

Berekening van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit landbouwgronden in vier poldergebieden

Berekening van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit landbouwgronden in vier poldergebieden

Analyse van de bronnen

**R.F.A. Hendriks
R. Kruijne
J. Roelsma
K. Oostindie
H.P. Oosterom
O.F. Schoumans**

Alterra-rapport 408

Alterra, Wageningen, 2002

REFERAAT

R.F.A. Hendriks, R. Kruijne, J. Roelsma, K. Oostindie, H.P. Oosterom, O.F. Schoumans, 2002. *Berekening van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit landbouwgronden in vier poldergebieden. Analyse van de bronnen*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 408. 139 blz.; 25 fig.; 19 tab.; 62 ref.

Met simulatiemodellen is de diffuse nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit/vanaf de bodem van vier proefgebieden in Laag Nederland berekend. De studie is onderdeel van een project gericht op de berekening van de effecten van diffuse belasting op de oppervlaktewaterkwaliteit en de toetsing van een modelinstrumentarium hiervoor. Naast bemesting blijken bodem en kwel belangrijke bronnen van nutriëntenuitspoeling, vooral bij de twee veenweidegebieden die overwegend de grootste nutriëntenbelasting hebben. De bijdrage van mest aan de uitspoeling bedraagt bij deze gebieden slechts 23-32%. Bij de twee andere gebieden met meer minerale bodems is de mestbijdrage meestal groter, tot 74%. Gemiddeld spoelen bij de veenweidegebieden 2,0% en 1,4%, en bij de twee andere gebieden 3,3% en 0,7% van de stikstof- respectievelijk fosformeststoffen uit en af.

Trefwoorden: eutrofiëring, fosfor, nutriëntenbelasting, nutriëntenemissie, oppervlaktewaterkwaliteit, stikstof, uitspoelingsmodel, veenweidegebied, gedifferentieerde normstelling

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door €22,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 408. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2002 Alterra
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info@alterra.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	13
1.1 Probleemstelling	13
1.2 Vraag- en doelstelling	13
1.3 Opzet van het onderzoek	15
1.4 Leeswijzer	17
2 Beschrijving van de proefgebieden	19
2.1 Peilgebied Bergambacht	19
2.2 Polder Rozendaal	21
2.3 Polder De Vier Noorderkoggen	23
2.4 Polder De Putten	26
3 Bemesting	29
3.1 Bergambacht	29
3.2 Rozendaal	32
3.3 De Vier Noorderkoggen	33
3.4 De Putten	35
4 Modelinstrumentarium	37
4.1 Modellenketen en modelkoppeling	37
4.2 Modelbeschrijving	39
4.2.1 SWAP _{cr}	39
4.2.2 ANIMO	42
4.3 Schil- en conversieprogramma's	44
4.3.1 GONAT	45
4.3.2 Conversieprogramma's	45
5 Schematisatie en modelinvoer	47
5.1 Schematisatie	47
5.1.1 Bergambacht	49
5.1.2 Rozendaal	51
5.1.3 De Vier Noorderkoggen	53
5.1.4 De Putten	54
5.2 Modelinvoer	56
5.2.1 Bergambacht	57
5.2.1.1 SWAP _{cr}	57
5.2.1.2 ANIMO	59
5.2.2 Rozendaal	61
5.2.2.1 SWAP _{cr}	61

5.2.2.2 ANIMO	63
5.2.3 De Vier Noorderkoggen	64
5.2.3.1 SWAP _{cr}	64
5.2.3.2 ANIMO	66
5.2.4 De Putten	68
5.2.4.1 SWAP _{cr}	68
5.2.4.2 ANIMO	70
6 Resultaten nutriëntenbelasting	73
6.1 Vergelijking trend in de belasting van de vier proefgebieden	73
6.1.1 Verloop N- en P-uitspoeling in de tijd	74
6.1.2 Vergelijking trend in N- en P-uitspoeling met trend in bemesting	77
6.2 Bronnen van nutriëntenbelasting	81
6.3 De simulatieperiode per proefgebied	90
6.3.1 Bergambacht	91
6.3.1.1 Nutriëntenbalansen	91
6.3.1.2 Ruimtelijke verdeling	92
6.3.2 Rozendaal	96
6.3.2.1 Nutriëntenbalansen	96
6.3.2.2 Ruimtelijke verdeling	97
6.3.3 De Vier Noorderkoggen	100
6.3.3.1 Nutriëntenbalansen	100
6.3.3.2 Ruimtelijke verdeling	101
6.3.4 De Putten	105
6.3.4.1 Nutriëntenbalansen	105
6.3.4.2 Ruimtelijke verdeling	107
7 Conclusies	111
7.1 Producteren van invoer voor de oppervlaktewatermodellen	111
7.2 Analyse berekende nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater	111
Literatuur	115
<i>Aanhangsels</i>	
1 Nadere beschrijving van het modelinstrumentarium	121
2 Profielbeschrijving van de bodemeenheden van de vier proefgebieden	135
3 Gemeten kwelconcentraties in Bergambacht	139

Woord vooraf

In voorliggend rapport wordt verslag gedaan van een modelstudie die Alterra heeft uitgevoerd naar de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit landbouwgronden in vier proefgebieden in Laag Nederland. Deze studie is onderdeel van het project 'Een modelinstrumentarium voor nutriëntendynamiek in (stroom)gebieden; Toetsing in vier proefgebieden' waarin het RIVM en Alterra een modellenketen van bodem- en oppervlaktewatermodellen hebben opgezet en toetsen aan meetgegevens van de vier proefgebieden. Dit project maakt deel uit van het project 'Gedifferentieerde normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater' dat een samenwerkingsverband is tussen RIVM, Alterra, LEI, RIZA, RIKZ, STOWA en EC-LNV met als één van de doelen na te gaan of watertypegerichte normstelling voor het oppervlaktewater mogelijk is. Binnen dit overkoepelende project wordt een gezamenlijk spoor ontwikkeld van modelleren en meten. Het wordt uitgevoerd in opdracht van het Ministerie van VROM, met medewerking van de ministeries LNV en VenW. Het project wordt begeleid door de interdepartementale stuurgroep 'Nutriënten in Oppervlaktewater', waarin de betrokken departementen en instituten vertegenwoordigd zijn. Daarnaast zijn tussentijds presentaties over het onderzoek gehouden voor projectgroep Bergambacht (zie einde 2.1), het Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden, en Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden.

