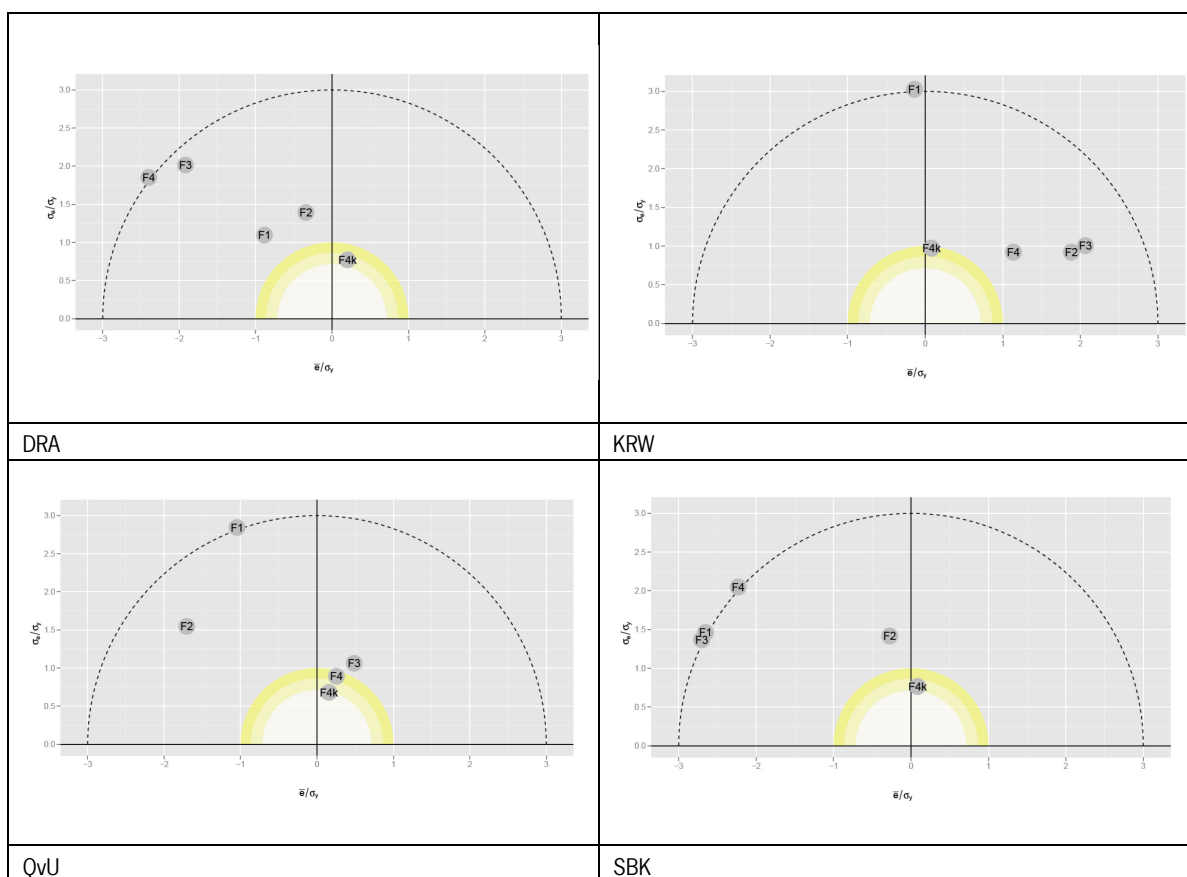
Parameter	Eenheid	DRA	SBK	QVU	KRW
1. Mineralisatiesnelheid	d ¹	0.29	0.20	0.12	0.07
2. Denitrificatiesnelheid	d ¹	0.13	0.20	0.13	0.14
3. Minimale potentiële adsorptiecapaciteit van het sediment voor mineraal P	m ³ /g	2.11E-06	6.98E-06	8.07E-06	4.0E-04
4. Maximale potentiële adsorptiecapaciteit van het sediment voor mineraal P	m ³ /g	2.11E-06	6.98E-06	8.07E-06	2.0E-03
5. Dag in het jaar met maximale adsorptiecapaciteit (mineraal P)	Dag nummer	-	-	-	6
6. Potentiële adsorptiecapaciteit van het sediment voor mineraal N	m ³ /g	1.06E-06	4.36E-06	4.03E-06	-
7. Sedimentatiesnelheid minerale fractie	m/d	0.0585	0.07286	0.1313	0.0013
8. Sedimentatiesnelheid organische fractie	m/d	0.0494	0.05088	0.1023	0.0013

