

Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Drentse Aa Fase 1

Systeemanalyse voor het stroomgebied de Drentse Aa Fase 1

**J. Roelsma
F.J.E. van der Bolt
T.P. Leenders
L.V. Renaud**

**Alterra-rapport 1271
Reeks Monitoring Stroomgebieden 5-I**

Alterra, Wageningen, 2006

REFERAAT

Roelsma, J., F.J.E. van der Bolt, T.P. Leenders en L.V. Renaud, 2006. *Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Drentse Aa Fase 1*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1271. Reeks Monitoring Stroomgebieden 5-I. 58 blz. 16 fig.; 6 tab.; 2 ref.

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

In dit rapport worden de resultaten gepresenteerd van de systeemanalyse met behulp van het fase 1 modelsysteem. Hierbij zijn de resultaten van het landelijke modelinstrumentarium STONE toegepast voor het stroomgebied van de Drentse Aa. Er is op het ruimtelijke schaalniveau van het gehele stroomgebied getoetst op waterafvoeren en nutriëntenconcentraties. Het fase 1 modelsysteem is in staat om op het ruimtelijk schaalniveau van het gehele stroomgebied een langjarige gemiddelde waarde voor de stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater te geven, welke plausibel lijkt met de waarnemingen, waarbij tevens sluitende water- en nutriëntenbalansen worden gegenereerd. Echter, met behulp van het fase 1 modelsysteem kunnen geen:

- relaties worden gelegd tussen bronnen (beleid en maatregelen) en nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater, vanwege het ontbreken van een oppervlaktewatermodule;
- één op één beschrijvingen van de metingen worden gemaakt of resultaten op verschillende schalen worden gepresenteerd, vanwege de grove ruimtelijke en temporele uitvoer van het modelsysteem.

Om deze redenen is het fase 1 modelsysteem ongeschikt om 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 op stroomgebiedsniveau te kwantificeren. Wel is met behulp van het fase 1 modelsysteem meer informatie verkregen met betrekking tot de indentificatie van kritische systeemcomponenten en –parameters van het studiegebied. Hiermee wordt richting gegeven aan de verfijning van het modelsysteem in de vervolgfase.

Trefwoorden: systeemanalyse, stroomgebied, Drentse Aa, modelsysteem, monitoring, mestbeleid, STONE, nutriënten.

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door € 20,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 1271. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2006 Alterra

Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland

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

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

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

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
1.1 Project aanpak	11
1.2 Opzet modelsysteem	12
1.3 Leeswijzer	13
2 Stroomgebied de Drentse Aa	15
2.1 Beschrijving van het gebied	15
2.2 Toetsgegevens voor het fase 1 modelsysteem	18
3 Fase 1 Modelsysteem	21
3.1 Inleiding	21
3.2 Het modelinstrumentarium STONE	21
3.3 Gebiedsselectie de Drentse Aa	22
3.4 Resultaten waterkwantiteitsmodule voor het landsysteem	23
3.4.1 Toetsing	23
3.4.2 Waterbalans	24
3.5 Resultaten waterkwaliteitsmodule voor het landsysteem	26
3.5.1 Toetsing	26
3.5.2 Nutriëntenbalans	28
4 Discussie	33
4.1 Waterkwantiteitsmodule voor het landsysteem	33
4.2 Waterkwaliteitsmodule voor het landsysteem	34
5 Conclusies	37
6 Aanbevelingen	39
Literatuur	41

Bijlagen

1 Gemeten waterafvoer en nutriëntenconcentraties in de Drentse Aa	43
2 Het nutriëntenemissiemodel STONE	45

Woord vooraf

Deze rapportage Systeemanalyse Fase 1 vormt een onderdeel van het project “Meerjarig monitoringsprogramma naar de uit- en afspoeling van nutriënten vanuit landbouwgronden in stroomgebieden en polders” kortweg ‘Monitoring stroomgebieden’. Het primaire doel van het project is het leveren van een bijdrage aan de evaluatie van het mestbeleid door het kwantificeren van het aandeel van de landbouw in de belasting van het oppervlaktewater en de verandering van dit aandeel van de landbouw als gevolg van (mest)beleid in een aantal representatieve stroomgebieden in karakteristieke landschappelijke regio’s. Het secundaire doel is om een methodiek te ontwikkelen die het mogelijk maakt en perspectieven biedt om deze methodiek ook in andere stroomgebieden in te voeren.

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

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

In de reeks rapportages van het project ‘Monitoring Stroomgebieden’ is per gebied een Systeemverkenning verschenen. Op basis van deze uitgevoerde systeemverkenning is het opzetten van een gefaseerd modelinstrumentarium per pilotgebied gestart. Het gefaseerde modelinstrumentarium Fase 1 is op basis van meetinformatie geanalyseerd. De aanpak en de resultaten van deze Systeemanalyse Fase 1 zijn per gebied als volgt gerapporteerd:

- 5. I Systeemanalyse Drentse Aa Fase 1
- 5. II Systeemanalyse Schuitenbeek Fase 1
- 5. III Systeemanalyse Krimpenerwaard Fase 1
- 5. IV Systeemanalyse Quarles van Ufford Fase 1

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

Dorothee Leenders
0317 - 47 42 79
dorothee.leenders@wur.nl

Frank van der Bolt
0317 - 47 43 70
frank.vanderbolt@wur.nl

Samenvatting

Middels een verkennende systeembeschrijving is voor het stroomgebied de Drentse Aa een overzicht opgesteld 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 systeemverkenning is gebleken dat er onvoldoende inzicht in de systemen tijdens de uitvoering van de systeemverkenning beschikbaar was om uitspraken te kunnen doen over effecten van het mestbeleid.

De constatering uit de systeemverkenning heeft er toegebracht dat er voor het studiegebied, in overleg met de waterbeheerders, een intensief meetprogramma is opgezet. Daarnaast is er gestart met het opzetten van een gefaseerd modelsysteem, zodat van grof naar fijn kan worden gewerkt. De modelresultaten worden vergeleken met de meetwaarden over de gesimuleerde periode om het systeem te analyseren, een zogenaamde systeemanalyse.

In de systeemanalyse fase 1 worden de resultaten van het landelijke modelinstrumentarium STONE toegepast voor het stroomgebied de Drentse Aa (het zogenaamde fase 1 modelsysteem). Er is op het ruimtelijke schaalniveau van het gehele stroomgebied getoetst op waterafvoeren en nutriëntenconcentraties. De modelresultaten van het fase 1 modelsysteem betreft de belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfor vanuit het landsysteem. De processen in het oppervlaktewater zijn dus niet meegenomen in dit modelsysteem. Uit de systeemanalyse fase 1 kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- Met het fase 1 modelsysteem zijn de water- stikstof en fosforbalansen uit de systeemverkenning sluitend gemaakt.
- De berekende waterafvoer wordt met minimaal 15 % onderschat.
- De berekende stikstofconcentraties zijn 15 % hoger dan de waargenomen stikstofconcentraties. De berekende stikstofvrachten zijn echter ca. 20 % lager dan de gemeten stikstofvrachten.
- De berekende fosforconcentraties zijn 95 % hoger dan de waargenomen fosforconcentraties, terwijl de berekende fosforvrachten ca. 50 % hoger zijn dan de gemeten fosforvrachten.
- In het fase 1 modelsysteem ontbreekt de temporele variatie van de rekenresultaten binnen een jaar.
- De ruimtelijke schematisatie van het fase 1 modelsysteem is ontwikkeld voor het landelijk schaal niveau en niet geschikt om te gebruiken op een nog lager schaalniveau dan het gehele stroomgebied.

Het fase 1 modelsysteem is in staat om op het ruimtelijk schaalniveau van het gehele stroomgebied een langjarige gemiddelde waarde voor de stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater te geven, welke plausibel lijkt met de waarnemingen, waarbij tevens sluitende water- en nutriëntenbalansen worden gegenereerd. Echter, met behulp van het fase 1 modelsysteem kunnen geen:

- relaties worden gelegd tussen bronnen (beleid en maatregelen) en nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater, vanwege het ontbreken van een oppervlaktewatermodule;
- één op één beschrijvingen van de metingen worden gemaakt of resultaten op verschillende schalen worden gepresenteerd, vanwege de grove ruimtelijke en temporele uitvoer van het modelsysteem.

Om deze redenen is het fase 1 modelsysteem ongeschikt om 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 op stroomgebiedsniveau te kwantificeren.

Wel is met behulp van het fase 1 modelsysteem meer informatie verkregen met betrekking tot de indentificatie van kritische systeemcomponenten en –parameters van het studiegebied. Hiermee wordt richting gegeven aan de verfijning van het modelsysteem in de vervolgfase.

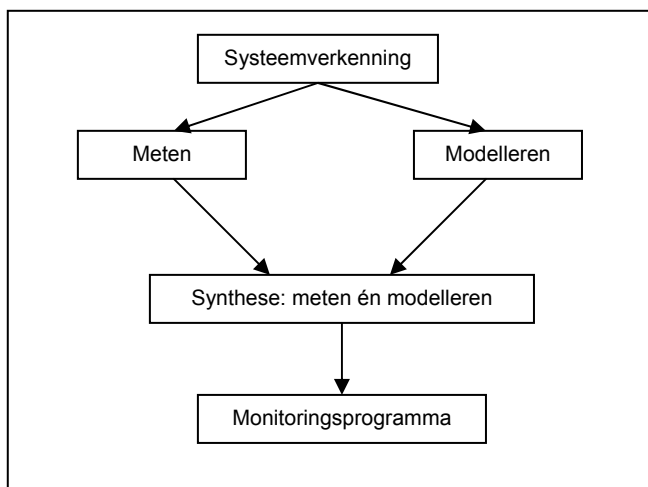
1 Inleiding

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 van de evaluatie van het mestbeleid door het kwantificeren van het aandeel van de landbouw als gevolg van (mest)beleid in een aantal representatieve stroomgebieden. Hiertoe zal een combinatie van een meetprogramma en (model)berekeningen worden toegepast, die elkaar aanvullen en versterken. Het project wordt uitgevoerd in vier qua eigenschappen verschillende (pilot)gebieden, een met nutriënten hoogbelast zandgebied (Schuitenbeek), een laagbelast zandgebied (Drentse Aa), een veengebied (Krimpenervaard) en een kleigebied (Quarles van Ufford).

Middels een verkennende systeembeschrijving is voor ieder gebied een overzicht opgesteld van de beschikbare informatie in relatie tot de benodigde informatie voor het effectief kunnen uitvoeren 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 in de systemen tijdens de uitvoering van de systeemverkenning beschikbaar was om uitspraken te kunnen doen over effecten van het mestbeleid. Om het mestbeleid te kunnen evalueren is geconcludeerd dat het noodzakelijk is om een andere manier van monitoren (meten én modelleren) te introduceren.

De constatering uit de systeemverkenningen heeft er toegebracht dat er voor ieder van de vier pilotgebieden, in overleg met de waterbeheerders, een intensief meetprogramma is opgezet. Dit meetprogramma is voor ieder gebied jaarlijks in een meetplan vastgelegd. Daarnaast is er gestart met het opzetten van een gefaseerd modelsysteem. Het modelsysteem is gefaseerd opgebouwd zodat van grof naar fijn wordt gewerkt (paragraaf 1.2). Per gebied wordt na elke fase van de modellering de modelresultaten van de betreffende fase vergeleken met de meetwaarden over de gesimuleerde periode om het systeem te analyseren, een zogenaamde systeemanalyse. Uit de systeemanalyse moet blijken of de modelresultaten voldoende betrouwbaar zijn om de effecten van het mestbeleid te voorspelen. Met behulp van het modelsysteem in combinatie met metingen zal een monitoringsprogramma voor de evaluatie van het mestbeleid worden opgezet. In figuur 1.1 is de projectaanpak schematisch weergegeven.



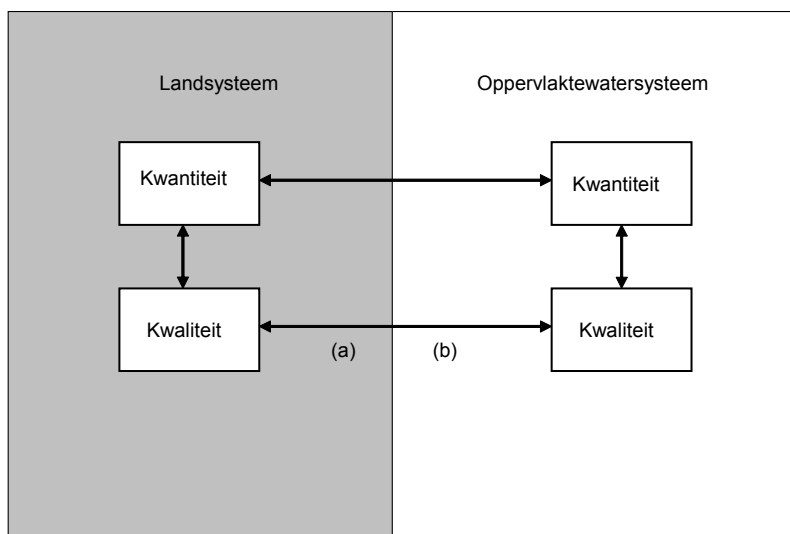
Figuur 1.1 Schematische weergave projectopzet

1.2 Opzet modelsysteem

In dit project ‘Monitoring Stroomgebieden’ is het modelsysteem gefaseerd opgezet. Dit betekent dat bij de modellering van grof naar fijn wordt gewerkt. De aanbevelingen die leiden tot een volgende fase van de modellering en dus een verfijning van het modelsysteem zorgen voor een modelinstrumentarium dat wordt toegesneden op de verschillende pilotgebieden. Er is gekozen om deze eerste fase aan te laten sluiten bij de huidige aanpak voor de evaluatie van het mestbeleid. Dit is het modelinstrumentarium STONE dat in Nederland voor landelijke berekeningen van de nutriëntenemissies wordt gebruikt. Naast het gebruik voor de evaluatie van het mestbeleid wordt dit instrumentarium ook ingezet voor de milieuverkenningen en de nota waterhuishouding. Door de 1ste fase van het modelsysteem aan te laten sluiten bij de huidige aanpak voor het evaluatie mestbeleid is de modelinvoer van het modelsysteem fase 1 op landelijk niveau en is de uitvoer op jaarbasis. Naast de fasering in het modelsysteem wordt de opzet van het modelsysteem ook tussen de gebieden gefaseerd.

Er is gekozen voor een modulaire benadering van het modelsysteem (figuur 1.2). Het modelsysteem wordt onderverdeeld in het landsysteem en het oppervlaktewatersysteem. Daarnaast wordt in beide systemen onderscheid gemaakt tussen kwantiteit (water) en kwaliteit (nutriënten).

Het modelsysteem Fase 1 bevat de modules kwantiteit en kwaliteit voor het landsysteem. Het oppervlaktewatersysteem is in deze eerste fase niet meegenomen. In deze rapportage ‘Systeemanalyse Fase 1’ worden aanpak en resultaten van het modelsysteem Fase 1 beschreven.



Figuur 1.2 Modulaire opzet modelsysteem

Eisen modellen

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

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

Om de verschillende modellen regionaal toe te kunnen passen dient het studiegebied opgedeeld te worden in kleinere ruimtelijke eenheden. Deze ruimtelijke eenheden dienen elk uniek te zijn in onder andere 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.

1.3 Leeswijzer

De indeling van de Systemanalyse Fase 1 is voor de vier gebieden, welke in het project “Monitoring Stroomgebieden” centraal staan, zo veel mogelijk uniform gehouden. Deze rapportage van de Systemanalyse Fase 1 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 meetpunten binnen het gebied waar de modelsystemen aan getoetst worden (paragraaf 2.2).

In hoofdstuk 3 wordt het modelsysteem Fase 1 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 gebiedsselectie voor het stroomgebied beschreven. De modelresultaten voor de waterkwantiteitsmodule van het Fase 1 modelsysteem worden getoetst (paragraaf 3.4.1) en worden waterbalansen weergegeven (paragraaf 3.4.2). Tenslotte worden in paragraaf 3.5 de resultaten voor de waterkwaliteitsmodule getoetst (paragraaf 3.5.1) en worden de nutriëntenbalansen gepresenteerd (paragraaf 3.5.2).