Onderhavige modelstudie werd uitgevoerd in de periode 1999-2002 door een projectteam van Alterra bestaande uit ir. R.F.A. Hendriks, ir. R. Kruijne, ing. H.P. Oosterom, K. Oostindie, drs. ing. J. Roelsma en ir. O.F. Schoumans (projectleider). Verder hebben van Alterra-zijde ir. J.W.H. van der Kolk en ir. R.T. Wolters bijgedragen. De studie is tot stand gekomen in samenspraak met en met hulp van het RIVM-projectteam dat het oppervlaktewaterdeel van het project uitvoert, bestaande uit drs. J.H. Janse, ir. M.H.J.L. Jeuken, dr. L. van Liere en drs. P.J.T.M. van Puijenbroek.

Onmisbare informatie en meetgegevens zijn verkregen van de waterkwantiteits- en kwaliteitsbeheerders van de vier proefgebieden:

- het Hoogheemraadschap van de Krimpenerwaard en het Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden (peilgebied Bergambacht);
- het Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden (polder Rozendaal);
- het Waterschap Westfriesland en het Hoogheemraadschap van de Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier (polder De Vier Noorderkoggen);
- het Wetterskip Lauwerswâlden en het Waterschap Friesland (Wetterskip Fryslân) (polder De Putten).

Waardevolle informatie over de hydrologische situatie van proefgebied De Putten is aangedragen door F.B. Janssen van de Landinrichtingsdienst Friesland.

Samenvatting

Aanleiding en doel

De in dit rapport beschreven modelstudie is onderdeel van een deelproject van het project ‘Gedifferentieerde normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater’, met als één van de doelen na te gaan of watertypegerichte normstelling voor het oppervlaktewater mogelijk is. Dit project wordt uitgevoerd door verschillende instituten in opdracht van het Ministerie van VROM en met medewerking van de ministeries LNV en VenW. Het deelproject ‘Een modelinstrumentarium voor nutriëntendynamiek in (stroom)gebieden; Toetsing in vier proefgebieden’ wordt uitgevoerd door het RIVM en Alterra en heeft als doel het opzetten en toetsen op regionale schaal van een modelinstrumentarium voor het berekenen van de effecten van diffuse nutriëntenbelasting op de kwaliteit van het oppervlaktewater in Laag Nederland. Alterra heeft in onderhavige modelstudie het bodemdeel van dit deelproject uitgevoerd.

Doel van het bodemdeel was tweeledig:

- het uitvoeren van de bodemberekeningen voor de vier gekozen proefgebieden: de berekening van de diffuse water- en nutriëntenbelasting vanuit/vanaf de landbodem op het oppervlaktewater en het converteren van de uitvoer van de bodemmodellen naar invoer voor de oppervlaktewatermodellen;
- het beschrijven en analyseren van de berekende nutriëntenbelasting op het oppervlaktewater met nadruk op het analyseren van de bronnen.

Methode

In het deelproject zijn vijf modellen op afstand gekoppeld tot een modellenketen: twee bodemmodellen, voor de wateruit/afstroming (SWAP_c) en de nutriëntenuitspoeling¹ (ANIMO), en drie oppervlaktewatermodellen, voor de waterbeweging (DUFLOW) en nutriëntenconcentraties (NUSWA en PCDitch) en ecologie (PCDitch). De koppeling is gerealiseerd door schil- en conversieprogramma's. Het rekenen met de modellenketen bestond uit twee stappen: stap 1, het doorrekenen van de bodemmodellen en het converteren van de uitvoer naar invoer voor stap 2, het doorrekenen van de oppervlaktewatermodellen en het toetsen van de uitkomsten aan meetgegevens van oppervlaktewaterparameters. Stap 1 is uitgevoerd door Alterra en wordt hier gerapporteerd, stap 2 wordt uitgevoerd door het RIVM (DUFLOW en PCDitch) en Alterra (NUSWA).

Het modelinstrumentarium wordt getoetst aan meetgegevens van oppervlaktewaterkwantiteit (waterbalansen) en -kwaliteit (nutriëntenconcentraties en vegetatieopnamen) van vier proefgebieden in Laag Nederland. Hiervoor is aangesloten bij lopende meetactiviteiten van waterbeheerders. Het verrichten van (aanvullende) metingen van bodemparameters lag buiten de mogelijkheden van het project. De toetsing aan oppervlaktewaterparameters betreft daarom de toetsing van de volledige modellenketen.

¹ De term ‘uitspoeling’ staat in dit rapport voor de gezamenlijke transportroutes oppervlakkige afspoeling en uitspoeling naar het oppervlaktewater

De keuze van de vier proefgebieden is gebaseerd op een aantal voorwaarden betreffende representativiteit voor de eutrofiëringsproblematiek in Laag Nederland, spreiding in bepalende randvoorwaarden, beschikbaarheid van meetgegevens, medewerking van waterbeheerders en aansluiting bij lopend onderzoek. In overleg met de betrokken waterbeheerders zijn de volgende vier proefgebieden gekozen:

- Peilgebied *Bergambacht* (Zuid-Holland): een typisch veenweidegebied waarvan de bodem bestaat uit veen met een venig kleidek (62%) en rivierklei op veen (38%). Het gehele rurale deel van het gebied is in gebruik als grasland. Het gebied bevat 15% oppervlaktewater. De drooglegging is 35-45 cm - mv in het veengebied en 65 cm - mv in het klei-op-veengebied. Het betreft een netto-kwelgebied.
- Polder *Rozendaal* (Utrecht): eveneens een typisch veenweidegebied dat volledig bestaat uit veen met een venig kleidek. De gehele polder is in gebruik als grasland. De polder bevat 8% oppervlaktewater. De drooglegging bedraagt 45-50 cm - mv. In de polder treedt netto kwel op.
- Polder *De Vier Noorderkoggen* (Noord-Holland): een polder met overwegend (70%) goed ontwaterde zavelgronden en minder goed ontwaterde lichte-kleigronden (15%) en slecht ontwaterde klei-op-veen- en -op-zandgronden (15%). Het rurale deel van de polder wordt gebruikt als grasland en voor akkerbouw. Een klein deel is natuur. Het oppervlaktewater beslaat 4% van de polder. De drooglegging is 100-160 cm – mv in de zavel- en lichte-kleigronden en circa 45 cm – mv in de slecht ontwaterde gronden. De polder is een wegzijgingsgebied; alleen in de onderbemalingen (30% van de oppervlakte) komt netto kwel voor.
- Polder *De Putten* (Friesland): een weidegebied op matig ontwaterde zandgronden (36%) en slecht ontwaterde moerige en veengronden (64%). De polder is in gebruik als grasland, waarvan 12% extensief als beheersgebied. Het oppervlaktewater neemt 3% in. De drooglegging is 100-165 cm – mv in het landbouwgebied en 30-130 cm – mv in het beheersgebied. In de polder houden kwel en wegzijging elkaar in evenwicht.

Voor de berekeningen zijn de proefgebieden ruimtelijk geschematiseerd in uniforme rekeneenheden. De ruimtelijke schematisatie van het bodemsysteem is gebaseerd op de ruimtelijke schematisatie van het oppervlaktewatersysteem.