4 Discussie en conclusies

4.1 Impact kalibratie

De kalibratie is de laatste stap geweest in de ontwikkeling van het modelsysteem om de nutriënten concentraties in vier stroomgebieden binnen Nederland in detail te modelleren. In Figuur 20 en Figuur 21 is aan de hand van een sonneplot weergegeven in hoeverre als gevolg van de verschillende verbeterstappen van de modellering (van grof naar fijn zowel temporeel als spatieel; Tabel 1) de willekeurige en systematische fout en bijbehorende model efficiënties zijn veranderend.

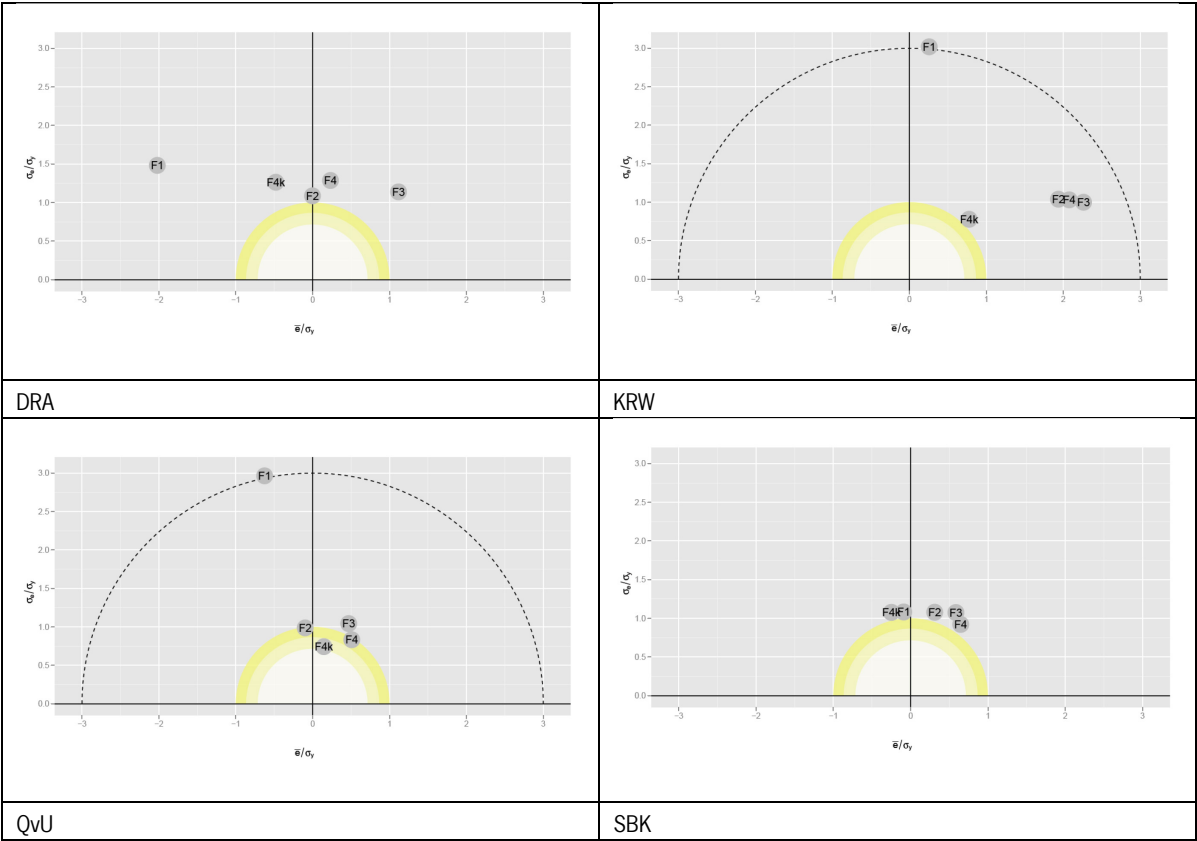
In alle gebieden levert de kalibratiestap een verbetering van het model op. Wat verder opvalt is dat niet elke verfijningsstap van het model automatisch een verbetering oplevert. Met name de toevoeging van kleine waterlopen met als gevolg extra retentie in fase 3 bleek zonder verdere kalibratie en parameterisatie tot slechtere modelresultaten te leiden. Ook bleek het in één keer overnemen van een nieuwe waterkwaliteit parameterset in fase 3 (van EMW2004 naar EMW2007) van grote invloed. Pas bij de kalibratie in fase 4 kon een aantal instellingen gebiedspecifiek worden aangepast wat tot grote verbeteringen leidde.