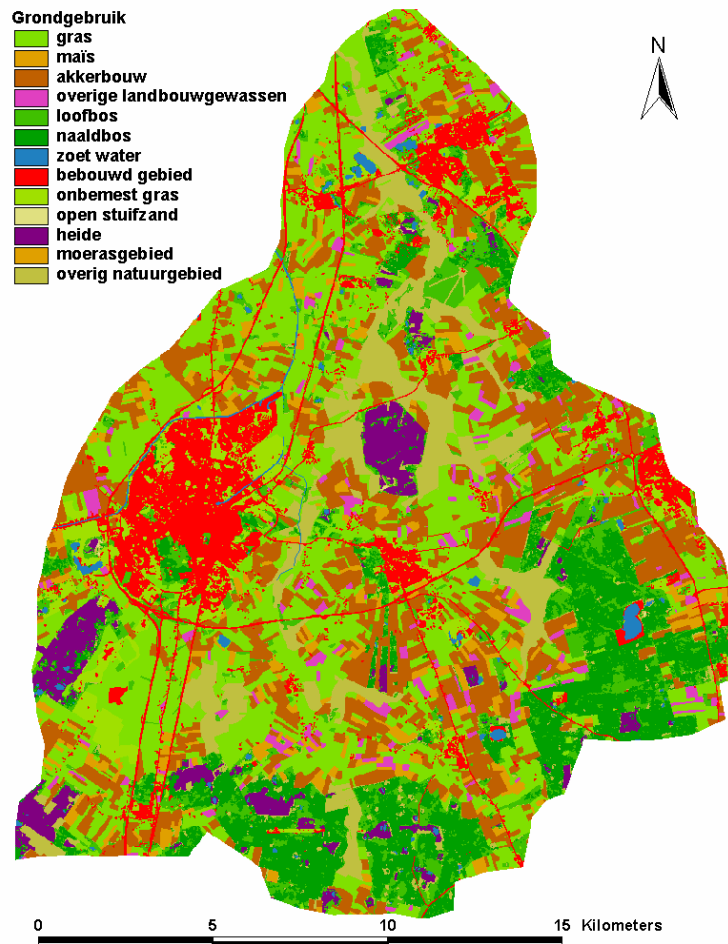
De verkregen resultaten van het modelsysteem Fase 1 worden in hoofdstuk 4 bediscussieerd waarna in hoofdstuk 5 vervolgens de conclusies worden beschreven.

Tenslotte worden in hoofdstuk 6 de aanbevelingen, op basis van de verkregen inzichten van het modelsysteem Fase 1, voor een verdere verfijning van het gefaseerde modelinstrumentarium gegeven.

2 Stroomgebied de Drentse Aa

2.1 Beschrijving van het gebied

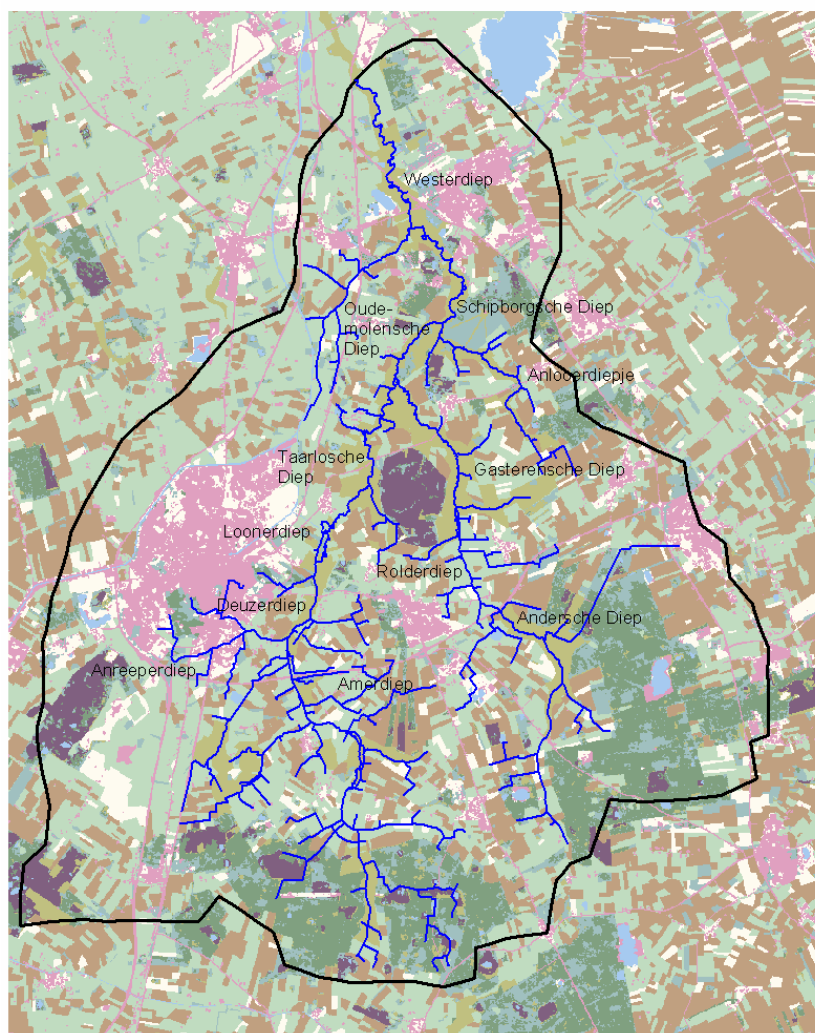
Het stroomgebied van de Drentse Aa ligt in het noordoosten van de provincie Drenthe, in de driehoek Assen-Glimmen-Gieten en is ca. 30 000 hectare in omvang. Het beekstelsel ontspringt op de Hondsrug en het Drentsch Plateau (ca. 22 m. boven N.A.P.) in het zuiden van het stroomgebied. In noordelijke richting neemt de maaiveldhoogte af naar ca. 0.60 m. boven N.A.P. in de buurt van Glimmen. Het stroomgebied bestaat voor het overgrote deel uit zandgronden (ruim 90%), met in de beekdalen laagveen. De zandgronden bestaan voor ca. 80% uit podzolgronden. In het gebied komen een aantal keileemlagen en potklei voor, welke als slechtdoorlatende lagen zijn te beschouwen.



Figuur 2.1 Landgebruik in het stroomgebied van de Drentse Aa volgens LGN4

Ruim de helft van het oppervlak van het stroomgebied van de Drentse Aa bestaat uit agrarisch gebied. Hiervan is ca. de helft in gebruik als grasland (figuur 2.1). Verder zijn met name aardappelen en granen sterk in het stroomgebied vertegenwoordigd (respectievelijk met ca. 15 en 12%). Naast landbouw neemt natuur een aanzienlijk deel van het grondgebruik in het stroomgebied voor haar rekening (ca. 35%).

Het stroomgebied van het beekstelsel de Drentse Aa is een onder natuurlijk verval afwaterend gebied. In het zuidelijk deel van het stroomgebied bestaat de Drentse Aa uit drie hoofdtakken, het Anreepdiep, het Amerdiep en het Anderschediep (figuur 2.2). De meest westelijke beek (Anreepdiep) geldt als oorspronkelijke hoofdstroom tezamen met het Amerdiep. De oostelijke hoofdtak (Anderschediep) gaat als Rolderdiep en Gasterenschediep verder en vormt de belangrijkste bijdrage aan de waterafvoer. Benedenstrooms komen de twee hoofdtakken tezamen en wateren uiteindelijk af op het Noord-Willemskanaal.



Figuur 2.2 Het beekstelsel de Drentse Aa

In de zestiger jaren zijn een aantal bovenlopen van de Drentse Aa genormaliseerd (te weten: Amerdiep, Anreepdiep, Deurzerdiep, Rolderdiep, Anderschediep en de Zeegserloop). Het bekenstelsel de Drentse Aa is een continu watervoerend stelsel, met in de zomer een afvoer van ca. $50 * 10^3 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. De piekafvoer in het najaar kan oplopen tot ca. $1200 * 10^3 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. Bij het uitlaatpunt Schipborg is een gemiddelde jaarlijkse waterafvoer van ca. $65 * 10^6 \text{ m}^3 \cdot \text{jr}^{-1}$ over de periode 1993-2001 gemeten. Het hydrologisch stelsel van de Drentse Aa kan worden opgedeeld in inzijgebieden (de Hondsrug en het Drentsch Plateau) en kwelgebieden (beekdalen). In perioden met neerslag zal er door de combinatie van de weerstand van de keilemlagen en de intensiteit van de ontwatering veel water door het oppervlaktewaterstelsel worden afgevoerd. Dit veroorzaakt de snelle component van de afvoer van de beek. De langzame component wordt veroorzaakt door kwel. De intensiteit van de kwel wordt bepaald door de diepte van de insnijding van het beekdal en door het voorkomen van slechtdoorlatende lagen (potklei en keileem).

Tabel 2.1 Waterbalans op basis van verzamelde gegevens uit de systeemverkenning (Roelsma et al., 2004a)

Oppervlakte: 30 000 ha					
IN	10^6 m^3	mm	UIT	10^6 m^3	mm
Neerslag (1990-2000)	244	813	Verdamping (1990-2000)	153	510
Waterinlaat (n.v.t.)	0	0	Grondwateronttrekkingen (1992-2001)	10	33
Kwel vanuit:	0.6	2	Riolering	--	-
- landbouw	--	--	Wegzijging	--	--
- natuur	--	--	Waterafvoer* (1986-2000)	69	230
Totaal	244 +	813 +	Totaal	232.2	951

* waterafvoer is gebaseerd op gemeten waterafvoeren te Schipborg en noodoverlaat Loon

Tabel 2.2 Stikstofbalans op basis van verzamelde gegevens uit de systeemverkenning (Roelsma et al., 2004a)

Oppervlakte: 30 000 ha					
IN	10^3 kg	$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$	UIT	10^3 kg	$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$
Atm. depositie (1999-2001)	877	29	Ammoniakvervluchtiging	--	--
Bemesting	--	--	Denitrificatie	--	--
Oxydatie veen (n.v.t.)	0	0	Gewasafvoer	--	--
Puntbronnen (n.v.t.)	0	0	Vastlegging bodem	--	--
Kwel vanuit			Waterafvoer (1986-2000)	337	11
- landbouw	--	--			
- natuur	--	--			
Oppervlakkige afspoeling	--	--			
Uitspoeling vanuit:					
- landbouw	--	--			
- natuur	--	--			
Totaal	--	--	Totaal	--	--

Tabel 2.3 Fosforbalans op basis van verzamelde gegevens uit de systeemverkenning (Roelsma et al., 2004a)

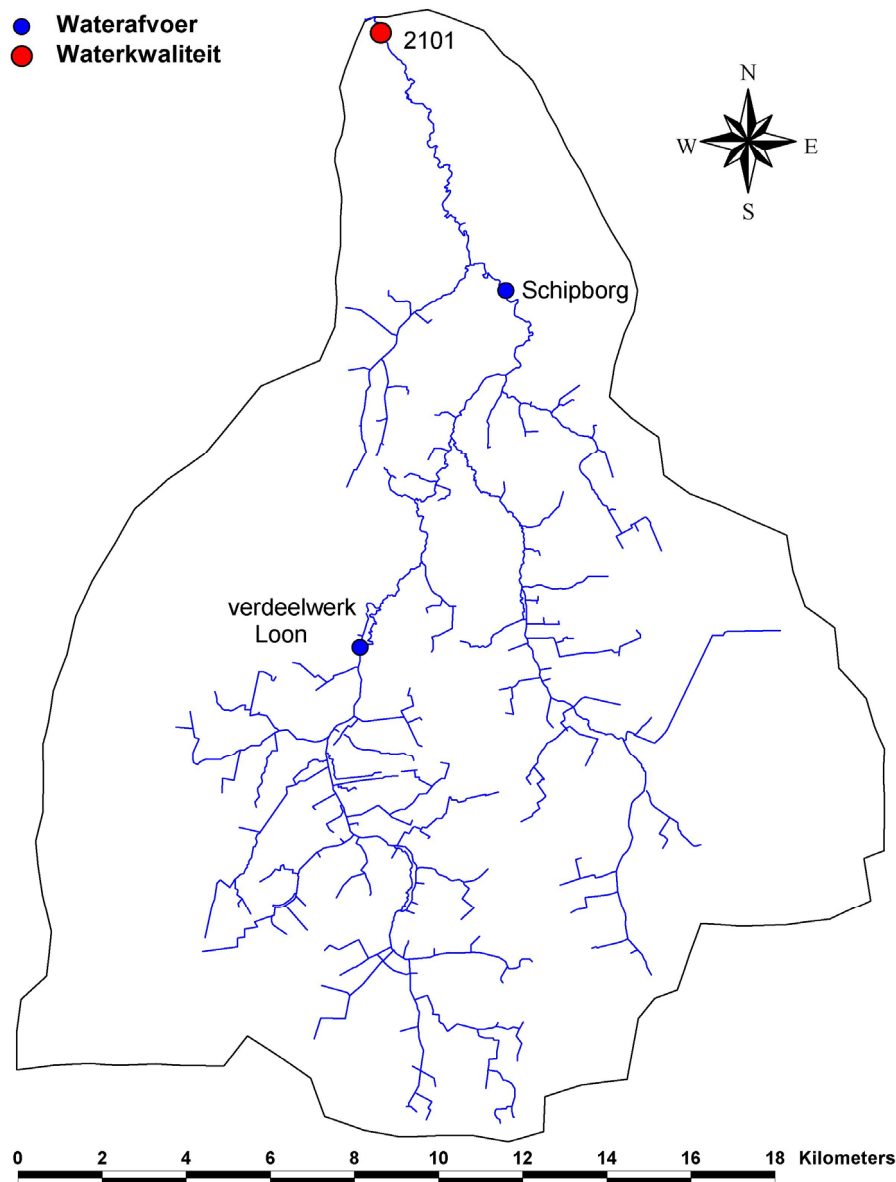
Oppervlakte: 30 000 ha					
IN	10 ³ kg	kg.ha ⁻¹	UIT	10 ³ kg	kg.ha ⁻¹
Bemesting	--	--	Gewasafvoer	--	--
Oxydatie veen (n.v.t.)	0	0	Vastlegging bodem	--	--
Puntbronnen (n.v.t.)	0	0	Waterafvoer (1986-2000)	11.6	0.4
Kwel vanuit					
- landbouw	--	--			
- natuur	--	--			
Oppervlakkige afspoeling	--	--			
Uitspoeling vanuit:					
- landbouw	--	--			
- natuur	--	--			
Totaal	--	--	Totaal	--	--

In de systeemverkenning van de Drentse Aa is getracht op basis van gebiedsgegevens (meetgegevens) een water-, stikstof- en fosforbalans op te stellen (Roelsma et al., 2004a). Met de verzamelde gegevens kon in het kader van de systeemverkenningen geen sluitende water- en nutriëntenbalansen worden opgesteld. Om een vergelijking te kunnen maken met de water- en nutriëntenbalansen van het modelsysteem is het noodzakelijk de periode waarover de gebiedsgegevens zijn verzameld te vermelden. De periode waarover de gebiedsgegevens zijn verzameld zijn in tabel 2.1, 2.2 en 2.3 tussen haakjes weergegeven.

2.2 Toetsgegevens voor het fase 1 modelsysteem

Vanwege de grote ruimtelijke resolutie van het modelsysteem in fase 1 (zie hoofdstuk 3) wordt in deze fase alleen het ruimtelijke niveau van het gehele stroomgebied onderzocht. Dit betekent dat alleen meetpunten welke geheel benedenstrooms liggen geschikt zijn voor de toetsing van het fase 1 modelsysteem. In figuur 2.3 staan de meetpunten van zowel de waterkwantiteit als de waterkwaliteit van het meetnet de Drentse Aa, welke geheel benedenstrooms liggen en waarvoor de meetperiode de toetsperiode bestrijkt, weergegeven. Deze meetpunten zijn de punten waarop het fase 1 modelsysteem getoetst kan worden. Hierbij is rekening gehouden met de locaties van de meetpunten, zoals beschreven in het meetplan (Roelsma et al., 2004b), en met de tijdsperiode van waarnemingen en simulaties van het fase 1 modelsysteem (1986 – 2000).