Met de bodemmodellen is de simulatieperiode 1995-1998 doorgerekend, de periode waarvoor de oppervlaktewatermodellen worden doorgerekend en getoetst aan meetgegevens. Daarnaast is als aanloopperiode voor ANIMO de periode 1950-1994 met de bodemmodellen doorgerekend op basis van historische gegevens van bemesting en weer. Modelinvoer en gegevens voor kalibratie zijn verkregen uit bestaande gegevensbronnen. Kalibratie bleef daardoor beperkt tot het toetsen van modeluitkomsten aan ruimtelijke patronen van grootheden of aan gemiddelde of totale gebiedswaarden.

Om de bijdrage aan de nutriëntenbelasting van de drie bronnen bodem, kwel en mest te analyseren, zijn aanvullende modelberekeningen gedaan. De bodembijdrage is verkregen uit berekeningen zonder bemesting en zonder nutriënten in het kwelwater, de mestbijdrage door de resultaten van extra berekeningen zonder bemesting af te trekken van de reguliere berekeningsresultaten en de kwelbijdrage door de berekeningen zonder bemesting te verminderen met de bodembijdrage.

Resultaten en conclusies

De berekeningen met de bodemmodellen SWAP_{cr} en ANIMO voor de simulatieperiode 1995-1998 hebben invoer opgeleverd voor de oppervlaktewatermodellen in de vorm van de diffuse water- en nutriëntenbelasting vanuit en vanaf de landbodem op het oppervlaktewatersysteem. Toetsing aan meetgegevens van resultaten van met de oppervlaktewatermodellen berekende waterbalansen en nutriëntenconcentraties heeft uitgewezen dat de uitvoer van de bodemmodellen realistisch is.

De gemiddelde uitspoelingsconcentraties zijn geschikter voor analyse van de trends in de nutriëntenbelasting dan de uitspoelingsvrachten die sterker worden bepaald door de weerjaren. Bij onderling vergelijken van langjarige (1970-1998) trends van de proefgebieden blijkt dat er geen eenduidig verband bestaat tussen het bemestingsniveau en de hoogte van de uitspoelingsconcentraties. Dit verband wordt mede bepaald door de bufferende werking van de bodem, hydrologische condities en het bestaan van andere bronnen van N en P. Uit vergelijking van de langjarige trend in de bijdrage van de bemesting aan de nutriëntenuitspoeling met de langjarige trend in het bemestingsniveau blijkt dat de top van de mestbijdrage enkele jaren naijlt ten opzichte van de top van de bemesting. Deze naijling is het grootst (4-6 jaar) bij de veenweidegebieden en het kleinst (1 jaar) bij de gebieden met minerale gronden. Veen heeft een sterker 'geheugen' voor nutriënten uit mest dan minerale gronden.

Naast bemesting zijn bodem en kwel andere belangrijke bronnen van diffuse nutriëntenbelasting in de vier proefgebieden. De bijdrage van de bodem is in relatieve en absolute zin het grootst bij de veenweidegebieden Bergambacht en Rozendaal: als uitspoelingsconcentratie circa 2,7 mg N l⁻¹ en 0,20 mg P l⁻¹. Dit is voor beide nutriënten hoger dan de MTR-waarden voor oppervlaktewaterkwaliteit (2,2 mg N l⁻¹ en 0,15 mg P l⁻¹). De eutrofe veenbodem is daarmee van nature een potentiële bron van eutrofiëring van het oppervlaktewater. Bij beide andere gebieden blijft de bodembijdrage onder de MTR-waarden. De kwelbijdrage is eveneens het grootst bij de twee veenweidegebieden. Kwel is hier de grootste bron van nutriënten: 38-46% van de belasting. Bij de twee andere gebieden is de kwelbijdrage met 15-24% veel geringer.

De mestbijdrage is afhankelijk van bemestingsniveau, bodemsoort en ontwaterings-toestand. Bij onderling vergelijken van de proefgebieden blijkt dat er geen eenduidig verband bestaat tussen bemesting(overschot) en mestbijdrage. De twee veenweidegebieden hebben het grootste N-overschot door de grote voorraad N in het eutrofe veen, maar een kleinere mestbijdrage aan de N-uitspoeling dan beide andere gebieden (23-32% vs. 54-74% van de N-uitspoeling). De grootste absolute en relatieve mestbijdrage aan de N-uitspoeling heeft De Putten als gevolg van de natste bodems. De Noorderkoggen heeft het grootste P-overschot, maar de kleinste mestbijdrage aan de P-uitspoeling. In dit drogere zavel/kleigebied wordt organisch-P volledig omgezet in ortho-P dat wordt vastgelegd aan het bodemcomplex. Bij de twee veenweidegebieden is de mestbijdrage het grootst door het grote aandeel van mobiel organisch-P waarvan de omzetting niet volledig is in deze nattere bodems. Dat laatste geldt eveneens voor De Putten die ondanks het geringste P-overschot een intermediaire mestbijdrage heeft. Bij de veenweidegebieden spoelt gemiddeld 2,0% van de N- en 1,4% van de P-bemesting uit. Bij de twee andere gebieden is dat 3,3% en 0,7%.

Gemiddeld voor de simulatieperiode 1995-1998 bedraagt bij Bergambacht de N-uitspoeling als vracht $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en als gemiddelde uitspoelingsconcentratie $6,9 \text{ mg N l}^{-1}$. De mestbijdrage vormt 28% van de N-uitspoeling en bedraagt 2% van de bemesting. De grootste (36%) bron van N-uitspoeling is de bodem. De P-uitspoeling bedraagt $3,0 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en $0,68 \text{ mg P l}^{-1}$. De mestbijdrage vormt 23% van de P-uitspoeling en bedraagt 2% van de bemesting. Kwel is de grootste (47%) bron van P-uitspoeling. De ruimtelijke spreiding in de N- en P-uitspoeling is groot en wordt vooral veroorzaakt door variabiliteit in kwelintensiteiten en N- en P-concentraties in het kwelwater, en in mindere mate door variabiliteit in bodems en drooglegging.

Bij Rozendaal bedraagt de N-uitspoeling $38 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en $9,9 \text{ mg N l}^{-1}$. De mestbijdrage vormt 32% van de N-uitspoeling en bedraagt 2% van de bemesting. De P-uitspoeling bedraagt $2,5 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en $0,64 \text{ mg P l}^{-1}$. De mestbijdrage vormt 28% van de P-uitspoeling en bedraagt 1% van de bemesting. Kwel is de grootste (ca. 40%) bron van N- en P-uitspoeling. De spreiding in de N- en P-uitspoeling is bij de vrachten zeer groot, maar minder groot bij de concentraties. Ze wordt vooral veroorzaakt door variabiliteit in kwelintensiteiten en kwelconcentraties, en enigszins door variabiliteit in drooglegging en bemesting.