Figuur 20

Modelperformance over de jaren 2001-2007 voor de kalibratie t.o.v. verschillende modelfases in het project Monitoring Stroomgebieden voor Totaal stikstof (met fase 1 STONE, fase 2 plus oppervlaktewater en fijnere schematisering, fase 3 regionale data, fase 4 lokale data en fase 4k kalibratie).

Het blijkt ook dat stikstof niet alleen beter gemodelleerd wordt in alle gebieden nadat is gekalibreerd, maar ook dat aanpassingen in het modelsysteem (fases 2-4) en de kalibratie (fase 4k) een groter effect hebben op de gemodelleerde stikstofconcentraties dan op de fosforconcentraties. Met name het modelleren van de dynamiek in fosforconcentraties (de y-as in onderstaande figuren) blijkt weinig te verbeteren of zelfs te verslechteren door de verschillende modelaanpassingen. De dynamiek in fosforconcentraties wordt gekarakteriseerd door hoge, individuele uitspoelingspieken met name in de winter, terwijl de dynamiek van de stikstofuitspoeling een meer geleidelijk seizoenspatroon laat zien wat beter door het modelsysteem gesimuleerd kan worden.



Figuur 21
 Modelperformance over de jaren 2001-2007 voor de kalibratie t.o.v. verschillende modelfases in het project *Monitoring Stroomgebieden voor Totaal fosfor* (met fase 1 STONE, fase 2 plus oppervlaktewater en fijnere schematisering, fase 3 regionale data, fase 4 lokale data en fase 4k kalibratie).

4.2 Bepalende parameters en parameterwaarden

Hoewel elk gebied verschillend is, is er duidelijk een aantal sturende parameters. Vooral de afbraak van organische stof is van belang. Van de oppervlaktewatermodelparameters hadden vooral de bezinkingssnelheid van sediment (organisch en mineraal) effect.

In de zandgebieden is verder vooral het watergetal bepalend. De hoogte van de stikstofuitspoeling is sterk met deze parameter te sturen.

De parametersettings verschillen echter sterk per gebied, ook tussen de twee zandgebieden, wat aantoont dat voorzichtig omgegaan moet worden met generieke parametersettings.

4.3 Samenvattende conclusies

- Kalibratie van procesparameters in de kwaliteitsmodellen verbetert de simulering van zowel stikstof als fosfor. In alle gebieden heeft het model, na kalibratie, een verklarende waarde (Nash-Sutcliffe modefficiënties > 0) voor de nutriëntenconcentraties bij het uitstroompunt, met uitzondering van de fosforconcentraties in het veengebied, de Krimpenerwaard.
- Stikstof kan beter worden gesimuleerd dan fosfor.
- Kalibratie van procesparameters heeft meer effect op de simulering van stikstofconcentraties.
- Bepalende parameters voor de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater zijn de afbraaksnelheid van organische stof in de bodem en de bezinkingssnelheid van sediment in het oppervlaktewater.