Voor de historische meetreeksen van waterafvoer wordt gebruik gemaakt van twee meetlocaties: Schipborg en verdeelwerk Loon. De gemeten afvoeren van meetpunt Schipborg en de noodoverlaat van het verdeelwerk Loon vormen tezamen de gemeten waterafvoeren van nagenoeg het gehele stroomgebied van de Drentse Aa (figuur 2.3).



Figuur 2.3 Locatie van de meetpunten voor waterkwaliteit en waterkwaliteit in de Drentse Aa voor de toetsing van het fase 1 modelsysteem

Voor de historische reeks van waterkwaliteit wordt gebruik gemaakt van meetpunt 2101. Dit meetpunt ligt geheel benedenstrooms (figuur 2.3) en heeft een langjarige meetreeks (vanaf 1981) met een maandelijkse bemonsteringsfrequentie. De locaties van de meetpunten voor waterkwaliteit komen niet overeen met de locatie van het meetpunt voor waterkwaliteit. Dit betekent dat er voor de historische reeks geen gemeten nutriëntenvrachten zijn. Om toch tot een schatting van nutriëntenvrachten uit het stroomgebied van de Drentse Aa te komen zijn de nutriëntenconcentraties van meetpunt 2101 en de gezamenlijke waterafvoer van Schipborg en nooduitlaat Loon gebruikt om de nutriëntenvrachten te berekenen.

3 Fase 1 Modelsysteem

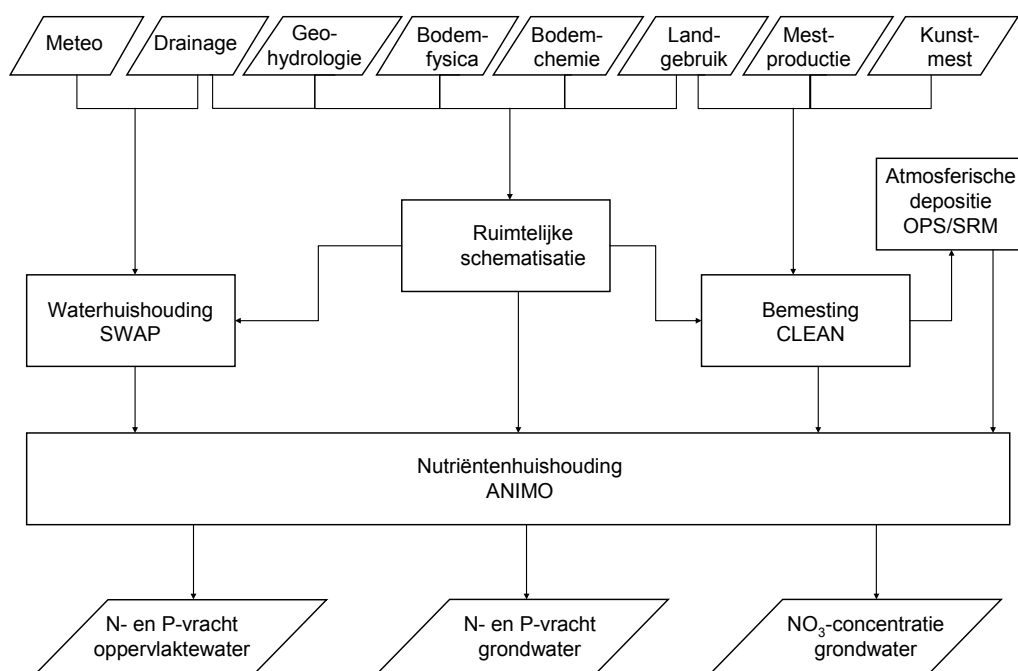
3.1 Inleiding

Bij het fase 1 modelsysteem wordt gebruik gemaakt van de berekende waterafvoer en de stikstof- en fosforvrachten met behulp van het bestaande modelinstrumentarium STONE. In paragraaf 3.2 wordt dit modelinstrumentarium kort toegelicht. Een beschrijving van het model, dat is toegepast voor het stroomgebied van de Drentse Aa, is weergegeven in paragraaf 3.3. De resultaten van het fase 1 modelsysteem voor het stroomgebied van de Drentse Aa zijn beschreven in paragraaf 3.4 (waterkwantiteitsmodule) en 3.5 (waterkwaliteitsmodule).

3.2 Het modelinstrumentarium STONE

STONE (Samen Te Ontwikkelen Nutriënten Emissiemodel) is een model dat er op gericht is om op nationale schaal de effecten van nationaal of Europees landbouw- en milieubeleid en van ontwikkelingen in de landbouwsector op de uitspoeling van stikstof en fosfaat naar het grond- en oppervlaktewater te kwantificeren (Schoumans et al., 2002; Wolf et al., 2003). STONE is een interdepartementaal consensusmodel dat ontwikkeld is door voornamelijk Alterra, RIZA en RIVM. De ontwikkeling van STONE is gestart vanuit de modellen en gegevens uit de Watersysteemverkenningen (Boers et al., 1997). Het modelinstrumentarium bestaat uit een aantal componenten (figuur 3.1), te weten een mestverdelingsmodule (CLEAN), een stikstofdepositie-module (OPS/SRM), een nutriëntenuitspoelingsmodule (ANIMO), hydrologische berekeningen op nationale schaal (SWAP) en de ruimtelijke schematisatie van Nederland.

Het modelinstrumentarium STONE is ingezet voor de Nationale Milieuverkenningen 5 MV5 (RIVM, 2000; Overbeek et al., 2001). De kennis en ervaringen opgedaan bij deze toepassing hebben tot een aantal aanpassingen geleid. Deze aangepaste versie van het modelinstrumentarium STONE is toegepast voor de kwantificering van de nutriëntenemissie naar grond- en oppervlaktewater bij verschillende varianten van verliesnormen ten behoeve van de Evaluatie Mestwetgeving 2002 (RIVM, 2002; Schoumans et al., 2002). Recentelijk is het modelinstrumentarium STONE toegepast voor de Evaluatie Mestwetgeving 2004 (RIVM, 2004; Schoumans et al., 2004). Voor deze studie is gebruik gemaakt van de databestanden van STONE welke behoren bij de Evaluatie Mestwetgeving 2004. In bijlage 2 wordt een uitgebreide beschrijving gegeven van het modelinstrumentarium STONE.

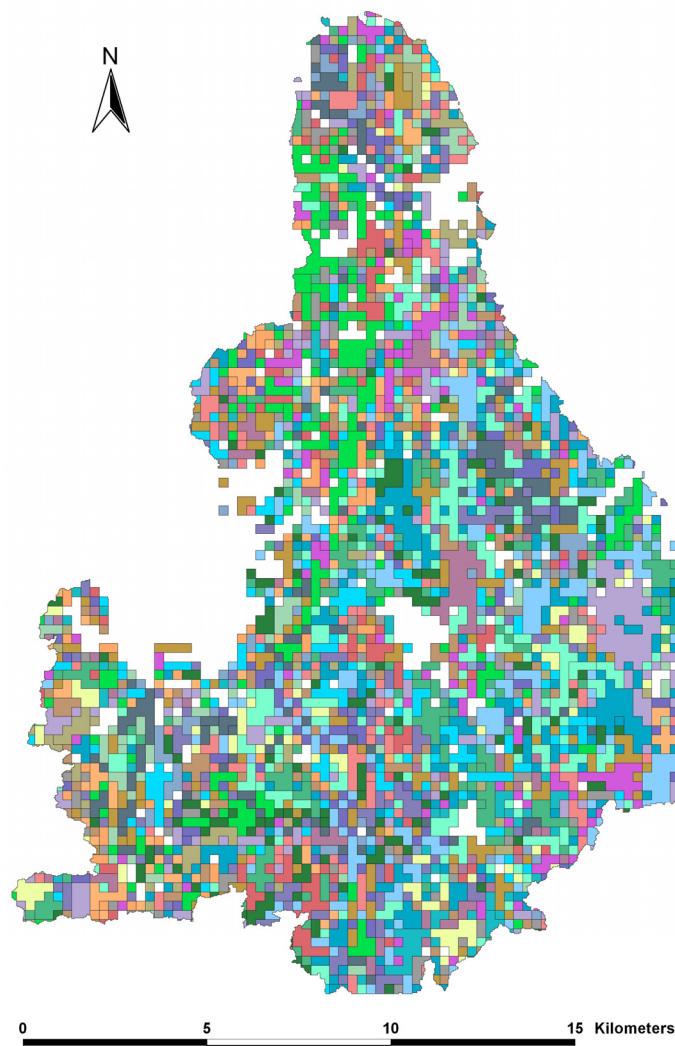


Figuur 3.1 Schematische weergave van het modelinstrumentarium STONE met de belangrijkste invoer- en uitvoerbestanden

3.3 Gebiedsselectie de Drentse Aa

Voor het stroomgebied van de Drentse Aa is een selectie van de STONE plots (=rekeeneenheid), welke binnen het stroomgebied liggen, gemaakt. Figuur 3.2 geeft een indruk van de schematisering in STONE plots van het stroomgebied van de Drentse Aa. De open plekken in het stroomgebied worden veroorzaakt door bebouwd gebied, welke niet gemodelleerd worden in STONE. In het stroomgebied de Drentse Aa liggen, volgens de schematisatie van STONE, in totaal 302 plots. De geselecteerde plots variëren in omvang van kleiner dan 1 ha tot 686 ha, met een mediaanwaarde van 39 ha.

Voor de geselecteerde STONE plots zijn de areaalgewogen water-, stikstof- en fosforvrachten van het bemestingsscenario “historische bemesting t/m 2000” van de studie Evaluatie Mestwetgeving 2004 bepaald (RIVM, 2004; Schoumans et al., 2004). Het totaal van de 302 geselecteerde STONE plots, met de aangepaste arealen voor die plots welke niet geheel binnen de gebiedsbegrenzing vallen en toegepast voor het bemestingsscenario “historische bemesting t/m 2000” van Evaluatie Mestwetgeving 2004 wordt “het fase 1 modelsysteem” genoemd.

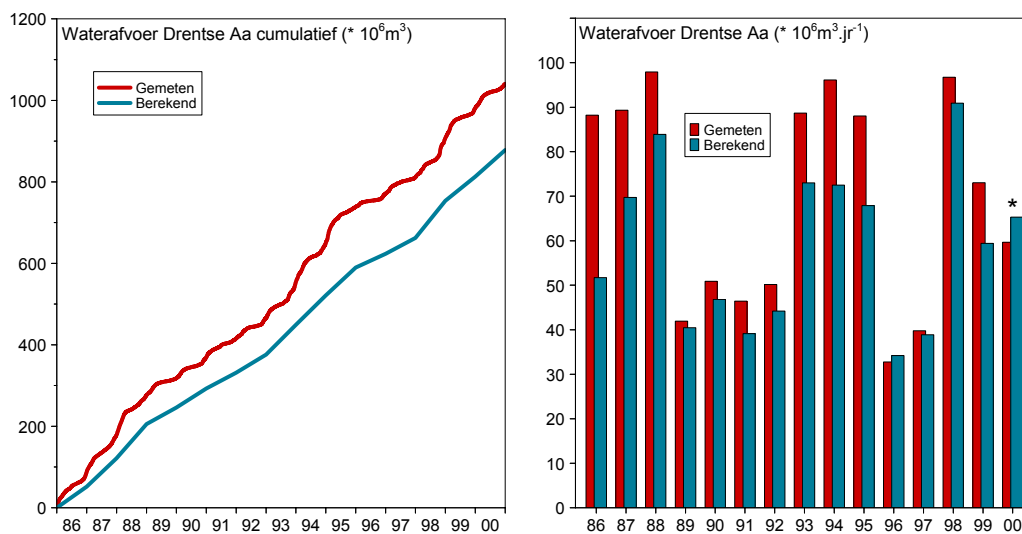


Figuur 3.2 De STONE plots in het stroomgebied van de Drentse Aa

3.4 Resultaten waterkwantiteitsmodule voor het landsysteem

3.4.1 Toetsing

In figuur 3.3 zijn de gemeten en berekende waterafvoer voor het stroomgebied van de Drentse Aa weergegeven. De gemeten waterafvoeren van de Drentse Aa is de som van de gemeten debieten in het meetpunt Schipborg en de gemeten debieten in de noodoverlaat van het verdeelwerk Loon. Uit figuur 3.3 blijkt dat de waterafvoer door het fase 1 modelsysteem systematisch wordt onderschat. Vooral in jaren met hoge afvoeren zijn de verschillen groot. Over de gehele simulatieperiode 1986 – 2000 berekent het fase 1 modelsysteem ca. 15 % lagere waterafvoer dan gemeten te Schipborg en Loon.

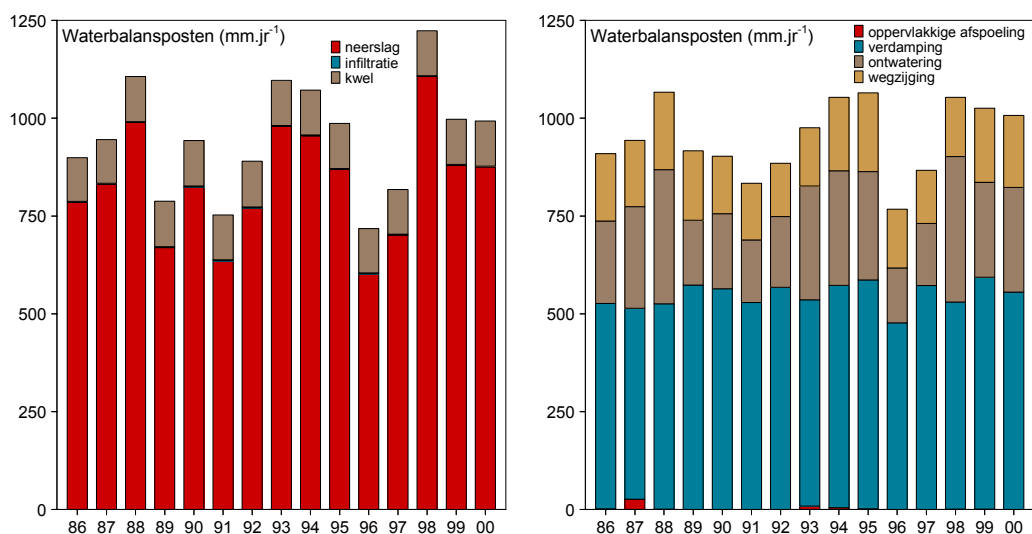


Figuur 3.3 Gemeten en berekende waterafvoer voor het stroomgebied van de Drentse Aa cumulatief (links) en per jaar (rechts); de gemeten waterafvoer van de Drentse Aa is het totaal van de gemeten waterafvoer in het meetpunt Schipborg en de gemeten waterafvoer in de noodoverlaat te Loon (in het jaar 2000 zijn geen meetwaarden van waterafvoer in de noodoverlaat beschikbaar)*

Daarnaast dient nog te worden opgemerkt dat het meetpunt Schipborg niet geheel benedenstrooms ligt (zie hoofdstuk 2, figuur 2.3). Voor de periode waarvoor het fase 1 modelsysteem uitvoer presenteert (1986 – 2000) zijn geen gemeten waterafvoeren geheel benedenstrooms aanwezig. Op basis van het oppervlak van het gebied benedenstrooms van het meetpunt Schipborg kan worden aangenomen dat de waterafvoer op het uitlaatpunt te Glimmen ca. 5 % hoger is dan op de locatie van meetpunt Schipborg. Hierbij is de kwel in dit gebied buiten beschouwing gelaten. Echter, in dit laaggelegen gebied van de Drentse Aa treedt juist (lokaal) veel kwel op, zodat de echte waterafvoer hoger zal zijn dan gesteld op basis van alleen het oppervlak. Dit zou betekenen dat de waterafvoer met minimaal 15 - 20 % wordt onderschat door het fase 1 modelsysteem. De temporele variatie van de gemeten waterafvoer binnen een jaar kan niet door het fase 1 modelsysteem worden voorspeld, aangezien STONE alleen resultaten op jaarbasis presenteert.