Bij De Vier Noorderkoggen is de N-uitspoeling $21 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en $7,0 \text{ mg N l}^{-1}$. Bemesting is verreweg de grootste bron van N-uitspoeling; de mestbijdrage vormt 58% van de N-uitspoeling en bedraagt 4% van de bemesting. De spreiding in de N-uitspoeling is zeer groot en wordt vooral veroorzaakt door verschillen in landgebruik, bodems en hydrologie (ontwatering en kwel/wegzijging). De P-uitspoeling bedraagt $1,7 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ of $0,57 \text{ mg P l}^{-1}$. De mestbijdrage is klein en vormt slechts 18% van de P-uitspoeling en bedraagt 0,7% van de bemesting. Kwel is de grootste (61%) bron van P-uitspoeling. De spreiding in de P-uitspoeling is groot en wordt vooral veroorzaakt door variabiliteit in kwelintensiteiten en P-concentraties in het kwelwater.

Bij De Putten bedraagt de N-uitspoeling $35 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en $9,2 \text{ mg N l}^{-1}$. De mestbijdrage vormt 74% van de N-uitspoeling en bedraagt 6% van de bemesting. De P-uitspoeling is relatief klein en bedraagt $0,8 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en $0,20 \text{ mg P l}^{-1}$. De mestbijdrage vormt 43% van de P-uitspoeling en bedraagt 1% van de bemesting. De bemesting is de overheersende bron van N- en P-uitspoeling. De spreiding in de N-uitspoeling is groot en heeft vooral als oorzaak verschillen in bodems in combinatie met variatie in hydrologie (ontwatering en kwel/wegzijging). De spreiding in de P-uitspoeling is vrij groot en wordt veroorzaakt door verschillen in ontwatering en kwel-situatie die onderling zijn gerelateerd (bodems met hoge kwelintensiteiten zijn natter).

De N-uitspoeling is het grootst bij Rozendaal, gevolgd door De Putten. De Noorderkoggen heeft de kleinste uitspoeling en Bergambacht de laagste uitspoelingsconcentratie. De P-uitspoeling is het grootst bij de twee veenweidegebieden, intermediair bij De Noorderkoggen en verreweg het kleinst bij De Putten. De uitspoelingsconcentraties overschrijden bijna overal de MTR-waarde voor oppervlaktewaterkwaliteit: het uitspoelende water vormt in de meeste gebieden een potentiële bron van eutrofiëring. Uitzonderingen zijn bij N 17% van de oppervlakte van De Putten, en bij P 9% van de oppervlakte van De Noorderkoggen en 28% van de oppervlakte van De Putten.

1 Inleiding

De in dit rapport beschreven modelstudie is een deelproject van het project 'Gedifferentieerde normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater' (Van Liere, 1998). Dit overkoepelende project is een samenwerkingsverband tussen RIVM, Alterra-DLO (voorheen SC-DLO en IBN-DLO), LEI-DLO, RIZA, RIKZ, STOWA en EC-LNV (voorheen IKC-N) met als één van de doelen na te gaan of watertypegerichte normstelling voor het oppervlaktewater mogelijk is. Het wordt uitgevoerd in opdracht van het Ministerie van VROM, met medewerking van de ministeries LNV en VenW. Binnen het project wordt een gezamenlijk spoor ontwikkeld van modelleren en meten. De belangrijkste activiteit van het RIVM en Alterra hierin is het uitvoeren van modelberekeningen voor het laagveen-/kleigebied van Nederland.

1.1 Probleemstelling

De norm voor oppervlaktewaterkwaliteit voor de nutriënten stikstof (N) en fosfor (P) is door het ministerie van Verkeer en Waterstaat (VenW) landelijk vastgesteld op 2,2 mg totaal-N l⁻¹ en 0,15 mg totaal-P l⁻¹ gemiddeld voor het zomerhalfjaar (Algemene Kwaliteitsdoelstelling genoemd in de Derde Nota Waterhuishouding; VenW, 1989). Deze N- en P-norm zijn afgeleid voor een chlorofyl-a-concentratie van 100 µg per liter voor de zomergemiddelden van stagnante eutrofiëringsgevoelige wateren. De Vierde Nota Waterhuishouding (VenW, 1998) nam de waarden voor stagnante wateren over als MTR (Maximaal Toelaatbaar Risico). Tevens werden voor eutrofiëringsgevoelige stagnante wateren streefwaarden gedefinieerd voor de werkelijke bestrijding van eutrofiëring. De waarden van MTR werden richtinggevend voor andere watertypen.

De landelijke MTR-waarden worden in veel poldergebieden van Laag Nederland ruimschoots overschreden. Enkele omstandigheden die de belasting van het oppervlaktewater met nutriënten mede bepalen, kunnen in deze gebieden zeer ongunstig zijn: de hoge achtergrondbelasting door de grote voorraden nutriënten die van nature zijn opgeslagen in de laagveen- of zeekleibodem, de gevoeligheid voor uit- en afspoeling van meststoffen van deze veelal natte bodems en het optreden van nutriëntenrijke kwel. De vraag rijst dan ook of het niet zinvoller is voor deze gebieden gebiedsspecifieke normen vast te stellen (Limbeek, 2001).

1.2 Vraag- en doelstelling

In verschillende kaders is de wens geuit om in het beleid ten aanzien van eutrofiëring een differentiatie aan te brengen naar watertype, gebied en functie (Van Liere, 1998). Het gaat hierbij om de evaluatie van het mestbeleid, de wens tot gedifferentieerde normstelling en het landelijk doorrekenen van scenario's in de MilieuVerkenningen. Bovendien wordt onderkend dat de doelstellingen voor verschillende wateren en

watertypen met elkaar moeten samenhangen, omdat veel wateren direct of indirect met elkaar in verbinding staan. Het Directoraat-Generaal Milieubeheer/Hoofdafdeling Bodem, Water en Landelijk gebied (DGM/BWL) heeft daarom een verzoek aan het RIVM gericht om aan deze problematiek te gaan werken, in samenwerking met de RWS-instituten RIZA en RIKZ, en de LNV-instituten EC-LNV en Alterra-DLO, en daarbij aansluiting te zoeken bij activiteiten van waterbeheerders en provincies.

De doelstellingen van dit samenwerkingsverband zijn (DGM/DWL, 1997):

- het leveren van een betere onderbouwing van de normering voor verschillende watertypen;
- het leveren van een beter onderbouwde relatie tussen landgebruik en oppervlaktewaterbelasting, en de effecten in het oppervlaktewater;
- het ontwikkelen van een instrument voor een gebiedsgerichte benadering op basis van een watersysteembenadering, een instrument waarmee kwetsbare watersystemen benedenstrooms beschermd worden.