4.4 Verbeteringen

Zoals aangegeven in de inleiding is er sprake geweest van een beperkte kalibratie, waarbij gericht en selectief parameters in de kwaliteitsmodules (ANIMO en NuswaLite) zijn gevarieerd. Een verbeterslag zou zijn het meenemen van kwantiteitsvariabelen, zoals drainageweerstand en inlaathoeveelheden. Deze zijn weliswaar in eerdere fasen in de opbouw van het modelsysteem aangepast door o.a. gebruik te maken van landdekkende kaarten met redelijke fijne resolutie (25 m), maar de onderliggende data die hiervoor gebruikt zijn hebben vaak een lagere resolutie. Omdat gebiedspecifieke regionale data niet of niet makkelijk voorhanden zijn is een kalibratie een manier om toch de gevoeligheid voor en onzekerheid van deze kwantiteitsvariabelen mee te nemen. Een voorwaarde voor het meekalibreren van de kwantiteitsmodules is echter wel dat rekentijden verkleind moeten kunnen worden.

Het doorrekenen van meer runs vergroot de kans op een betere combinatie van parameters. Er zou ook gericht toegewerkt kunnen worden naar een vernauwing van de parameter ranges, wellicht in eerste instantie met minder runs de parameterranges te bepalen, eventueel in een iteratief proces.

In een uitgebreidere kalibratie zou ook een onderscheid gemaakt kunnen worden tussen een kalibratie van landsysteem-parameters op basis van de winterconcentraties en vervolgens een kalibratie van het oppervlaktewatersysteem op basis van de zomerconcentraties, er vanuit gaande dat de meeste uitspoeling vanuit het landsysteem in de winter plaatsvindt, zonder al teveel invloeden van oppervlaktewaterprocessen of inlaatwater. In de zomer zijn het juist de retentieprocessen als gevolg van biomassagroei en -sterfte die de concentraties bepalen. De grote rol van retentie in de waterbodem in de Krimpenerwaard laat echter zien dat deze strategie niet in elk gebied toepasbaar is.

Een kalibratie kan niet alle fouten uit het model weghalen en zou dit ook niet moeten doen. De piekerigheid van fosforconcentraties kan bijvoorbeeld waarschijnlijk pas beter gesimuleerd worden als meer informatie over de precieze bemestingsmomenten beschikbaar is of door het gebruik van nog gedetailleerde neerslaggegevens (zoals radargegevens of uurdata van het KNMI). Een uitgebreidere set kalibratieparameters en meer kalibratieruns kunnen dit niet compenseren. Wel is het zo dat bij elke nieuwe structurele aanpassing de kalibratie opnieuw zou moeten worden uitgevoerd voor de overige parameters. Een flexibel en makkelijk te gebruiken kalibratiesysteem is dan een vereiste.

Literatuur

Dam, J.C. van, P. Groenendijk, R.F.A. Hendriks en J.G. Kroes, 2008. Advances of modeling water flow in variably saturated soils with SWAP. Vadose Zone J., Vol.7, No.2.

EPA, 1985. Rates, Constants, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling (Second Edition): EPA.

Gerven, L.P.A. van, H.M. Mulder, C. Siderius, T.P. van Tol-Leenders en A.A.M.F.R. Smit, 2009. Analyse van de invloed van processen op de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater – Een modelstudie. Alterra Report 1855, Alterra, Wageningen.

Gerven, L.P.A. van, J.J.M. de Klein en F.J.E. van der Bolt, 2010. Retentie van nutriënten in het oppervlaktewater; Meetcampagne in het Zeegserloopje. Alterra rapport 2133, Alterra, Wageningen.

Groenendijk, P., L.V. Renaud en J. Roelsma, 2005. Prediction of Nitrogen and Phosphorus leaching to groundwater and surface waters; Process descriptions of the Animo4.0 model. Wageningen, Alterra, Alterra rapport 983.

Hendriks, R.F.A., 1993. Nutriëntenbelasting van oppervlaktewater in veenweidegebieden. Rapport 251, DLO-Staring Centrum, Wageningen.

Hendriks, R.F.A., J.W.H. van der Kolk en H.P. Oosterom, 1994. Effecten van beheersmaatregelen op de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater van peilgebied Bergambacht. Een modelstudie. Rapport 272, DLO-Staring Centrum, Wageningen.

Hendriks, R.F.A., D.J.J. Walvoort en M.H.J.L. Jeuken, 2008. Evaluation of the applicability of the SWAP-ANIMO model for simulating nutrient loading of surface water in a peat land area. Calibration, validation, and system and scenario analysis for an experimental site in the Vlietpolder. Wageningen.