3.4.2 Waterbalans

In figuur 3.4 zijn de jaarlijkse posten van de berekende waterbalans voor de periode 1986 t/m 2000 weergegeven. Uit dit figuur blijkt duidelijk dat sommige balansposten sterk variëren van jaar tot jaar (neerslag, infiltratie, oppervlakkig afvoer, ontwatering, wegzijging en berging), terwijl andere balansposten van jaar tot jaar nagenoeg gelijk blijven (kwel en verdamping).



Figuur 3.4 Jaarlijkse waterbalansposten voor de periode 1986 – 2000 voor het landsysteem van het fase 1 modelsysteem (verschil tussen ingaande en uitgaande termen is berging)

In tabel 3.1 is de waterbalans van het landsysteem voor het stroomgebied van de Drentse Aa, welke door het fase 1 modelsysteem wordt berekend, weergegeven. De balansposten zijn zowel in kubieke meters als in millimeters weergegeven. De waterbalans is opgesteld over de periode 1986 t/m 2000 (simulatieperiode van STONE).

Tabel 3.1 Waterbalans van het landsysteem van het stroomgebied de Drentse Aa over de periode 1986-2000 zoals berekend door het fase 1 modelsysteem

Balansperiode: 1986-2000			Oppervlakte balansgebied: 24 403 ha		
IN	10 ⁶ m ³	mm	UIT	10 ⁶ m ³	mm
Neerslag	202.9	831	Verdamping	133.1	545
Infiltratie	0.6	2	Wegzijing	40.6	166
Kwel	28.0	115	Waterafvoer	58.5	240
Totaal	231.5	948	Totaal	232.2	951
Berging				-0.7	-3

Wanneer tabel 3.1 vergeleken wordt met de waterbalans uit de systeemverkenning Drentse Aa (zie hoofdstuk 2, tabel 2.1) dan blijkt dat de door het fase 1 modelsysteem berekende waterafvoer vanuit het landsysteem naar het oppervlaktewater, uitgedrukt in m³, wordt onderschat ten opzichte van de waargenomen waterafvoer van het stroomgebied van de Drentse Aa. Dat de berekende waterafvoer, uitgedrukt in mm, hoger is dan in de waterbalans van de systeemverkenning is te verklaren doordat het vanggebied, welke is aangenomen in de systeemverkenning, bijna 25 % groter is dan in het fase 1 modelsysteem. Dit verschil in oppervlak komt doordat in de systeemverkenning geen informatie aanwezig was over de exacte (geo)hydrologische begrenzing van het stroomgebied van de Drentse Aa en omdat in het fase 1 modelsysteem bebouwd gebied en open water buiten beschouwing wordt gelaten (zie bijlage 2)

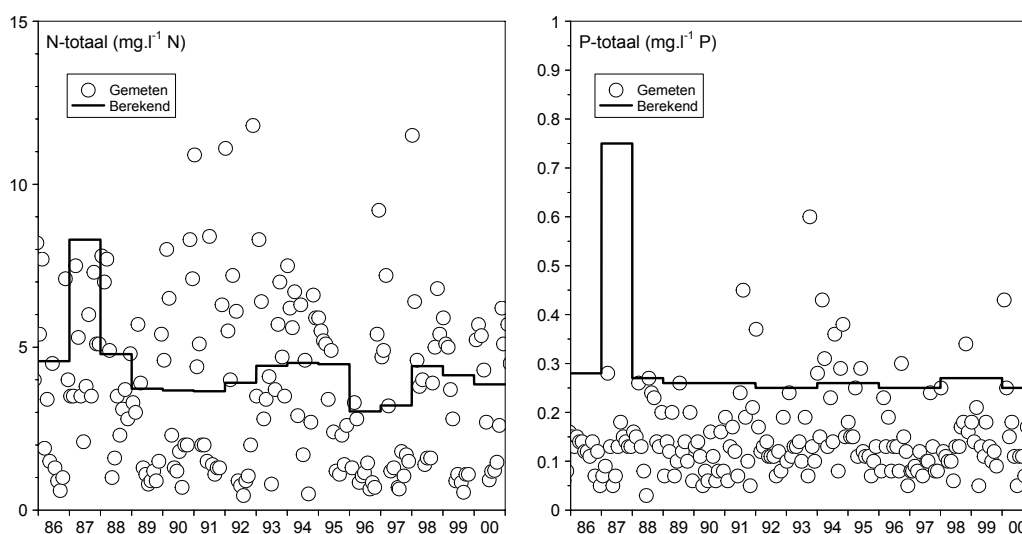
Er dient te worden opgemerkt dat de periode van verzamelde gebiedsgegevens uit de systeemverkenning niet altijd overeen komen met de simulatieperiode (1986 – 2000). Het vergelijken van andere balansposten dan de post waterafvoer is slechts indicatief, omdat de periode van de gebiedsgegevens niet overeenkomt met de simulatieperiode en het oppervlak van het studiegebied (30 000 ha) niet overeenkomt met het oppervlak van het fase 1 modelsysteem (24 403 ha). Om de balansposten neerslag en verdamping toch te kunnen vergelijken met de resultaten van fase 1 zijn deze twee balansposten tevens voor de periode 1990 t/m 2000 opgesteld en is daarnaast gecorrigeerd voor het verschil in oppervlak. Voor de periode 1990 t/m 2000 wordt door het fase 1 modelsysteem voor de balansposten neerslag en verdamping respectievelijk 836 en 552 mm berekend. Uit de systeemverkenning is op basis van meteorologische gegevens van het KNMI-station Eelde voor neerslag en verdamping respectievelijk 813 en 510 mm over de periode 1990 t/m 2000 aangenomen. Beide waarden zijn lager dan welke worden gebruikt in het fase 1 modelsysteem. Voor de balanspost neerslag komt dit neer op 3 % en voor de balanspost verdamping op 8 % overschatting.

3.5 Resultaten waterkwaliteitsmodule voor het landsysteem

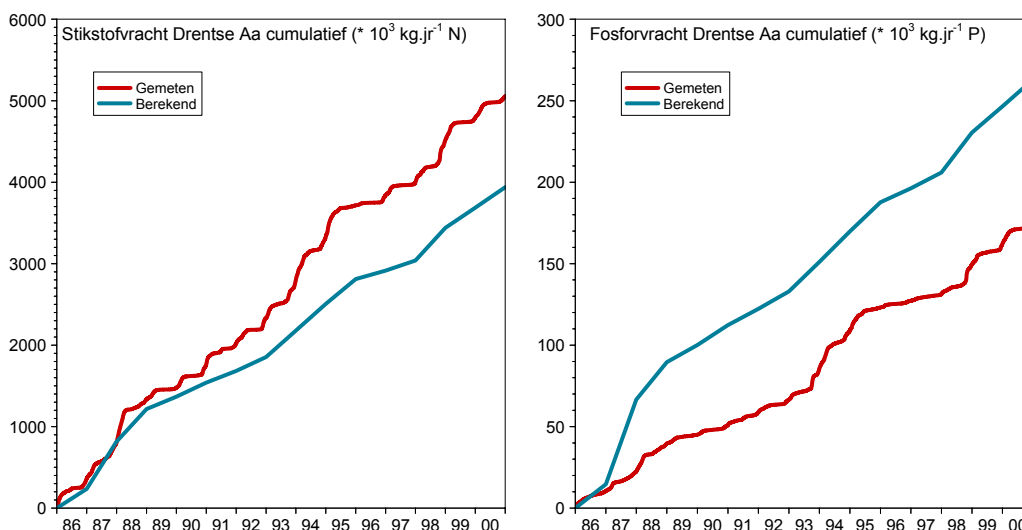
3.5.1 Toetsing

In figuur 3.5 zijn de gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties voor het stroomgebied van de Drentse Aa weergegeven. De door het fase 1 modelsysteem berekende concentraties gelden voor dat deel van het water wat vanuit het landsysteem afwatert op het oppervlaktewatersysteem. In het algemeen zijn de stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater lager dan de concentraties in het afwaterende water vanuit het landsysteem. Dit komt doordat in het oppervlaktewater diverse processen een rol spelen (nutriëntenopname door algen en waterplanten, denitrificatie, vastlegging aan de waterbodem, etc.), waardoor stikstof en fosfor (tijdelijk) uit het oppervlaktewatersysteem verdwijnt. Dit wordt retentie genoemd. Doordat er geen oppervlaktewatermodel in het fase 1 modelsysteem is opgenomen, worden de (verdwin- en vastleggings)processen in het oppervlaktewater niet berekend. Om deze reden zou mogen worden verwacht dat de gesimuleerde concentraties hoger zijn dan de gemeten concentraties. Voor de periode 1986 t/m 2000 wordt door het fase 1 modelsysteem een belasting van het oppervlaktewater van $4.3 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N}$ voor totaal-stikstof berekend. Voor diezelfde periode werd in het geheel benedenstroomse meetpunt 2101 (zie hoofdstuk 2, figuur 2.3) een 15-jaars gemiddelde concentratie van $3.7 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N}$ voor totaal-stikstof waargenomen. Voor de periode 1986 t/m 2000 wordt door het fase 1 modelsysteem een belasting van het oppervlaktewater van $0.29 \text{ mg.l}^{-1} \text{ P}$ voor totaal-fosfor berekend. Voor diezelfde periode werd in het geheel benedenstroomse meetpunt 2101 een 15-jaars gemiddelde concentratie van $0.15 \text{ mg.l}^{-1} \text{ P}$ voor totaal-fosfor waargenomen. Dat zowel voor stikstof als voor fosfor hogere concentraties worden gesimuleerd dan gemeten komt overeen met de verwachting omdat retentie niet is meegenomen in het fase 1 modelsysteem. Voor zowel de berekende stikstof- als fosforconcentraties geldt dat in

het jaar 1987 hoge concentraties worden voorspeld, terwijl deze niet worden waargenomen (figuur 3.5).



Figuur 3.5 Gemeten en berekende stikstof- en fosforconcentraties voor meetpunt 2101



Figuur 3.6 Gemeten en berekende cumulatieve stikstof- en fosforvrachten voor meetpunt 2101

In figuur 3.6 zijn de gemeten en berekende stikstof- en fosforvrachten voor het stroomgebied van de Drentse Aa cumulatief weergegeven. Deze vrachten zijn bepaald op basis van de gemeten waterafvoer van Schipborg en nooduitlaat Loon tezamen en de stikstof- en fosforconcentraties van meetpunt 2101 (zie figuur 2.3). Voor de bepaling van de gemeten vrachten is gebruik gemaakt van de methode van lineaire interpolatie van de gemeten concentraties. In deze methode wordt de nutriëntconcentratie lineair geïnterpoleerd over de momenten waarop geen waarnemingen van concentraties zijn, maar wel waarnemingen van de waterafvoer (Kronvang et al., 2003). Omdat de gemeten waterafvoer wordt onderschat (zie

paragraaf 3.4), wordt daardoor tevens de gemeten stikstof- en fosforvracht onderschat. Omdat in de berekeningen retentie niet is meegenomen wordt de berekende vracht overschat. Dit leidt tot grote verschillen tussen de gemeten en de berekende vrachten. Wanneer het verschil tussen de gemeten en de berekende vracht beschouwd wordt als retentie, dan blijkt dat de retentie voor fosfor groter is dan de retentie voor stikstof. Een dergelijke conclusie kan echter alleen worden getrokken wanneer geen fouten in de gemeten en berekende vrachten zitten.

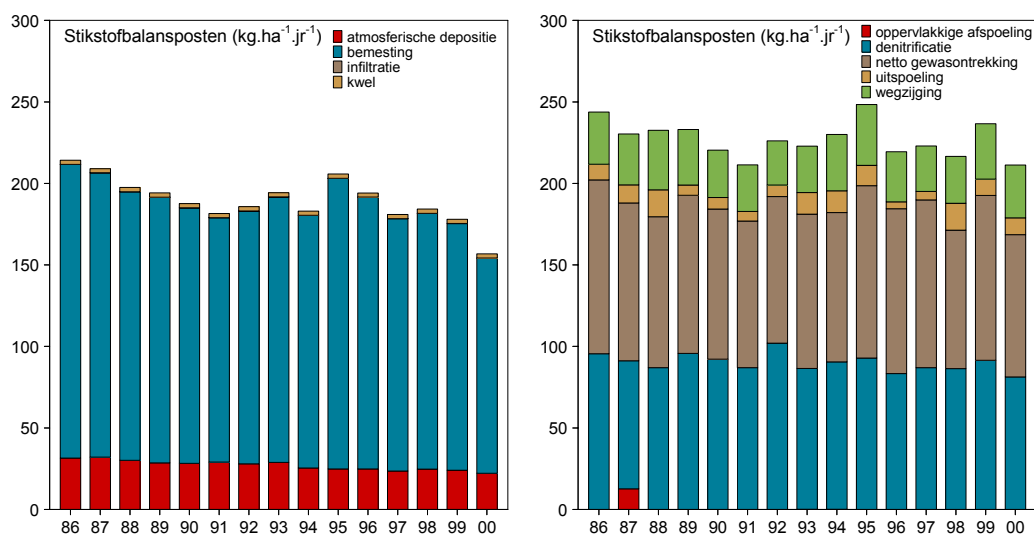
Net als voor de gesimuleerde waterafvoer, geldt tevens voor de berekende stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater dat de temporele variatie van de gemeten waarden binnen een jaar niet door het fase 1 modelsysteem kan worden voorspeld (figuur 3.5).

Naast het ontbreken van de temporele variatie binnen een jaar is de grove schematisering van STONE (basisgridcelgrootte van 250 * 250 meter) een andere beperking van het fase 1 modelsysteem. Zoals in bijlage 2 is aangegeven is de ruimtelijke schematisatie van STONE afgestemd op het doel van STONE, namelijk het uitvoeren en presenteren van de nutriëntenuitspoeling naar grond- en oppervlaktewater op het schaalniveau van Nederland. Ook is de parametrisatie van de onderliggende modellen afgestemd op dit schaalniveau. Door het presenteren van STONE resultaten op een kleiner schaalniveau kunnen vereenvoudigingen in de schematisatie en parametrisatie van STONE de (landelijke) rekenresultaten doen verschillen van de (lokale) waarnemingen.

3.5.2 Nutriëntenbalans

3.5.2.1 Stikstof

In figuur 3.7 zijn de jaarlijkse posten van de berekende stikstofbalans voor de periode 1986 t/m 2000 weergegeven. Hieruit blijkt duidelijk dat sommige balansposten sterk variëren (infiltratie, oppervlakkig afvoer, uitspoeling en berging), terwijl andere balansposten nagenoeg gelijk blijven (atmosferische depositie, bemesting, kwel, denitrificatie, gewasopname en wegzijging).



Figuur 3.7 Jaarlijkse stikstofbalansposten voor de periode 1986 – 2000 voor het landsysteem van het fase 1 modelsysteem (verschil tussen ingaande en uitgaande termen is berging)

In tabel 3.2 is de stikstofbalans voor het stroomgebied van de Drentse Aa, welke door het fase 1 modelsysteem wordt berekend, weergegeven. De balansposten zijn zowel in kilogram als in kilogram per hectare weergegeven. De stikstofbalans is opgesteld over de periode 1986 t/m 2000.