Deze doelstellingen zijn uitgewerkt in de volgende vraagstellingen (DGM/DWL, 1997):

1. Het afleiden van effectgerichte milieukwaliteitsnormen voor een aantal (belangrijke) typen oppervlaktewater;
2. Het onderbouwen van de relatie tussen landgebruik en de resulterende belasting van het oppervlaktewater, en de effecten hierin via uit- en afspoeling;
3. Middels proefprojecten volgens een gebiedsgerichte aanpak en op grond van de watersysteembenadering nagaan op welke wijze de voorgestelde waterkwaliteitsdoelstellingen voor de verschillende typen oppervlaktewater in een gebied samenhangen en randvoorwaarden stellen aan het gebruik van dit gebied;
4. Het ontwikkelen van een modelinstrumentarium waarmee effecten van de totale belasting met nutriënten vanuit een regio op rijkswateren (zowel zoet als zout) kunnen worden beoordeeld;
5. Het meewerken met CIW V aan het vaststellen van een 'handvat toetsingskader nutriënten in regionale oppervlaktewateren', waarmee provincies en waterbeheerders op een zinvolle wijze kunnen komen tot beoordeling en normstelling van nutriënten in regionale oppervlaktewateren.

Deze vragen worden onderzocht in het project 'Gedifferentieerde normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater' (Van Lieke, 1998). Er wordt hierbij aandacht besteed aan normstelling, dosiseffectrelaties, gebiedsgerichte integratie, aquatische natuurdoeltypen en de daarbij behorende abiotische randvoorwaarden. Een deelproject hiervan is het project 'Een modelinstrumentarium voor nutriëntendynamiek in (stroom)gebieden; Toetsing in vier proefgebieden' dat zich vooral richt op de vraagstellingen 2. en 3.: de effecten van diffuse belasting op de oppervlaktewaterkwaliteit, en het ontwikkelen van een regionale stroomgebiedsbenadering. De resultaten zijn mede toeleverend voor de vraagstellingen 1. en 4.

Het doel van het bovengenoemde deelproject is het opzetten en toetsen op regionale schaal van een modelinstrumentarium voor het berekenen van de effecten van

diffuse nutriëntenbelasting op de waterkwaliteit, in biotische en abiotische zin, van waterloop- en slootsystemen in Laag Nederland. Concreet gaat het hierbij om de ijking en validatie van oppervlaktewaterkwaliteitsmodellen aan meetgegevens van reële watersystemen waarvan de bepalende randvoorwaarden goed bekend zijn. De nadruk ligt hierbij vooral op de stikstof- en fosforemissies vanuit landbouwgronden.

De in dit rapport beschreven studie 'Berekening van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit landbouwgronden in vier poldergebieden' vormt een onderdeel van het bovengenoemde deelproject. Doel van dit onderdeel is tweeledig:

- het doen van de berekeningen met de bodemmodellen van het modelinstrumentarium: de berekening van de diffuse water- en nutriëntenbelasting vanuit en vanaf de landbodem op het oppervlaktewatersysteem en het converteren van de uitvoer van de bodemmodellen naar standaardinvoer voor de oppervlaktewatermodellen;
- het beschrijven en analyseren van de berekende nutriëntenbelasting op het oppervlaktewater met nadruk op het analyseren van de bronnen.

1.3 Opzet van het onderzoek

In het deelproject 'Een modelinstrumentarium voor nutriëntendynamiek in (stroom)gebieden; Toetsing in vier proefgebieden' zijn vijf bestaande modellen op afstand gekoppeld tot een modellenketen (fig. 1). Het betreft twee bodemmodellen voor de berekening van kwantiteit (SWAP_{cr}: wateruit- en -afstroming) en kwaliteit (ANIMO: nutriëntenuitspoeling²), en drie oppervlaktewatermodellen: één voor de berekening van de kwantiteit (DUFLOW: waterbeweging) en twee voor de berekening van de kwaliteit (NUSWA: nutriëntenconcentraties; PCDitch: nutriëntenconcentraties en ecologie). Alleen de modellen DUFLOW en PCDitch zijn niet op afstand gekoppeld, maar PCDitch is in DUFLOW opgenomen, zodat oppervlaktewaterkwantiteit en -kwaliteit simultaan kunnen worden berekend.

Het rekenen met de modellenketen bestond uit twee achtereenvolgende stappen:

- 1 het doorrekenen van de bodemmodellen en het converteren van de uitvoer naar invoer voor stap 2;
- 2 het doorrekenen van de oppervlaktewatermodellen en het toetsen van de uitkomsten aan meetgegevens van nutriëntenconcentraties en vegetatie in het oppervlaktewater.

Stap 1 is uitgevoerd door Alterra en wordt in dit rapport beschreven. Deze stap behelsde tevens het uitvoeren van extra berekeningen voor het verkrijgen van inzicht in de bijdrage van de verschillende bronnen van diffuse nutriëntenbelasting. Stap 2 wordt voornamelijk uitgevoerd door het RIVM: de berekening van de waterbeweging in het oppervlaktewaterstelsel met het model DUFLOW en van de nutriëntenconcentraties en vegetatie in het oppervlaktewater met het model DUFLOW/PCDitch.

² De term 'uitspoeling' staat in dit rapport voor de gezamenlijke transportroutes oppervlakkige afspoeling en uitspoeling naar het oppervlaktewater

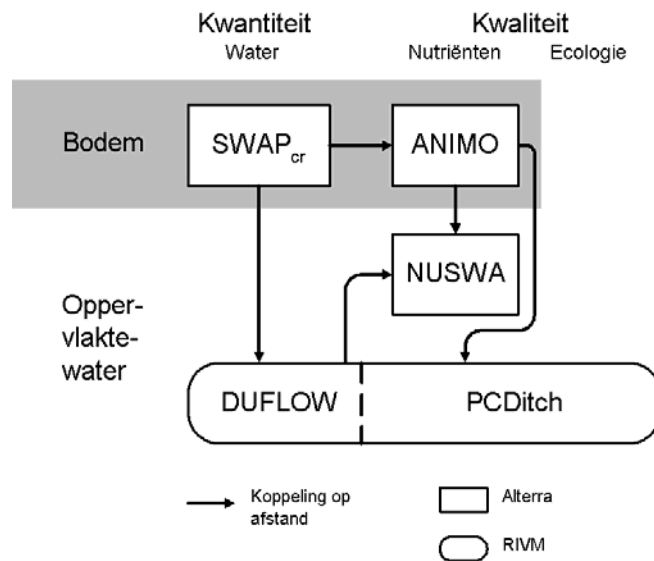


Fig.1 De modellenketen van het project 'Een modelinstrumentarium voor nutriëntendynamiek in (stroom)gebieden; Toetsing in vier proefgebieden', en de verantwoordelijkheid van Alterra en het RIVM hierin. De pijlen geven de richting van de datastromen tussen de modellen aan. Het grijze blok markeert het bodemdeel van het project, waarover hier wordt gerapporteerd.