Hendriks, R.F.A., P. Groenendijk, P.C. Stolk, J.J.H. van den Akker en L.V. Renaud, in voorbereiding. Modelling of Green House Gas emissions with ANIMO4.0. Alterra rapport 2054, Alterra, Wageningen.

Jansen, H.C., R.J. Löschner-Wolleswinkel, M.E. Sicco Smit, F.J.E. van der Bolt, J. Roelsma, O.F. Schoumans, C. Siderius en T.P. van Tol-Leenders, 2008. Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Schuitenbeek Fase 3; Alterra rapport 1765.

Klein, J. de, 2008. From ditch to delta, nutrient retention in running waters. Thesis, Wageningen University.

Kroes, J.G., J.D. Schaap, F.J.E. van der Bolt, O.F. Schoumans, C. Siderius en T.P. van Tol-Leenders, 2008. Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Krimpenerwaard Fase 3; Alterra rapport 1766.

McKay, M.D.; R.J. Beckman en W.J. Conover, 1979. A Comparison of Three Methods for Selecting Values of Input Variables in the Analysis of Output from a Computer Code. 21 (2): 239 – 245.

Nash, J.E. en J.V. Sutcliffe, 1970. River flow forecasting through conceptual models, part 1: A discussion of principles. J. Hydrol. 10, pp. 282 – 290.

Roelsma, J., T.P. van Tol-Leenders, F.J.E. van der Bolt, R.J. Löschner-Wolleswinkel, J.D. Schaap, L.V. Renaud, O.F. Schoumans, C. Siderius, H. van der Heide en K. van der Molen, 2008. Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Drentse Aa Fase 3; Alterra rapport 1764.

Schoumans, O.F., J.P. Groenendijk en C. Siderius, 2009. NL-CAT application to six European catchments, Wageningen, Alterra rapport 1205.

Siderius, C.; R.J. Wolleswinkel, F.J.E. van der Bolt, J. Roelsma, O.F. Schoumans, T.P. Leenders en H. de Ruiter, 2008); Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Quarles van Ufford Fase 3; Alterra rapport 1767.

Siderius, C., P. Groenendijk, L.P.A. van Gerven, M.H.J.L. Jeuken, A.A.M.F.R Smit, 2008. Process description of NUSWALite; a simplified model for the fate of nutrients in surface waters. Alterra rapport 1226.2, Alterra, Wageningen.

Smit, A.A.M.F.R, C. Siderius en L.P.A. van Gerven, in voorbereiding. Process description of SWQN; A simplified hydraulic model. Alterra rapport 1226.1, Alterra, Wageningen.

Walvoort, D.J.J., P. Bogaart, J. Kroes en T.P. van Tol-Leenders, 2010. Validatie van modelsystemen voor het voorspellen van de oppervlaktewaterkwaliteit en -kwantiteit in het stroomgebied 'de Krimpenerwaard'. Alterra rapport 1953, Alterra, Wageningen.

Walvoort, D.J.J., C. Siderius en T.P. van Tol - Leenders, 2010. Validatie van modelsystemen voor het voorspellen van de oppervlaktewaterkwaliteit en -kwantiteit in het stroomgebied 'Quarles van Ufford'. Alterra rapport 1954, Alterra, Wageningen.

Walvoort, D.J.J., J. Roelsma, R.J. Löschner-Wolleswinkel en T.P. van Tol-Leenders, 2010. Validatie van modelsystemen voor het voorspellen van de oppervlaktewaterkwaliteit en -kwantiteit in het stroomgebied 'de Schuitenbeek'. Alterra rapport 1952, Alterra, Wageningen.

Walvoort, D.J.J., J. Roelsma en T.P. van Tol-Leenders, 2010. Validatie van modelsystemen voor het voorspellen van de oppervlaktewaterkwaliteit en -kwantiteit in het stroomgebied 'de Drentse Aa'. Alterra rapport 1951, Alterra, Wageningen.

Walvoort, D.J.J., D.J. Brus, C. van der Salm, M. Pleijter en T.P. van Tol-Leenders, 2011. Kwantificering van de fosfaattoestand in de bodem van vier stroomgebieden. Alterra rapport 1958, Alterra, Wageningen.