Tabel 3.2 Stikstofbalans van het landsysteem van het gehele stroomgebied de Drentse Aa over de periode 1986-2000 zoals berekend door het fase 1 modelsysteem

Balansperiode: 1986-2000			Oppervlakte balansgebied: 24 403 ha		
IN	10 ³ kg	kg.ha ⁻¹	UIT	10 ³ kg	kg.ha ⁻¹
Atmosferische depositie	661.0	27.1	Ammoniakvervluchtiging	0.0	0.0
Bemesting	3906.8	160.1	Denitrificatie	2175.2	89.1
Infiltratie	1.1	0.0	Netto gewasonttrekking	2334.0	95.6
Kwel	62.6	2.6	Wegzijging	768.7	31.5
			Belasting opp.water	262.6	10.8
Totaal	4631.5	189.8	Totaal	5540.5	227.0
Berging				-909.0	-37.2

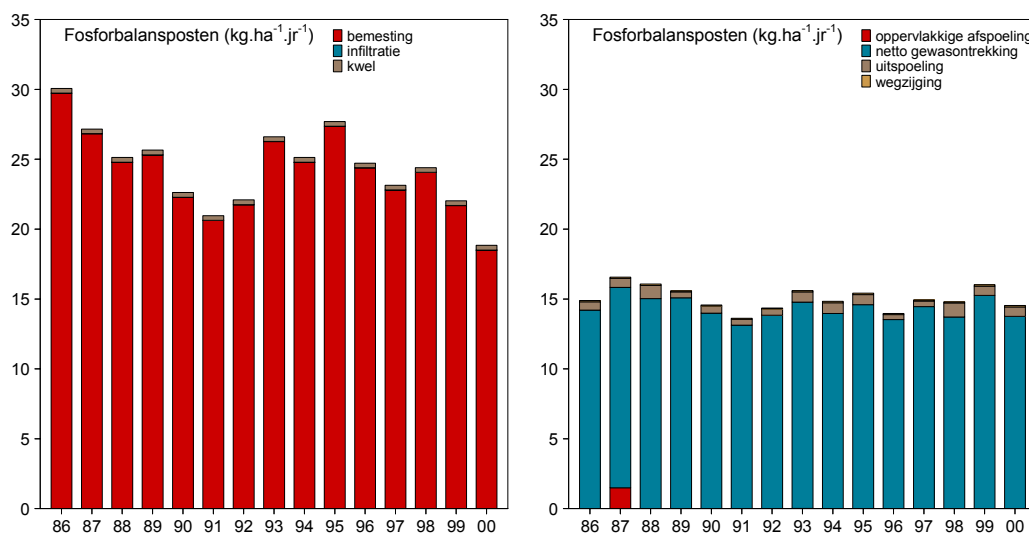
Uit tabel 3.2 blijkt dat ca. 6 % van de totale aanvoer van stikstof via oppervlakkige afspoeling en uitspoeling in het oppervlaktewater terechtkomt, terwijl ca. 17 % naar het (diepe) grondwater uitspoelt. Het resterende deel van de stikstofafvoer komt tot rekening van denitrificatie (47 %) en netto gewasopname (50 %). De gezamenlijke verliesposten voor stikstof over de periode 1986 t/m 2000 zijn groter dan de aanvoer van stikstof. Over deze periode wordt een negatieve berging (netto afbraak van organisch materiaal in de bodem) van ca. -20 % berekend.

Vergelijken van tabel 3.2 met de stikstofbalans uit de systeemverkenning Drentse Aa (zie hoofdstuk 2, tabel 2.2) geeft aan dat de door het fase 1 modelsysteem berekende belasting van het oppervlaktewater met stikstof lager is dan op basis van de geschatte stikstofafvoer uit de systeemverkenning. Na het opstellen van de stikstofbalans over de periode 1999 – 2000 (de periode waarover in de systeemverkenning gegevens met

betrekking tot atmosferische depositie zijn verzameld) blijkt de atmosferische depositie, welke is aangenomen in het fase 1 modelsysteem, ruim 25 % lager is dan op basis van de verzamelde gebiedsgegevens van de systeemverkenning.

3.5.2.2 Fosfor

In figuur 3.8 zijn de jaarlijkse posten van de berekende fosforbalans voor de periode 1986 t/m 2000 weergegeven. Uit dit figuur blijkt duidelijk dat sommige balansposten sterk variëren (bemesting, oppervlakkig afvoer, uitspoeling en berging), terwijl andere balansposten nagenoeg gelijk blijven (infiltratie, kwel, gewasopname en wegzijging).



Figuur 3.8 Jaarlijkse fosforbalansposten voor de periode 1986 – 2000 voor het landsysteem van het fase 1 modelsysteem (verschil tussen ingaande en uitgaande termen is berging)

In tabel 3.3 is de fosforbalans voor het stroomgebied van de Drentse Aa, welke door het fase 1 modelsysteem wordt berekend, weergegeven. De balansposten zijn zowel in kilogram als in kilogram per hectare weergegeven. De fosforbalans is opgesteld over de periode 1986 t/m 2000. Uit tabel 3.5 blijkt dat ca. 3 % van de totale aanvoer van fosfor via oppervlakkige afspoeling en uitspoeling in het oppervlaktewater terechtkomt, terwijl 0.4 % naar het (diepe) grondwater uitspoelt. Het resterende deel van de fosforafvoer komt voor rekening van de netto gewasopname (58 %). De gezamenlijke verliesposten voor fosfor over de periode 1986 t/m 2000 zijn kleiner dan de aanvoer van fosfor. Over deze periode wordt een netto berging (ophoping van fosfaat in de bodem) van ca. 40 % berekend.

Tabel 3.3 Fosforbalans van het landsysteem van het gehele stroomgebied de Drentse Aa over de periode 1986-2000 zoals berekend door het fase 1 modelsysteem

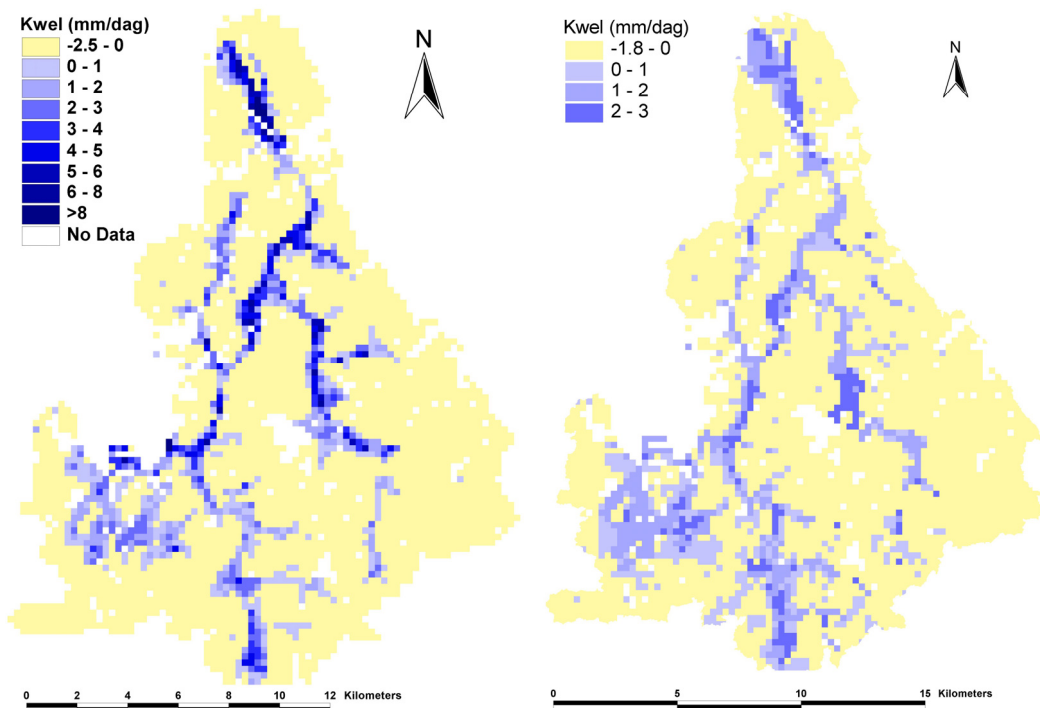
Balansperiode: 1986-2000			Oppervlakte balansgebied: 24 403 ha		
IN	10 ³ kg	kg.ha ⁻¹	UIT	10 ³ kg	kg.ha ⁻¹
Bemesting	587.5	24.1	Netto gewasonttrekking	347.5	14.2
Infiltratie	0.1	0.0	Wegzijging	2.2	0.1
Kwel	8.2	0.3	Belasting opp.water	17.6	0.7
Totaal	595.8	24.4	Totaal	367.3	15.0
Berging				228.5	9.4

Vergelijken van tabel 3.3 met de fosforbalans uit de systeemverkenning Drentse Aa (zie hoofdstuk 2, tabel 2.3) laat zien dat de door het fase 1 modelsysteem berekende belasting van het oppervlaktewater met fosfor hoger is dan de geschatte fosforafvoer uit de systeemverkenning.

4 Discussie

4.1 Waterkwantiteitsmodule voor het landsysteem

Uit de resultaten van het fase 1 modelsysteem blijkt dat de hoeveelheid waterafvoer vanuit het landsysteem naar het oppervlaktewatersysteem sterk wordt bepaald door de kwel en wegzijging, welke als invoer aan het modelsysteem wordt opgelegd. In het fase 1 modelsysteem wordt gerekend met een bodemkolom van 13 meter. De basis van de mate van kwel en wegzijging op de onderkant van deze bodemkolom komt uit de landelijke hydrologische modelberekeningen met NAGROM voor de verzadigde zone en MOZART en SWAP voor de onverzadigde zone (Kroon et al., 2001). Met behulp van deze modellen is een zogenaamde kwelkaart berekend. Deze kwelkaart is gebruikt als (hydrologische) invoer voor het model STONE, waarbij het ruimtelijk niveau van de kwelkaart (ruim 500 000 cellen met een ruimtelijke resolutie van 250 meter) is opgeschaald naar het schaalniveau van STONE (6405 plots; zie bijlage 2). In de kwelkaart is de flux van het eerste watervoerende pakket naar het hydrologisch topsysteem gegeven. De kwelkaart betreft de gemiddelde kwel en wegzijging over de periode 1979 t/m 1985. In figuur 4.1 is links de resultaten van de kwelkaart voor het stroomgebied van de Drentse Aa weergegeven.

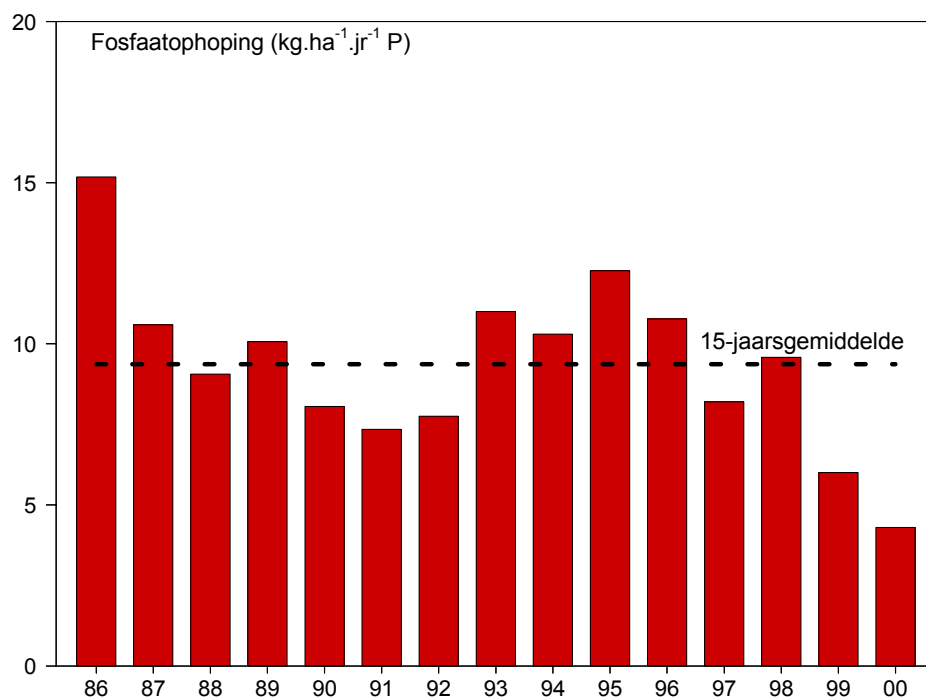


Figuur 4.1 Berekende kwel en wegzijging in het stroomgebied van de Drentse Aa voor de periode 1979-1985 volgens de kwelkaart (links; Kroon et al., 2001) en volgens STONE (rechts)

Met behulp van het model NAGROM wordt voor het studiegebied voor de periode 1979 t/m 1985 153 mm kwel berekend. Over diezelfde periode wordt 266 mm wegzijging berekend. Dit komt neer op een netto wegzijging in het stroomgebied van ca. 113 mm. Voor dezelfde periode berekend het modelinstrumentarium STONE een kwel- en wegzijgingsflux van respectievelijk 114 en 166 mm. Dit komt neer op een netto wegzijging van 52 mm. In figuur 4.1 is ook de door STONE berekende kwel en wegzijging voor de periode 1979 – 1985 ruimtelijk weergegeven. Hieruit blijkt dat de locatie van kwel en wegzijging goed overeenkomt met de kwelkaart. Zichtbaar is ook dat zowel de door STONE berekende kwel als wegzijging geringer is dan verondersteld in de kwelkaart. De door STONE berekende kwel is 25 % lager dan verondersteld in de kwelkaart, terwijl de door STONE berekende wegzijging bijna 40 % lager is dan in de kwelkaart. In het fase 1 modelsysteem neemt de netto wegzijging met ruim 60 mm af. Of deze afname van de netto wegzijging ook leidt tot een hogere berekende waterafvoer is op basis van deze gegevens niet te kwantificeren.

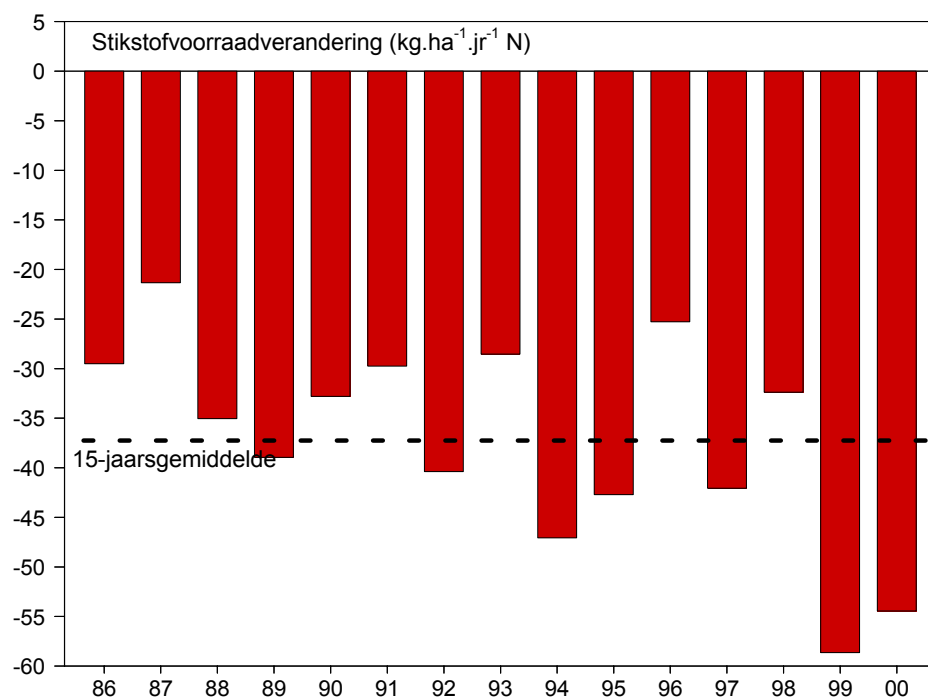
4.2 Waterkwaliteitsmodule voor het landsysteem

Uit de stikstofbalans (tabel 3.2) blijkt dat in het fase 1 modelsysteem 6 % van de totale aanvoer van stikstof via oppervlakkige afvoer en uitspoeling in het oppervlaktewater terechtkomt. De totale verliezen naar grond- en oppervlaktewater is voor stikstof bijna 25 % van de totale stikstofaanvoer. De totale verliezen naar grond- en oppervlaktewater voor fosfor daarentegen zijn 3 % (tabel 3.3). Van deze fosforverliezen is ca. 90 % toe te rekenen aan belasting van het oppervlaktewater en ca. 10 % is toe te rekenen aan belasting van het grondwater. De reden dat de fosforverliezen veel kleiner zijn dan de stikstofverliezen komt doordat fosfaat sterk aan de bodem bindt. Dit is in de fosforbalans terug te vinden in de vorm van een positieve bergingsterm. In de periode 1986 t/m 2000 wordt volgens het fase 1 modelsysteem gemiddeld ca. $10 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ P aan de bodem gebonden (figuur 4.2). Dit komt overeen met ca. 40 % van de totale aanvoer van fosfor. In STONE wordt over dezelfde periode voor geheel Nederland een ophoping van ca. $20 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ P berekend. Dit komt overeen met ca. 40 % van de totale fosforaanvoer. De door het fase 1 modelsysteem berekende fosfaatophoping in het studiegebied wijkt dus niet af van de landelijk trend. Zowel voor het studiegebied (figuur 4.2) als voor geheel Nederland is een dalende trend in de fosfaatophoping over de periode 1986 – 2000 waar te nemen. Deze dalende trend in fosfaatophoping komt overeen met de verminderende mestgiftten in diezelfde periode (zie figuur 4.4). Uit de fosforbalans (tabel 3.3) blijkt dat een groot deel van de fosfaataanvoer wordt gebonden aan de bodem. Door deze fosfaatophoping in de bodem wordt de uitspoeling naar het grond- en oppervlaktewater enigszins gebufferd. Anderzijds vormt de grote voorraad fosfaat in de bodem een gevaar voor de uitspoeling naar het oppervlaktewater ten tijde van hoge grondwaterstanden en/of bij intensieve regenbuien. Fosfaat komt tot oplossing wanneer de bodem volledig met water verzadigd is en kan op die manier uitspoelen naar het oppervlaktewater.