Alterra doet aanvullende berekeningen voor de nutriëntconcentraties in het oppervlaktewater met het model NUSWA. Stap 2 wordt apart gerapporteerd in een gezamenlijke publicatie van het RIVM en Alterra.

Om het modelinstrumentarium te toetsen, zijn/worden vier proefgebieden in Laag Nederland doorgerekend. De uitkomsten van de oppervlaktewatermodellen worden getoetst aan meetgegevens van waterbalansen, en nutriëntconcentraties en vegetatieopnamen in het oppervlaktewater van deze gebieden. De meetgegevens zijn afkomstig van de water(kwaliteits)beheerders van de gebieden. Uitgangspunt bij het project is dat moet worden aangesloten bij de activiteiten van waterbeheerders voor het verkrijgen van toetsingsgegevens voor het modelinstrumentarium. Er waren geen meetgegevens beschikbaar om de bodemmodellen direct te toetsen aan bodemparameters. De toetsing aan oppervlaktewaterparameters betreft daarom de toetsing van de volledige modellenketen.

De keuze van de vier proefgebieden is gebaseerd op een aantal voorwaarden:

- de proefgebieden moesten een doorsnede geven van de eutrofiëringsproblematiek in Laag Nederland;
- er moest voldoende spreiding zijn in abiotische randvoorwaarden (zoals bodemopbouw en hydrologie), bemestingsniveau, waterkwaliteit en kroosbedekking;
- de betreffende waterbeheerders moesten bereid zijn medewerking te verlenen en meetgegevens ter beschikking te stellen;
- proefgebieden waarbij aangesloten kon worden bij bestaand onderzoek verdienden de voorkeur.

Onder deze voorwaarden zijn in overleg met de betrokken beheerders de volgende vier proefgebieden gekozen (fig. 2):

1. Peilgebied Bergambacht: een veenweidegebied in de Krimpenerwaard (Zuid-Holland). De waterkwaliteitsbeheerder is het Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden, de waterkwantiteitsbeheerder het Hoogheemraadschap van de Krimpenerwaard;
2. Polder Rozendaal: een veenweidegebied in de Lopikerwaard (Utrecht). De waterkwaliteits- en -kwantiteitsbeheerder is het Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden;
3. Polder De Vier Noorderkoggen: een klei/zavelpolder ten zuiden van Medemblik (Noord-Holland). De waterkwaliteitsbeheerder is het Hoogheemraadschap van de Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier, de waterkwantiteitsbeheerder het Waterschap Westfriesland;
4. Polder De Putten: een weidegebied op zand en veen nabij Drachten (Friesland). De waterkwaliteitsbeheerder is het Waterschap Friesland (Wetterskip Fryslân), de waterkwantiteitsbeheerder het Wetterskip Lauwerswâlden.



Fig. 2 Ligging van de vier proefgebieden

1.4 Leeswijzer

Dit rapport beschrijft alleen het bodemdeel van het project. Hoofdstuk 2 geeft een beschrijving van de vier proefgebieden. Hoofdstuk 3 handelt over de bemestingstoestand van deze gebieden, en over de interpretatie en omzetting van bemestingsgegevens tot modelinvoer voor het nutriëntenuitspoelingsmodel ANIMO. In hoofdstuk 4 worden in het kort het modelinstrumentarium en de voor het

bodemdeel relevante modellen besproken. Hoofdstuk 5 behandelt de schematisatie en de modelinvoer van de proefgebieden. In hoofdstuk 6 worden de resultaten van de bodemberekeningen in termen van de nutriëntenuitspoeling naar het oppervlaktewater besproken, en wordt de bijdrage van de verschillende bronnen aan de diffuse nutriëntenbelasting geanalyseerd. Tenslotte worden in hoofdstuk 7 de belangrijkste conclusies van het bodemdeel gegeven.

2 Beschrijving van de proefgebieden

In dit hoofdstuk worden de vier proefgebieden besproken. Achtereenvolgens komen de volgende aspecten aan bod:

- ligging en maaiveldshoogte;
- grondgebruik;
- bodemsoorten, ondergrond en grondwatertrappen;
- kwel en wegzijging;
- waterhuishouding;
- relevant onderzoek.

2.1 Peilgebied Bergambacht

Ligging en maaiveldshoogte

Het peilgebied Bergambacht is een circa 2.570 ha groot veenweidegebied in de zuidoosthoek van de Krimpenerwaard. Aan de zuidkant wordt het begrensd door de Lek en aan de oostkant door de Vlist (fig. 3). De begrenzing aan de noord- en westkant wordt gevormd door kaden langs hoofdwaterlopen. De maaiveldshoogte bedraagt langs de rivieren circa 1,00 m - NAP en in het noordwesten circa 1,45 m - NAP.

Grondgebruik

Het gebied bestaat voor het grootste deel, 73% van de oppervlakte, uit landbouwgrond. Deze is bijna uitsluitend – voor 97% – in gebruik als grasland. Het oppervlaktewater beslaat 15% van de totale oppervlakte. De overige 12% wordt ingenomen door de stedelijke kernen Bergambacht, Ammerstol en Schoonhoven, lintbebouwing langs de Lekdijk en hoofdwaterlopen, en wegen.