Bijlage 1 Gebiedspecifieke aanpassingen zonder kalibratie in fase 4

De verfijningstappen in de fase 1, 2 en 3 hebben in geen van de gebieden geleid tot een model dat de metingen in voldoende mate beschrijft, zoals blijkt uit de verschillende validatierapporten van de verbeteringen in de eerdere fases (Walvoort et al., 2010). Zelfs het invoeren van meer regionale data zoals in fase 3 gaf slechts beperkte verbeteringen. In de afgelopen jaren is er daarom een groot aantal extra aanvullende metingen verricht in de vier gebieden om over bepalende bronnen en routes meer duidelijkheid te krijgen. In de Krimpenerwaard ging het vooral over de initiële achtergrondconcentraties in de bodem, in Schuitenseek en Drentse Aa over de P-ophoping in de bodem en in Quarles van Ufford over de rol van inlaatwater in het gebied.

In deze bijlage worden eerst kort de gebiedsgerichte aanpassingen beschreven. Op basis van deze aangepaste modelschematisaties en -parameterisaties is vervolgens de kalibratie uitgevoerd, waarin de overgebleven onzekere procesparameters in de waterkwaliteitsmodellen zijn gevarieerd.

Alle gebieden

In alle gebieden is de schematisatie van het oppervlaktewater en ook het oppervlaktewatermodel zelf aangepast. Eén van de bepalende aanpassingen in de schematisatie van de modellen in eerdere fases bleek de toevoeging van extra berging in het oppervlaktewater. Deze extra berging representeerde alle kleine watergangen die niet expliciet in de oppervlaktewaterstructuur van het model waren meegenomen. Het volume werd bepaald aan de hand van de oppervlaktewater uit de Top10-vector kaarten uitgaande van profiel met bodembreedte van één m, talud van één m en waterpeil zoals in hoofdloop. Deze extra berging werd als een grote sectie aan elke hoofdwaterloop toegevoegd. Het gevolg hiervan was echter dat de verblijftijden en daarmee ook retentie van N en P en buffering van pieken (te) sterk toenam.

Om de extra berging beter te kunnen modelleren is allereerst gekeken naar de invoerdata en is in plaats van de oppervlakte uit de Top10-vector kaarten een schatting gemaakt van het volume van de extra berging. Per afwateringseenheid is de geometrie (lengte, bodembreedte, talud) van de toegevoegde berging (TOP10 waterlopen) bepaald op basis van de hydrotypen/TOP10. Dit leidde tot een afname van het toegevoegde volume aan water en daarmee een afname van retentie en buffering. Vervolgens is ook het oppervlaktewatermodel zo aangepast dat het o.a. beter om kan gaan met droogvallende waterlopen. Dit maakte de weg vrij om de extra berging ook met verhang toe te voegen, wat nog eens de verblijftijden vooral in de poldergebieden deed afnemen.

De overall impact van deze aanpassingen samen met de gebiedspecifieke aanpassingen zoals beschreven in de volgende paragrafen worden ook in de resultaten en discussie-sectie weergegeven.

Quarles van Ufford

In Quarles van Ufford (QvU) zijn naast de verbetering van de oppervlaktewaterstructuur en volumes nog twee aanpassingen doorgevoerd. In het bodemsysteem (ANIMO) is de fosfaatophoping aangepast op basis van meetgegevens (zie ook 'Kwantificering van de fosfaattoestand in de bodem van vier stroomgebieden' (Walvoort et al., 2010)).

Daarnaast zijn in het oppervlaktewatersysteem (SWQN en NUSWALite) de inlaatwater- en inlaatconcentratie-randvoorwaarden op basis van meetgegevens van de waterkwaliteit in de Maas opgelegd (afkomstig van Rijkswaterstaat en Brabant Water). Als gevolg van deze aanpassingen is er een betere gemeten-berekend overeenkomst voor zowel N als P.