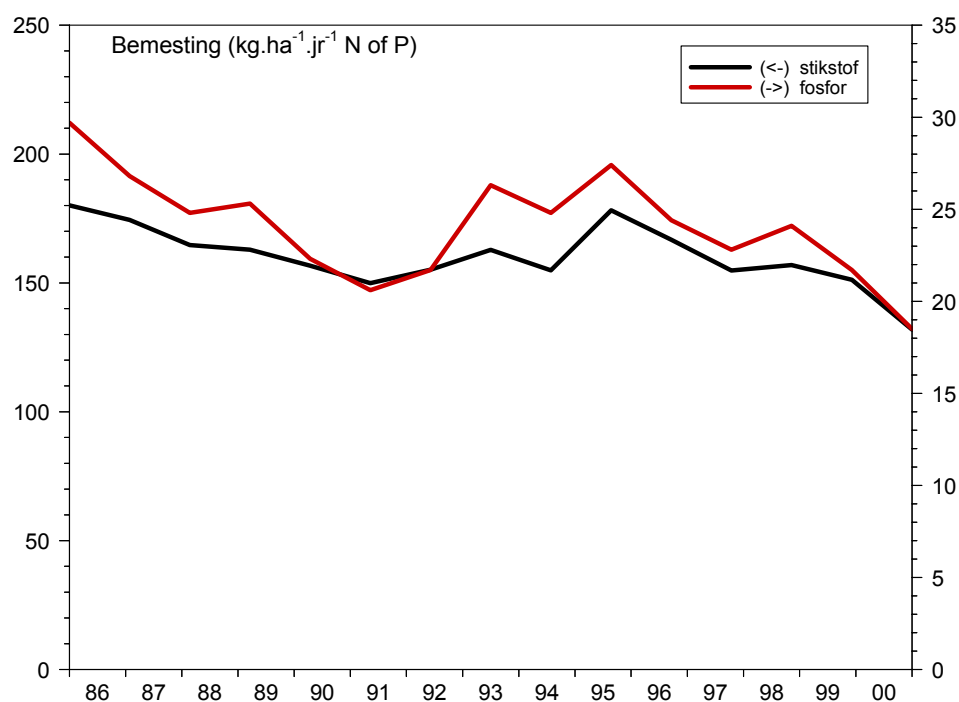


Figuur 4.2 Jaarlijkse fosfaatophoping in het stroomgebied van de Drentse Aa volgens het fase 1 modelsysteem

Het fase 1 modelsysteem berekent over de periode 1986 – 2000 een negatieve stikstofberging. Dit betekent dat volgens het fase 1 modelsysteem over die periode afbraak van organische stikstof in het stroomgebied van de Drentse Aa plaatsvindt. Dit duidt op afbraak van organisch materiaal in de bodem. Gemiddeld over de periode 1986 t/m 2000 vindt er een (negatieve) stikstofvoorraadverandering van ruim 35 kg.ha⁻¹.jr⁻¹ N, maar is sommige jaren bijna 60 kg.ha⁻¹.jr⁻¹ N (figuur 4.3). In STONE wordt over dezelfde periode voor geheel Nederland een negatieve stikstofvoorraad van ca. 60 kg.ha⁻¹.jr⁻¹ N berekend. Dit komt overeen met ca. 20 % van de totale stikstofaanvoer. De door het fase 1 modelsysteem berekende voorraadverandering in het studiegebied wijkt dus niet af van de landelijk trend. In de periode 1986 t/m 2000 lijkt de verandering (afbraak) van de stikstofvoorraad toe te nemen. Een reden hiervoor kan zijn dat in het verleden (tot 1986) hoge (organische) mestgiftten in het gebied hebben plaatsgevonden. Daardoor heeft mogelijk een ophoping van organisch materiaal in de bodem plaatsgevonden, met aaneensluitend een periode met een verlaging van mineralengiften. Uit de stikstof- en fosforbalansen blijkt dat in de periode 1986 t/m 2000 gemiddeld een verlaging van de mestgiftten heeft plaatsgevonden (tabel 3.2 en 3.3), maar dat in diezelfde periode tevens een aantal jaren zijn (1991 t/m 1995) waarin de mestgiftten tijdelijk zijn verhoogd (figuur 4.4). Een andere verklaring voor de continue afname van de stikstofvoorraad in de periode 1986 t/m 2000 kan zijn dat de startwaarde voor de organische stofvoorraad van het fase 1 modelsysteem te hoog is, waardoor nog geen evenwichtssituatie is ontstaan in de periode 1986 t/m 2000.



Figuur 4.3 Jaarlijkse stikstofvoorraadverandering in het stroomgebied van de Drentse Aa volgens het fase 1 modelsysteem



Figuur 4.4 Jaarlijkse mineralengiften in het stroomgebied van de Drentse Aa volgens het fase 1 modelsysteem

5 Conclusies

Op basis van de resultaten van het fase 1 modelsysteem kunnen de volgende conclusies worden getrokken.

Met het fase 1 modelsysteem zijn de water-, stikstof- en fosforbalansen uit de systeemverkenning Drentse Aa (Roelsma et al., 2004a) sluitend gemaakt.

De door het fase 1 modelsysteem berekende waterafvoer wordt met ca. 15 % onderschat. Omdat het meetpunt voor waterafvoer (meetpunt Schipborg) niet geheel benedenstrooms ligt, zal de werkelijke onderschatting nog hoger zijn. De in het fase 1 modelsysteem berekende waterafvoer lijkt in grote mate bepaald te worden door de opgelegde kwel en wegzijging. De opgelegde kwel en wegzijging is weer het gevolg van de hydrologische randvoorwaarden in samenhang met de ruimtelijke schematisatie van het modelsysteem. De grove ruimtelijke resolutie van de rekenplots van het fase 1 modelsysteem en de lokale kwel- en wegzijgingssituatie in de Drentse Aa resulteert in het onderschatten van de lokale kwel- en wegzijgingssituatie.

De berekende stikstofconcentraties vanuit het landsysteem zijn ca. 15 % hoger dan de waargenomen stikstofconcentraties in het oppervlaktewater. De berekende stikstofvrachten zijn echter ca. 20 % lager dan de gemeten stikstofvrachten. De berekende fosforconcentraties vanuit het landsysteem zijn ca. 95 % hoger dan de waargenomen fosforconcentraties in het oppervlaktewater, terwijl de berekende fosforvrachten ca. 50 % hoger zijn dan de gemeten fosforvrachten.

Over de periode 1986 t/m 2000 (simulatieperiode fase 1 modelsysteem) wordt door het fase 1 modelsysteem een gemiddelde afname van de stikstofvoorraad in de bodem van ca. 20 % ten opzichte van de totale stikstofaanvoer bepaald.

Over de periode 1986 t/m 2000 (simulatieperiode fase 1 modelsysteem) wordt door het fase 1 modelsysteem een gemiddelde fosfaatophoping in de bodem van ca. 40 % ten opzichte van de totale fosforaanvoer bepaald.

Omdat de uitvoer van het fase 1 modelsysteem op jaarbasis is, kan de temporele variatie in de meetwaarden binnen een jaar niet worden voorspeld. Daarnaast kent de ruimtelijke schematisatie van het fase 1 modelsysteem een grove resolutie (basisgridcelgrootte met een ruimtelijke resolutie van 250 meter en een gemiddelde plotgrootte in de Drentse Aa van ca. 40 ha.). Omdat het fase 1 modelsysteem een modelinstrumentarium is welke is ontwikkeld voor het landelijk schaalniveau wordt gebruik op een nog lager schaalniveau dan het gehele stroomgebied (deelstroomgebieden) niet verantwoord geacht.

Het fase 1 modelsysteem is in staat om op het ruimtelijk schaalniveau van het gehele stroomgebied een langjarige gemiddelde waarde voor de stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater te geven, welke plausibel lijkt met de waarnemingen,

waarbij tevens sluitende water- en nutriëntenbalansen worden gegenereerd. Echter, met behulp van het fase 1 modelsysteem kunnen geen:

- relaties worden gelegd tussen bronnen (beleid en maatregelen) en nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater, vanwege het ontbreken van een oppervlaktewatermodule;
- één op één beschrijvingen van de metingen worden gemaakt of resultaten op verschillende schalen worden gepresenteerd, vanwege de grove ruimtelijke en temporele uitvoer van het modelsysteem.

Om deze redenen is het fase 1 modelsysteem ongeschikt om 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 op stroomgebiedsniveau te kwantificeren.

Wel is met behulp van het fase 1 modelsysteem meer informatie verkregen met betrekking tot de indentificatie van kritische systeemcomponenten en –parameters van het studiegebied. Hiermee wordt richting gegeven aan de verfijning van het modelsysteem in de vervolgfase.

6 Aanbevelingen

De conclusies welke in fase 1 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.

Het ruimtelijk schaalniveau van het modelsysteem dient afgestemd te zijn op de lokale kwel- en wegzijgingssituatie in het stroomgebied van de Drentse Aa. Dit betekent dat via een verfijnde ruimtelijke schematisatie en (regionale) parametrisatie van de randvoorwaarden in het modelsysteem de lokale kwel in voldoende mate wordt voorspeld en hiermee de berekende waterafvoer beter met de waarnemingen overeen te laten komen.

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

Om de temporele variatie van waterafvoer in en nutriëntenbelasting van het beekstelsel van de Drentse Aa te kunnen voorspellen dient de tijdstapgrootte van de uitvoer van het modelsysteem verkleind te worden (verhogen van de temporele resolutie). Daarnaast dient de ruimtelijke resolutie van het modelsysteem verhoogd te worden, inclusief het toevoegen van informatie over waterbewegingen vanuit het landsysteem naar het oppervlaktewatersysteem (zogenaamde afwateringseenheden). Dit dient te gebeuren om het modelsysteem aan te laten sluiten op het schaalniveau in ruimte en tijd van de waarnemingen. Hierbij is het van belang dat de invoer van het modelsysteem aansluit op dit schaalniveau (regionale parametrisatie).

Literatuur

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

Kronvang, B., S.E. Larsen, J.P. Jensen & H.E. Andersen, 2003. Catchment Report: River Odense, Denmark. Trend Analysis, Retention and Source Apportionment. EUROHARP report 2-2003, NIVA Report SNO 4740-2003, ISBN 82-557-4412-3, Oslo, Norway

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

Overbeek, G.B.J., J.J.M. van Grinsven, J. Roelsma, P. Groenendijk, P.M. van Egmond en A.H.W. Beusen, 2001. Achtergronden bij de berekening van vermessing van bodem en grondwater voor de 5^e Milieuverkenning met het model STONE. RIVM rapport nr. 408129020, Bilthoven.

RIVM, 2000. Nationale Milieuverkenning 5. 2000 – 2030. Samson BV, Alphen aan den Rijn.

RIVM, 2002. Minas en Milieu. Balans en Verkenning. RIVM rapportnr. 718201005, Bilthoven.

RIVM, 2004. Mineralen beter geregeld. Evaluatie van de werking van de Meststoffenwet 1998 – 2003. RIVM rapport nr. 500031001, Bilthoven.

Roelsma, J., H. Wanningen en F.J.E. van der Bolt, 2004a. Systeemverkenning de Drentse Aa. Alterra-rapport 967, Alterra, Wageningen.

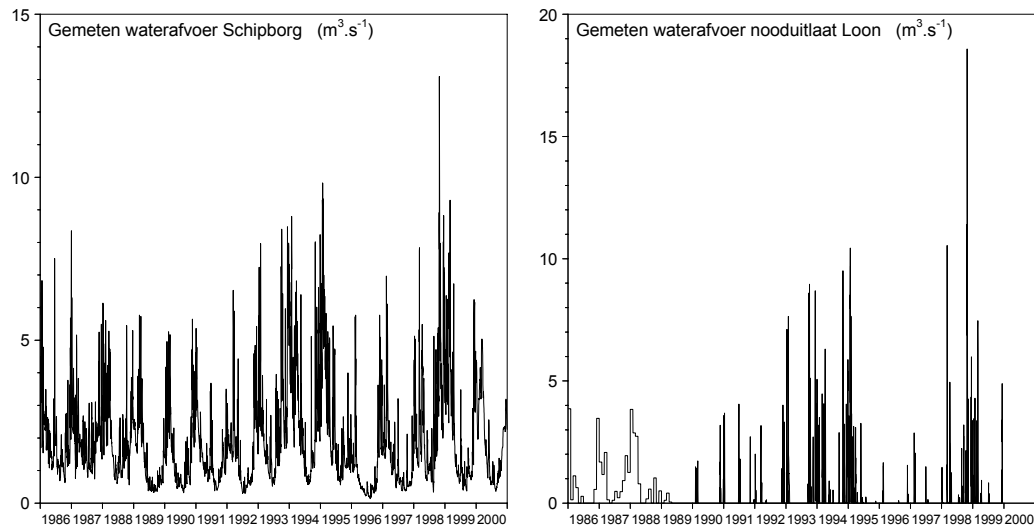
Roelsma, J., H. Wanningen en G. Soppe, 2004b. Meetplan 2005 Drentse Aa. Project “Monitorings Stroomgebieden”. Versie 1.0. Reeks Monitoring Stroomgebieden 4-I, Alterra, Wageningen.

Schoumans, O.F., J. Roelsma, H.P. Oosterom, P. Groenendijk, J. Wolf, H. van Zeijts, G.J. van den Born, S. van Tol, A.H.W. Beusen, H.F.M. ten Berge, H.G. van der Meer en F.K. van Evert, 2002. Nutriëntenemissie vanuit landbouwgronden naar het grondwater en oppervlaktewater bij varianten van verliesnormen. Modelberekeningen met STONE 2.0. Clusterrapport 4: Deel 1. Alterra-rapport 552, ISSN 1566-7197. Alterra, Wageningen.