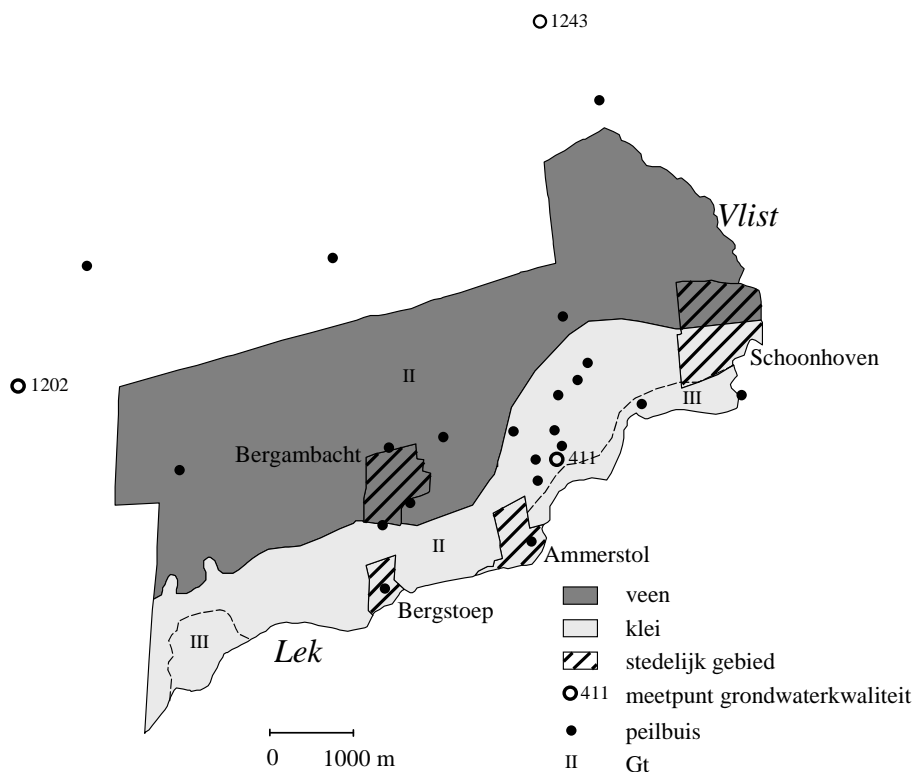


Fig. 3 Peilgebied Bergambacht

Bodemsoorten, ondergrond en grondwatertrappen

In het peilgebied komen twee bodemsoorten voor: rivierkleigronden op veen langs de Lek, en veengronden met een venig kleidek in het overige deel (fig. 3). Naarmate de afstand tot de rivieren Lek en Vlist groter wordt, neemt de dikte van het kleidek af (van 1,10 m in het zuidoosten naar 0,00 m in het noordwesten, waar 0,20 m kleiig veen als dek voorkomt). De ondergrond van nagenoeg het gehele peilgebied bestaat uit eutroof bos- en broekveen. Dit veenpakket strekt zich uit tot een diepte van 4-7 m – mv. Daaronder bevindt zich tot een diepte van 10-14 m – mv een pakket klei, met lokale inschakelingen van zand, leem en veen. Onder dit afdekkend pakket ligt het 1^e watervoerende pakket bestaande uit grove zanden van de formaties van Sterksel en Kreftenheye (Boswinkel, 1979).

Volgens de indeling van de Bodemkaart van Nederland 1 : 50.000 zijn de rivierkleigronden voornamelijk drechtvaaggronden (Rv01C), met daarnaast een zeer smalle strook poldervaaggronden (Rn44C) direct langs de Lek (Markus, 1984). De voorkomende bodemkaartenheden van de veengronden zijn van zuidoost naar noordwest: waardveengronden (kVb), weideveengronden (pVb) en koopveengronden (hVb) op bosveen of eutroof broekveen, en koopveengronden (hVc) op mesotroof broekveen (Markus, 1984). De grondwatertrap (Gt) van alle voorkomende bodemeenheden is II. Uitzondering vormt de strook poldervaaggronden met Gt III.

Kwel en wegzijging

In het peilgebied treedt voornamelijk netto kwel op. De kwelintensiteit is het hoogst langs de rivieren met gemiddelde waarden van circa 0,50 mm d⁻¹ en neemt af in

noordelijke richting van circa 0,25 mm d⁻¹ in het centrale veengebied tot circa 0 mm d⁻¹ langs de noordgrens (ICW, 1987). In de directe omgeving van de drinkwaterwinning ten westen van Schoonhoven vindt wegzijging plaats met een intensiteit van 0,50-1,00 mm d⁻¹ (ICW, 1987). In het zuiden direct langs de Lek is de kwel rivierkwel met lage nutriëntenconcentraties van circa 0,5 mg l⁻¹ totaal-N en circa 0,25 mg l⁻¹ totaal-P. Naar het noordwesten nemen de nutriëntenconcentraties in het kwelwater toe tot circa 25 mg l⁻¹ totaal-N en circa 2,5 mg l⁻¹ totaal-P (Database Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit, Klein, 2001)

Waterhuishouding

Het oppervlaktewatersysteem in peilgebied Bergambacht wordt gekenmerkt door brede sloten (gemiddeld 3,8 m) op relatief korte afstand van elkaar. De gemiddelde perceelsbreedte bedraagt circa 30 m. Het oppervlaktewater is te onderscheiden in hoofdwaterlopen die de afwatering verzorgen en sloten voor de ontwatering. De meeste percelen zijn begreppeld. Het zomerpeil bedraagt 1,73 m – NAP, het winterpeil 1,79 m - NAP. In de praktijk vertoont het polderpeil een geringe fluctuatie rond 1,78 m - NAP. De drooglegging van de landbouwgrond is gering: van 35-45 cm beneden maaiveld in het veengebied tot circa 65 cm beneden maaiveld in het kleigebied. Het overtollige water wordt uitgeslagen op de Lek door gemaal Hoekse Sluis. In tijden van waterbehoefte wordt het peilgebied van water voorzien vanuit de Lek en de Vlist. Vanuit het peilgebied worden veel van de achterliggende polders via inlaten van water voorzien.

Relevant onderzoek

De projectgroep Bergambacht, een samenwerkingsverband van het Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden, het Hoogheemraadschap van de Krimpenerwaard en een groot aantal andere betrokken instanties, voert sinds 1995 het project 'Gebiedsgericht waterbeheer peilgebied Bergambacht', thans 'Samen naar schoon water in peilgebied Bergambacht', uit. In dit project is een aantal gecombineerde maatregelen doorgevoerd met als doel de verbetering van de oppervlaktewaterkwaliteit in het peilgebied. Om de resultaten van het project te volgen, wordt de oppervlaktewaterkwaliteit intensief gemonitord. In 1993 heeft de projectgroep Bergambacht DLO-Staring Centrum, thans Alterra-DLO, opdracht gegeven tot een modelstudie om de effecten van voorgenomen maatregelen te voorspellen (Hendriks et al., 1994; Drent et al., 1997). De toen gemaakte schematisatie van het gebied en een groot deel van de verzamelde invoergegevens zijn nog altijd bruikbaar. Deze modelstudie heeft daarom als basis gediend voor de hier beschreven studie.