Drentse Aa en Schuitenbeek

In de Drentse Aa (DRA) en de Schuitenbeek (SBK) is de fosfaatophoping in de bodem opnieuw geschat op basis van nieuw verzamelde meetgegevens (DRA) en een beschikbare dataset (SBK). De details van deze aanpassingen zijn beschreven in Walvoort et al. (2010).

Krimpenerwaard

In de Krimpenerwaard (KRW) zijn aanvullende metingen, uitgevoerd in 2010 en 2011 binnen het project Monitoring stroomgebieden, vertaald naar inputparameters voor SWAP en ANIMO. SWAP is aangepast op basis van de gemeten stijghoogte, watertemperatuur en laagdiktes. ANIMO is aangepast op basis van de gemeten grondwaterkwaliteit. Er is voor gekozen alleen de dominante plots aan te passen, die samen 81% van het oppervlak van de Krimpenerwaard beslaan.

Afgezien van de metingen is ook kennis uit andere studies en metingen in het veenweidegebied ingezet om de modellen waar nodig te verbeteren. Het gaat om kennis opgedaan in onder andere Zegveld, Vlietpolder, Bergambacht etc. (Hendriks, 1993; Hendriks et al.; 1994, Hendriks et al.; 2008 en Hendriks et al.; in voorbereiding).

De volgende zaken zijn aangepast in SWAP:

- Laagdikte (op basis van metingen)
- Onderrandflux (kwel/wegzijging) (op basis van metingen)
- Hydraulische weerstand deklaag (REGIS)
- Bodemtemperatuur (op basis van metingen)
- Drainage karakteristieken (expert judgement op basis van ervaringen in veenweidegebied)

De volgende zaken zijn aangepast in ANIMO:

- Kwelwaterconcentraties (op basis van metingen)
- Infiltratiewaterconcentraties (op basis van oppervlaktewatermetingen Monitoring Stroomgebieden)
- Initiële grondwaterconcentraties (op basis van metingen)
- Veensamenstelling (expert judgement (op basis van DOVE veen))
- P-ophoping (op basis van judgement, toetsing aan metingen)

Als gevolg van deze aanpassingen neemt de totale hoeveelheid drainage toe, maar met name de verdeling over de ontwateringsmiddelen verandert. De oppervlakte-afvoer neemt toe, de drainage naar de hoofdwaterloop neemt af en de interflow neemt af (met name in waardveen en drechtvaaggrond).

De nutriëntenuitspoeling is duidelijk toegenomen door de modelaanpassingen, zowel wat betreft concentraties als vrachten. De jaarlijkse N-uitspoeling neemt toe met 230 tot 540% en de P-uitspoeling met een factor 1.4 tot 2.3. Het valt op dat de N-concentratie in de zomer meer varieert over de jaren dan in de winter en dat het gemiddelde zomerniveau iets lager ligt dan in de winter. Voor de P-concentraties is er nauwelijks verschil tussen de zomer en de winter. De P-concentraties vertonen minder jaardynamiek dan de N-concentraties. Wat betreft de vrachten valt het op dat er in de zomer veel minder uitspoelt dan in de winter. Dit komt hoofdzakelijk door de kleinere hoeveelheid water die uitspoelt. Meer details zijn te vinden in het achtergrondrapport van de Krimpenerwaard (Van Gerven, 2011).

Verder is het hydraulische model SWQN aangepast. De belangrijkste aanpassing is dat het model is ingericht op doorspoelen, waar het model voorheen alleen was ingesteld op peilbeheer. Het doorspoelwater is hoofdzakelijk afkomstig van de Lek, zeker sinds 2005 toen het gemaal Krimpenerwaard actief werd dat het gemaal Hoekse Sluis heeft vervangen. Om het doorspoelen goed te kunnen simuleren is de gemeten inlaat bij gemaal Krimpenerwaard opgelegd aan het model. Voor jaren waarin geen inlaatgegevens beschikbaar waren (2005, 2009 en 2010) is de inlaat afgeleid uit het lineaire verband tussen de gemeten maandelijkse inlaat (2006, 2007, 2008) en de berekende waterbehoefte per maand ($R^2=0.84$). Door deze aanpassingen in het inlaatregime wordt de totale hoeveelheid inlaat- en uitlaatwater in de Krimpenerwaard beter gesimuleerd.