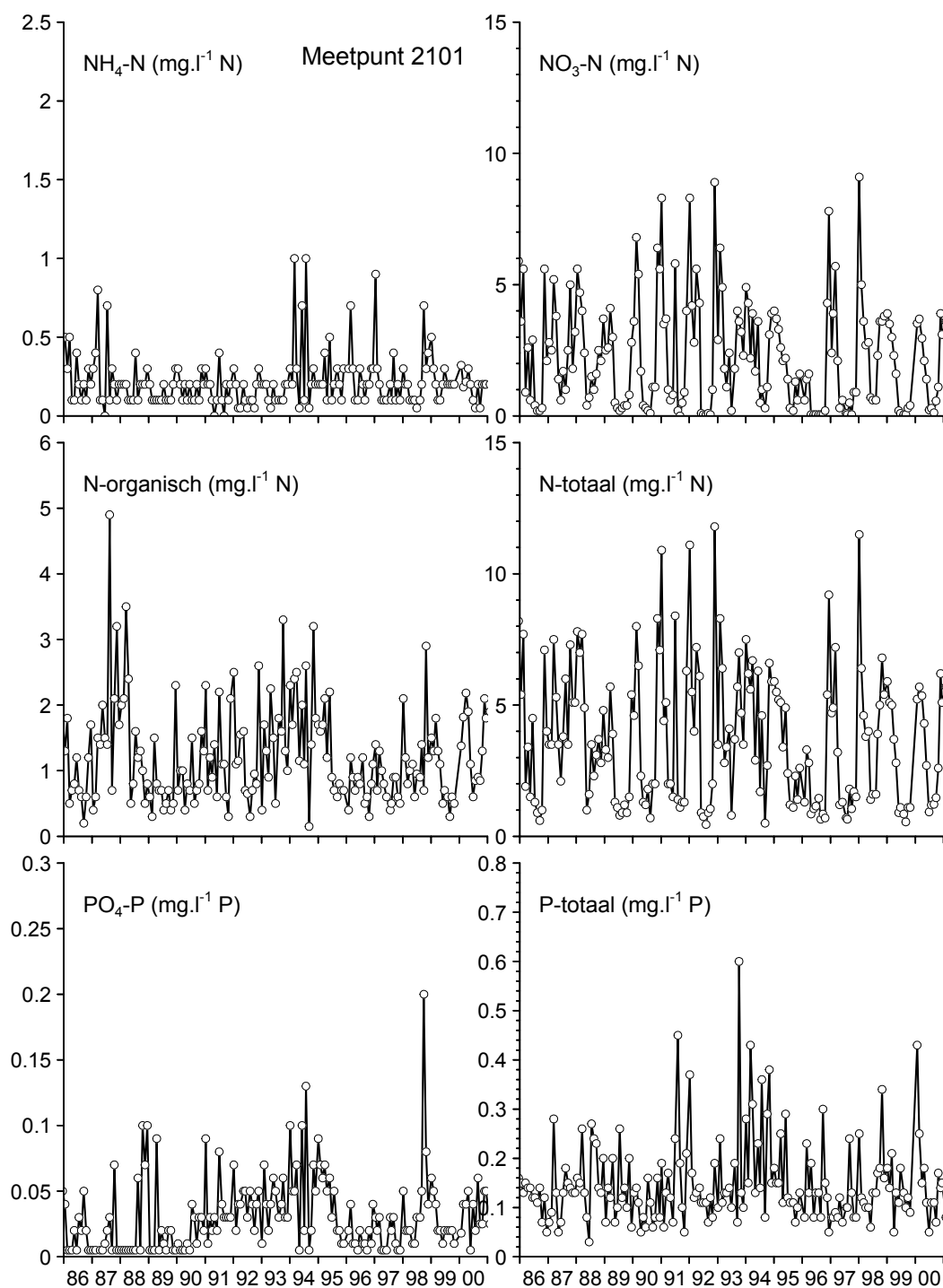
Schoumans, O.F., R. van den Berg, A.H.W. Beusen, G.J. van den Born, L. Renaud, J. Roelsma en P. Groenendijk, 2004. Quick Scan van de milieukundige effecten van een aantal voorstellen voor gebruiksnormen. Rapportage in het kader van de Evaluatie Meststoffenwet 2004. Alterra-rapport 730.6. Alterra, Wageningen.

Wolf, J., A.H.W. Beusen, P. Groenendijk, T. Kroon, R. Rötter and H. van Zeijts, 2003. The integrated modeling system STONE for calculating nutrient emissions from agriculture in the Netherlands. *Environmental Modelling & Software* 18: 597-617.

Bijlage 1 Gemeten waterafvoer en nutriëntenconcentraties in de Drentse Aa



Figuur B1.1 Gemeten waterafvoer in meetpunt Schipborg (links) en nooduitlaat Loon (rechts); voor de periode 1986 t/m 1989 zijn alleen maandafvoeren van nooduitlaat Loon beschikbaar



Figuur B1.2 Gemeten stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater voor meetpunt 2101

Bijlage 2 Het nutriëntenemissiemodel STONE

Ruimtelijke schematisatie

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

Hydrologie

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

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

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

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

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

Door verbetering van de ontwatering in de afgelopen decennia zijn de ruimtelijke opnamen van grondwaterstanden zoals aangegeven op de bodemkaart 1:50 000 uit

de periode 1950 – 1980, nu gedateerd. Recente opnamen geven aan dat vooral het areaal landbouwgronden met Gt VI en, in mindere mate het areaal landbouwgronden met Gt VII en Gt VII*, zijn toegenomen. Bij de modelberekeningen met SWAP is gebruik gemaakt van die recente databestanden (Kroes et al., 2001).

Landgebruik

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

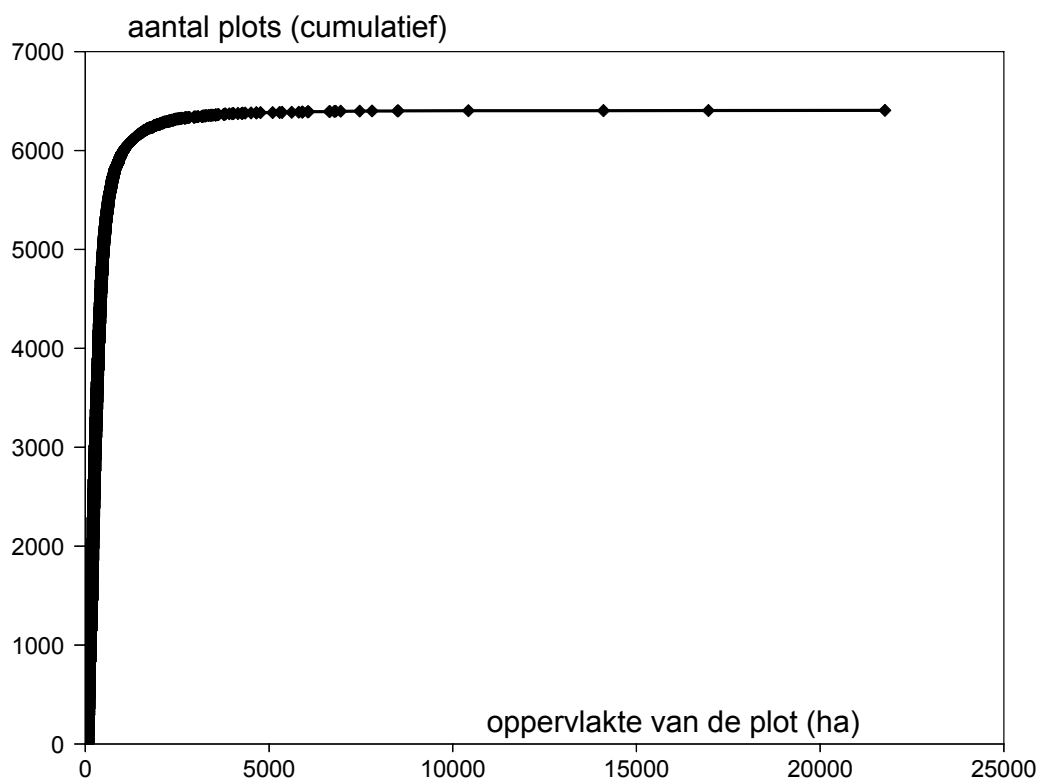
Bodemtype

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

Rekeneenheden

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

aaneengesloten weerjaren (Kroon et al., 2001). In de studie naar de milieukundige effecten van een aantal voorstellen voor gebruiksnormen ten behoeve van de Evaluatie Meststoffenwet 2004 maakt het toegepaste STONE-instrumentarium gebruik van de gesimuleerde waterafvoeren op basis van twee (meteo)reeksen: 1971 – 1985 en 1986 – 2000.



Figuur B2.1 De verdeling van het aantal STONE plots over de oppervlakte van de plots

Iedere STONE plot is verticaal geschematiseerd als een bodemkolom van 13 meter diep, opgedeeld in 22 bodemlagen. Voor ieder van deze bodemlagen zijn berekeningen uitgevoerd met het hydrologisch model SWAP en het nutriëntenuitspoelingsmodel ANIMO. Een STONE plot bestaat uit één of meerdere gridcellen van 250 x 250 meter. De 6405 STONE plots (dus exclusief 1 plot voor al het bebouwde areaal en 1 plot voor la het open water) variëren in grootte van 25 ha tot 21 762 ha. De mediaanwaarde is 287.5 ha. In figuur B2.1 is het areaal van de plots uitgezet tegen het cumulatieve aantal plots. Uit de steile lijn in de figuur en uit de mediaanwaarde blijkt dat kleine plots sterk zijn vertegenwoordigd, met name de plots met een oppervlakte minder dan 200 ha. De voornaamste reden voor het accent op deze kleine plots is dat er binnen elke regio een aantal ‘zeldzame eigenschappen’ wordt gehandhaafd in de schematisatie, bijvoorbeeld de weinig voorkomende bodemtypen (bodemfysische eenheid 4, 6 en 20) en grondwatertrappen I en IV.

Modelketen

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

Clean2

Het model CLEAN2 berekent de emissie van ammoniak vanuit agrarische bronnen naar de lucht en van stikstof en fosfaat uit zowel dierlijke mest als kunstmest naar de bodem in Nederland op een ruimtelijk aggregatieniveau van 31 mestgebieden, ook wel LEI-regio's genoemd (Beusen et al., 2004). Binnen deze mestgebieden worden zes bodemtypen en zeven gewasgroepen onderscheiden. De mestverdelingsberekeningen in CLEAN2 worden in vijf stappen uitgevoerd:

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

Voor een gedetailleerdere beschrijving van het CLEAN2 model wordt de lezer verwezen naar Mooren en Hoogervorst (1993) en van Tol et al. (2001).

OPS/SRM

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

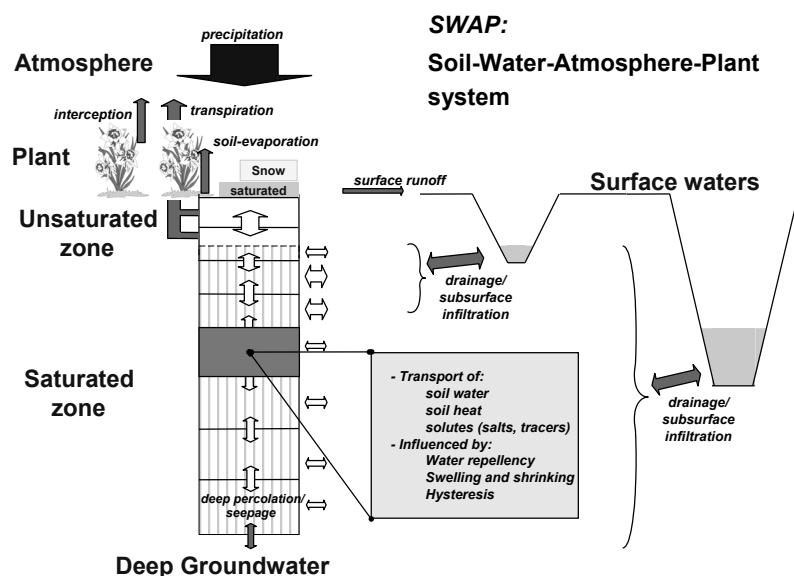
Meer informatie over het model OPS wordt gegeven door van Jaarsveld (1990, 1995).

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

SWAP

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

SWAP (Soil-Water-Atmosphere-Plant) is een een-dimensionaal simulatiemodel voor het bodem-water-atmosfeer-plant-systeem (figuur B2.2). Het model simuleert het transport van water en warmte in zowel de onverzadigde als de verzadigde zone. Het is een dynamisch simulatiemodel dat invoer op dagbasis vereist van meteorologische, bodemkundige en waterhuishoudkundige gegevens. Uitvoer in de vorm van waterbalansen wordt op dagbasis of decadebasis gegenereerd. Omdat STONE de nutriëntenuitspoeling op nationale schaal bepaald en om de rekentijd in STONE te beperken is er voor gekozen de waterbalansen op decadebasis uit te voeren.



Figuur B2.2 Verticale schematisering en processen in SWAP

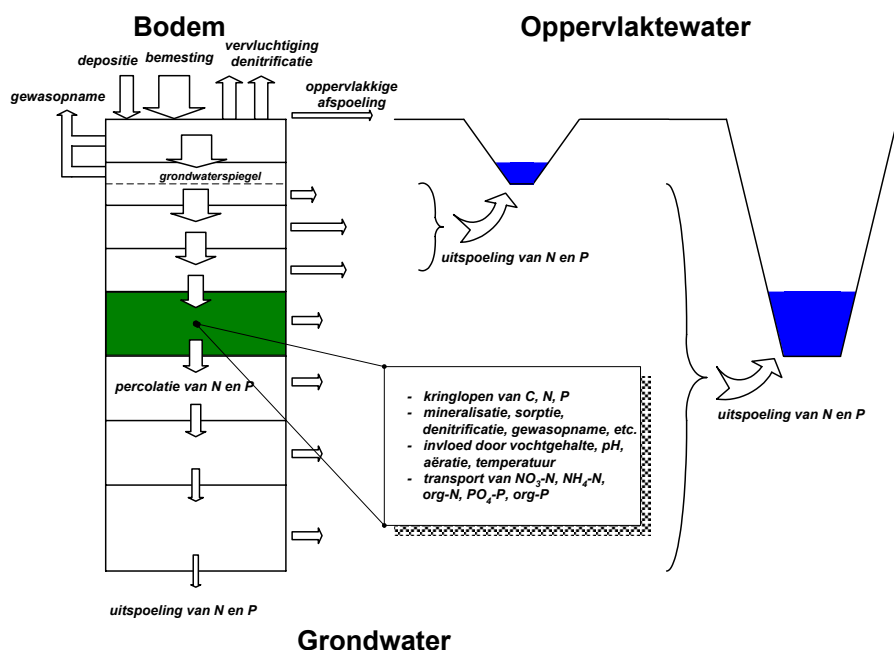
Het model SWAP is de opvolger van het welbekende SWATRE-model waarvan de eerste versie in 1978 verscheen (Feddes et al, 1978). Sindsdien is het model over de hele wereld toegepast. Recentelijk is een nieuwe versie verschenen, welke is gedocumenteerd middels een theoretische beschrijving (Van Dam, 1997 en Van Dam, 2000) en een gebruikershandleiding (Kroes et al, 1999). Belangrijke recente verbetering zijn: stabiele numerieke oplossing, stof- en warmte-transport, bodemheterogeniteit (preferent transport, zwel/krimp), berekening en irrigatie-waterbeheer, gedetailleerde gewasgroei, regionale aan- en afvoer naar drainage-middelen en interactie met oppervlaktewatersystemen.

ANIMO

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

Het model ANIMO is een complex een-dimensionaal procesgeoriënteerd model voor de beschrijving van de transport en omzetting van organisch materiaal, stikstof en fosfaat in de bodem (figuur B2.3). De belangrijkste onderdelen van het model ANIMO zijn:

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

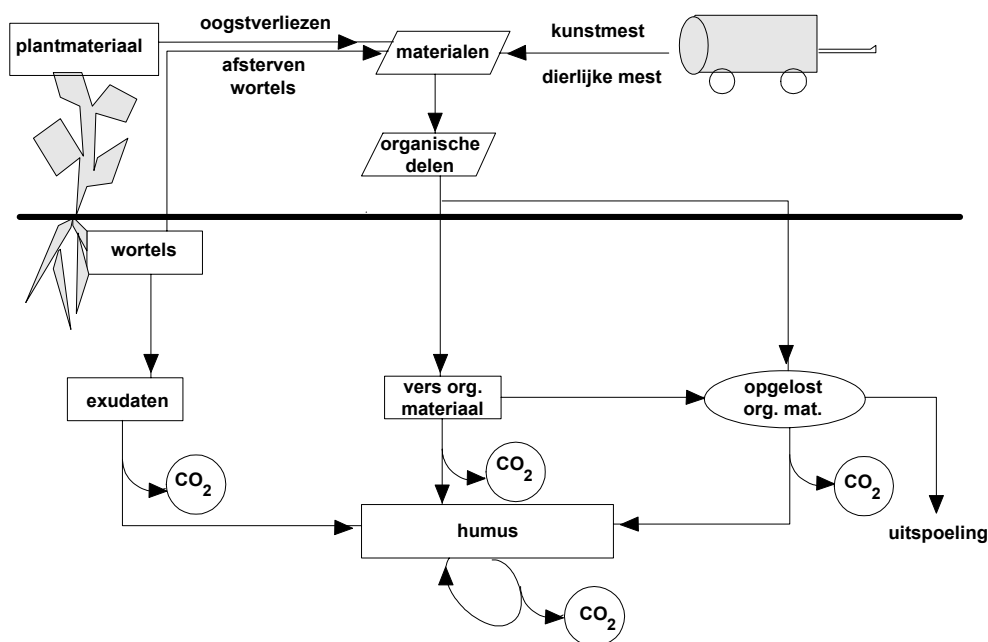


Figuur B2.3 Verticale schematisering en processen in het model ANIMO

Organischestofkringloop

In de organischestofkringloop zijn de volgende processen beschreven (figuur B2.4):

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



Figuur B2.4 Organischestofkringloop in ANIMO

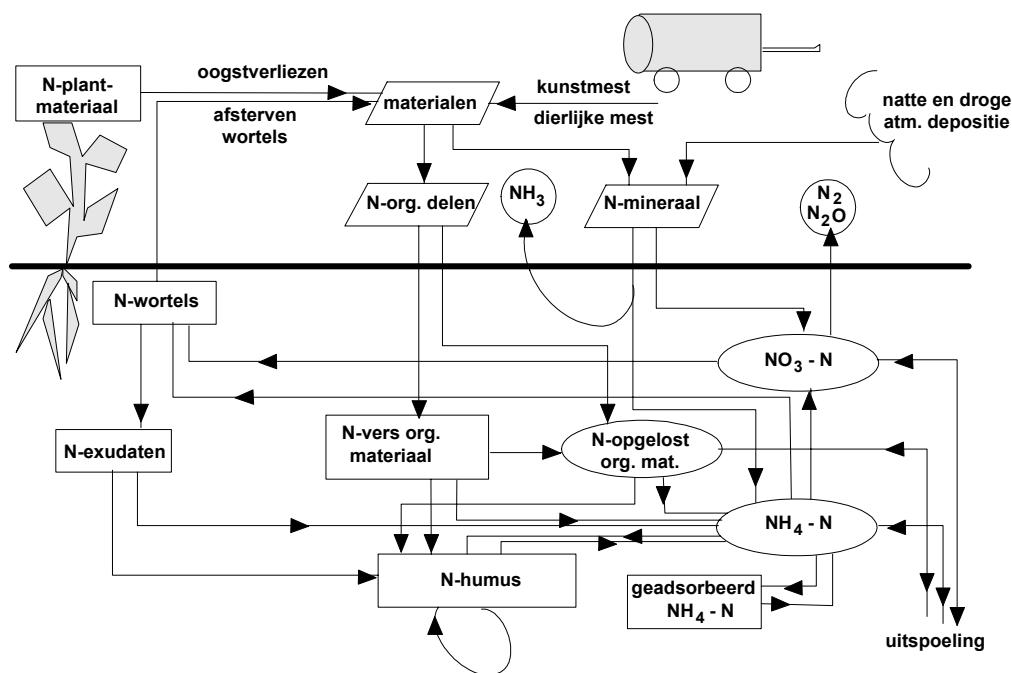
Om een breed scala aan landbouwkundige situaties door te kunnen rekenen zijn de verse organische materialen zo geformuleerd dat de uiteenlopende eigenschappen kunnen beschreven worden. Materialen kunnen verschillen in de gewichtsfractie aan organische delen, het gehalte aan opgelost organische koolstof dat met het materiaal wordt toegediend, de afbraakarakteristiek en het N- en P-gehalte van het organische deel. Het heterogene karakter van het materiaal, en het verschijnsel dat de relatieve afbraaksnelheid afneemt in de tijd wordt tot uitdrukking gebracht in het definiëren van twee of meer fracties. Per fractie wordt de afbraak beschreven met een eerste orde omzettingproces. De parametrisatie van de afbraak-karakteristiek kan in principe worden afgeleid uit afbraakexperimenten van bijv. Kolenbrander (1969) of uit een eenvoudig organische-stofmodel dat rekening houdt met de afname van de relatieve afbraaksnelheid. In model ANIMO wordt geen onderscheid gemaakt tussen levende biomassa en humus, maar wordt uitgegaan van een gecombineerde humus/biomassa “pool”. Deze “pool” is onderhevig aan een interne turn-over waarbij een gedeelte van de organische stof dissimileert. Opgeloste organische bestanddelen worden snel afgebroken. In situaties waarin de afbraak wordt geremd door een onvoldoende aëratie van het bodemprofiel bij ondiepe grondwaterspiegels, en een grote toevoer van opgelost organisch materiaal met drijfmest, kan de afvoer van opgelost organisch materiaal naar het oppervlaktewater aanzienlijk zijn.

Stikstofkringloop

In de stikstofkringloop (figuur B2.5) zijn de volgende processen beschreven:

- Toediening van organisch stikstof met verschillende soorten organisch materiaal aan de bodem zoals vaste mest, drijfmest, plantenresten, stro, etc. Een gedeelte van de mest en drijfmest bestaat uit opgelost organisch stikstof.

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



Figuur B2.5 Stikstofkringloop in ANIMO

Het organische deel van de stikstofkringloop loopt grotendeels parallel aan de organischestofkringloop. Bij de definitie van de materialen wordt per fractie een stikstofgehalte opgegeven. De relatieve mineralisatiesnelheid hangt af van de C/N verhouding in het verse materiaal, de C/N verhouding in de te vormen humus/biomassa en de assimilatie/dissimilatie-verhouding. Nitrificatie is in het algemeen een snel proces. Op zandgronden bevindt het overgrote deel van mineraal

stikstof zich in de nitraat-vorm. In klei- en veengronden neemt ammonium een belangrijker deel in. Vervluchting is in het model bijzonder simpel gedefinieerd als een fractie van de toegediende hoeveelheid ammonium. Adsorptie van ammonium vindt plaats in evenredigheid met de concentratie. In landbouwgronden vormt de gewasopname een belangrijk deel van de totale hoeveelheid mineraal stikstof die jaarlijks in omloop is. Het model bevat een module voor de berekening van de gewasopname. Stikstof kan worden opgenomen met de transpiratiestroom. Indien de behoefte van de plant groter is dan alleen met de waterstroom zou worden opgenomen vindt actieve opname plaats. De snelheid van actieve opname is afhankelijk van de behoefte van de plant en het mineraal stikstofgehalte van de bodem. Indien het verschil tussen behoefte van de plant en gerealiseerde opname groter is dan een bepaalde drempelwaarde, ondervindt de plant schade. Deze schade kan later in het groeiseizoen niet meer worden gecompenseerd. Vanaf versie 2.0 van STONE is de QUADMOD-module binnen het modelinstrumentarium STONE geïmplementeerd om de stikstof- en fosfaatopname en de drogestofproductie van grasland en maïsland te berekenen (ten Berge et al., 2000). Tevens wordt door QUADMOD een schatting gegeven van de productie van de gewasresten die gedurende het groeiseizoen en aan het einde van een groeiseizoen aan de bodem worden toegevoegd. Als invoer vraagt de QUADMOD-module om twee kenmerken:

- De netto toegevoegde hoeveel stikstof aan de bodem (NetNsoil). Deze is gedefinieerd als atmosferische depositie tezamen met de netto stikstofmineralisatie uit de bodem-pools, uitgezonderd de stikstof die door mineralisatie vrijkomt uit de in dat jaar toegediende mest en gewasresten.
- De effectieve stikstofgift door bemesting (Nwdose).

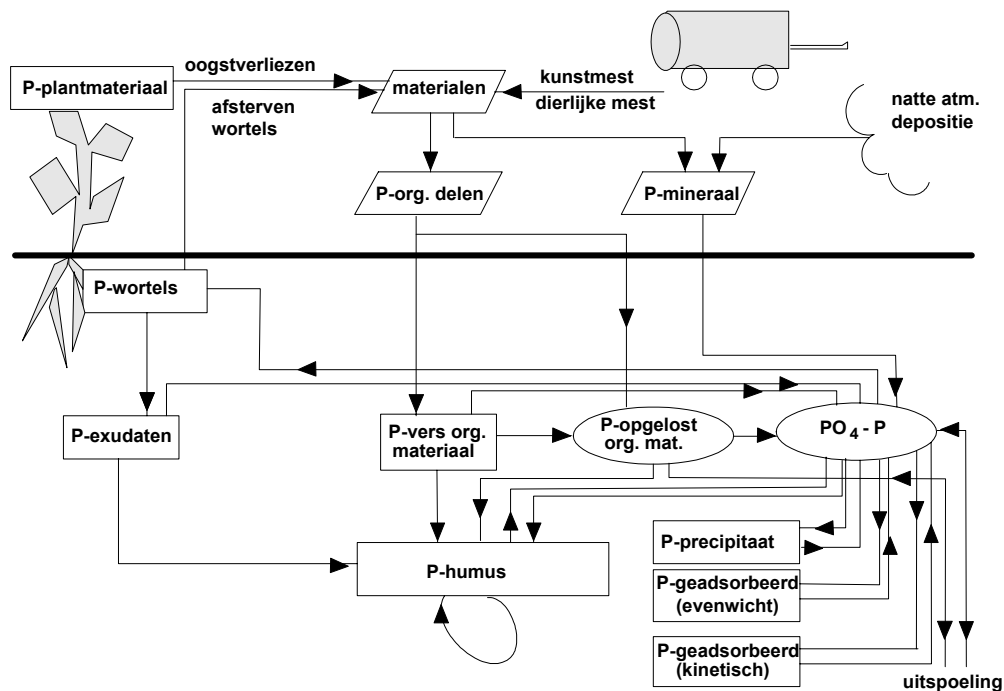
De formulering van nitrificatie en denitrificatie hangen samen met de wijze waarop aëratie en de invloed van bodemlucht op de processen is beschreven. In STONE is een versie van het ANIMO model opgenomen waarin deze processen zijn beschreven volgens het concept van het SONICG-model (Bril et al., 1994).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

Fosforkringloop

De beschrijving van de fosforkringloop (figuur B2.6) bevat de volgende onderdelen:

- Toediening van organisch fosfor met verschillende soorten organisch materiaal aan de bodem zoals vaste mest, drijfmest, plantenresten, stro, etc. Een gedeelte van de mest en drijfmest bestaat uit opgelost organisch fosfor.
- De uitscheiding van organisch fosfor in wortellexudaten en afsterving van haarwortels bij gewassen anders dan gras.
- De toediening van organisch fosfor aan de bodem door afsterving van wortels bij gras.
- De mineralisatie en immobilisatie van fosfor als gevolg van de afbraak van vers organisch materiaal, wortellexudaten, haarwortels en opgelost organisch materiaal en de vorming van humus/biomassa.

- De mineralisatie van fosfor als gevolg van de dissimilatie van de humus.
- De aanvoer van mineraal fosfor bij de toediening van mest, kunstmest en andere materialen, alsmede door de natte depositie uit de atmosfeer.
- De adsorptie van fosfaat aan de vaste bodemfase. Een gedeelte van het fosfaat wordt reversibel gebonden. Bij lage fosfaatgehalten kan dit gedeelte weer gemakkelijk vrijkomen. Dit is in het model beschreven met een evenwichtsvergelijking. Een ander gedeelte wordt irreversibel gebonden aan de bodem. Deze irreversibele binding is beschreven met een kinetisch proces. De adsorptie geschiedt veel sneller dan de desorptie. Echter, voor lange termijn berekeningen met relatief hoge fosfaatgehalten in de bodem en lage mestgiftten in de toekomst kan de desorptiesnelheid van belang zijn voor de hoogte van de uitspoelconcentratie.
- De neerslag van fosfaat in de vorm van fosfaatzouten bij overschrijding van een grensconcentratie. Deze grenswaarde is afhankelijk van de pH van de bodem.
- De opname van fosfaat door het gewas.



Figuur B2.6 fosforkringloop in ANIMO

Evenals bij stikstof loop het organische deel van de fosforkringloop grotendeels parallel aan de organischestofkringloop. Bij de definitie van de materialen wordt per fractie een stikstofgehalte opgegeven. De relatieve mineralisatiesnelheid hangt af van de C/P verhouding in het verse materiaal, de C/P verhouding in de te vormen humus/biomassa en de assimilatie/dissimilatie-verhouding. Reversibele sorptie van fosfaat wordt beschreven met een Langmuir-curve. Deze curve wordt gekenmerkt door een maximum niveau. Irreversibele sorptie wordt in het model doorgevoerd

beschreven met een 3 parallelle "sorptie-pools". In de steady-state situatie zou de hoeveelheid geadsorbeerd in elk van de pools te beschrijven zijn met een Freundlich-vergelijking. Iedere sorptie-pool wordt gekenmerkt door een eigen snelheidsconstante voor adsorptie en desorptie en coëfficiënten voor de Freundlich-vergelijking. Ook bij fosfor vormt de gewasopname een belangrijk deel van de totale hoeveelheid mobiele mineraal fosfaat die jaarlijks in omloop is. Echter, door de genoemde adsorptieprocessen is de totale voorraad mineraal fosfaat is veel groter, en daarmee wordt de invloed van de gewasopname op de uitspoeling naar grond- en oppervlaktewater sterk gebufferd. Het model bevat een module voor de berekening van de gewasopname. Fosfaat kan worden opgenomen met de transpiratiestroom. Indien de behoefte van de plant groter is dan alleen met de waterstroom zou worden opgenomen vindt actieve opname plaats. Als door stikstofgebrek de opname achterblijft bij de potentiële opname wordt ook de opname van fosfaat gereduceerd.

Omgevingsfactoren

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

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

Transportprocessen

Door de waterstroming in het bodemprofiel vindt transport van de verschillende opgeloste stoffen in de vorm van een één dimensionaal systeem in beschouwing genomen. Hierbij is het bodemprofiel in horizontale lagen geschematiseerd, waaruit via horizontale uitstroming de verdamping en de afvoer naar de drainagemiddelen wordt gesimuleerd (figuur B2.3). De bovenste lagen voeren overtollig water naar de greppels (vierde orde) en perceelssloten (derde orde) af en lager gelegen lagen naar de

tweede orde afvoerkanalen. Uit de onderste laag treedt een verticale kwel of wegzijging naar de aquifer op (eerste orde). Tevens vindt er verticaal transport van laag naar laag plaats. In de hydrologische schematisering wordt ervan uitgegaan dat een kanaal tevens als sloot en greppel functioneert. Een sloot functioneert ook als greppel. Naast afvoer naar ontwateringsmiddelen kan het model afspoeling van oppervlakkig toegediende meststoffen over het bodemoppervlak simuleren. Per laag wordt per tijdstap een volledige water- en stoffenbalans en de daarbij optredende omzettingsprocessen berekend. Organische stof in oplossing, minerale stikstof (in de vorm van ammonium en nitraat) en minerale fosfor (in de vorm van fosfaat) worden in de waterfluxen van en naar de verschillende lagen en drainagemiddelen getransporteerd.

Literatuur

Berge, H. ten, J.C.M. Withagen, F.J. de Ruyter, M.J.W. Jansen en H.G. van der Meer, 2000. Nitrogen responses in grass and selected field crops. QUAD-MOD parameterisation and extensions for STONE application. Report 24, Plant Research International, Wageningen.

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

Bril, J., H.G. van Faassen en H. Klein Gunnewiek, 1994. Modelling N₂O emission from grazed grassland. Rapport 24. Instituut voor Agrobiologisch en Bodemvruchtbaarheidsonderzoek, Haren.

Klijn, J., 1997. Vertaaltabellen bodem voor MOZART-SMART-DEMNAT. Rapport T2178. Waterloopkundig Laboratorium, Delft.

Kroes, J.G., P.J.T. van Bakel, J. Huygen, T. Kroon en R. Pastoors, 2001. Actualisatie van de hydrologie voor STONE 2.0. Reeks Milieuplanbureau 16 en Alterra-rapport 298. Alterra, Wageningen.

Kroon, T., P.A. Finke, I. Peereboom en A.H.W. Beusen, 2001. Redesign STONE. De nieuwe schematisatie voor STONE: de ruimtelijke indeling en de toekenning van hydrologische en bodemchemische parameters. RIZA rapport 2001.017. RIZA, Lelystad.

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

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

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

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

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

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