2.2 Polder Rozendaal

Ligging en maaiveldshoogte

Polder Rozendaal is een 443 ha grote veenweidepolder in het noordwesten van de Lopikerwaard. Binnen de polder ligt een gebiedje met meetsloten waar door het Hoogheemraadschap de Stichtse Rijnlanden veldexperimenten met verschillende beheersmaatregelen worden uitgevoerd. Dit is het eigenlijke proefgebied Rozendaal waarop de modelberekeningen in deze studie zijn gericht. Waterstaatkundig maakt de

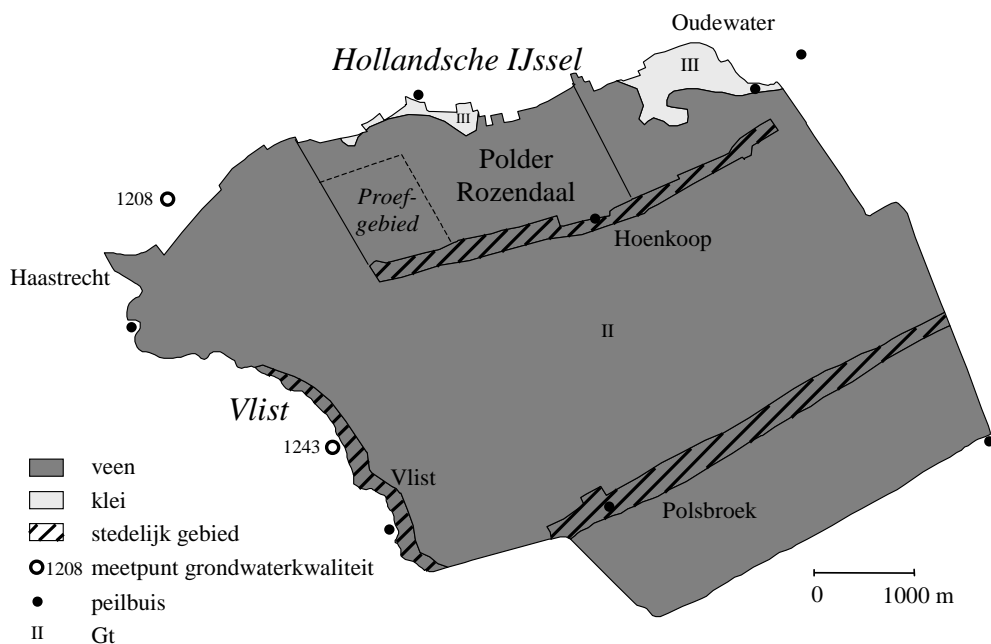


Fig. 4 Bemalingsgebied de Keulevaart met daarin polder en proefgebied Rozendaal

polder onderdeel uit van bemalingsgebied De Keulevaart (fig. 4). Dat impliceert dat de waterbeweging en -kwaliteit van de polder worden beïnvloed door de waterbeweging en -kwaliteit van het bemalingsgebied. Om die reden is het gehele bemalingsgebied, met een oppervlakte van 3.136 ha, in de modelstudie meegenomen. Dit gebied wordt in het noorden begrensd door de Hollandsche IJssel en in het westen door de Vlist. Kaden langs hoofdwaterlopen vormen de overige begrenzingen. De maaiveldshoogte ligt tussen 1,35 en 1,65 m – NAP. In polder en proefgebied Rozendaal bedraagt de maaiveldshoogte circa 1,60 m – NAP.

Grondgebruik

Bemalingsgebied De Keulevaart bevat 2.646 ha landbouwgrond die voor 98% in gebruik is als grasland (Hoogeveen & Leneman, 2000). Het landbouwareaal neemt daarmee 84% van het totale gebied in. Het oppervlaktewater beslaat 7% van de totale oppervlakte. De overige 9% van de oppervlakte wordt ingenomen door wegen en de lintbebouwingen bij Hoenkoop, Polsbroek en Vlist. Polder en proefgebied Rozendaal bestaan voor circa 8% van de oppervlakte uit oppervlaktewater; de overige 92% is nagenoeg geheel grasland.

Bodemsoorten, ondergrond en grondwatertrappen

In het bemalingsgebied komen bijna uitsluitend veengronden voor. Uitzondering hierop vormen wat kleine gebiedjes met rivierkleigrond in het noorden (fig. 4). De ondergrond van nagenoeg het gehele peilgebied bestaat uit eutroof bos- en broekveen. Dit veenpakket strekt zich uit tot een diepte van 1,5-5 m – mv. Daaronder ligt tot een diepte van 9-13 m – mv een pakket klei, met lokale inschakelingen van zand, leem en veen. Onder dit afdekkend pakket ligt het 1^e watervoerende pakket bestaande uit grove zanden van de formaties van Sterksel en Kreftenheye (Aelmans, 1976; Boswinkel, 1979).

De bodemeenheden van de veengronden volgens de Bodemkaart van Nederland 1 : 50.000 zijn vooral de weideveengronden (pVb) en in mindere mate de koopveengronden (hVb), beide op bosveen of eutroof broekveen (Habers, 1981). De rivierkleigronden zijn drechtvaaggronden (Rv01C). De grondwatertrap van de veengronden is II en die van de kleigronden III. Polder en proefgebied Rozendaal bestaan, op een klein strookje klei langs de noordrand in de polder na, geheel uit koopveengrond.

Kwel en wegzijging

Het bemalingsgebied is een netto-kwelgebied met een kwelintensiteit van 0,05 tot 0,3 mm d⁻¹ (ICW, 1977). De kwel neemt ruwweg af van het zuidoosten naar het noordwesten (ICW, 1973). De kwelconcentraties liggen in de orde van grootte van 10,0-16,0 mg l⁻¹ totaal-N en 0,3-1,7 mg l⁻¹ totaal-P (Database Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit, Klein, 2001). In het noorden zijn de concentraties hoger dan in het zuiden.

Waterhuishouding

Bemalingsgebied De Keulevaart is net als peilgebied Bergambacht een typisch veenweidegebied met brede sloten op relatief korte afstand van elkaar. Toch is het aandeel oppervlaktewater – 7-8% van de oppervlakte – slechts de helft van dat in Bergambacht door de grotere gemiddelde perceelsbreedte van circa 50 m en de iets smallere sloten (breedte 3,5 m tegen 3,8 m in Bergambacht). Polder Rozendaal heeft percelen met een gemiddelde breedte van 45 m en sloten die gemiddeld 3,5 m breed zijn. Het bemalingsgebied heeft een groot aantal peilgebieden (14 belangrijke) met ieder hun eigen peil. Polder Rozendaal maakt deel uit van het grootste peilgebied en heeft een drooglegging van 45-50 cm beneden maaiveld. De drooglegging van de rest van de landbouwgronden in De Keulevaart bedraagt 40-70 cm – mv. Het overtollige water wordt door gemaal De Keulevaart uitgeslagen op de Hollandsche IJssel. In het zuiden wordt het gebied op verschillende punten voorzien van inlaatwater uit andere bemalingseenheden. Voor een deel is dit water afkomstig uit het gebied ten zuiden van De Keulevaart, waar ook in de zomer sprake is van een wateroverschot door kwel. Daarnaast wordt ook indirect water ingelaten vanuit de Lek.

Relevant onderzoek

Het Hoogheemraadschap de Stichtse Rijnlanden volgde onder andere ten behoeve van dit onderzoek de waterkwaliteit in een aantal meetsloten van een projectmatig onderzoek naar beheersmaatregelen voor het oppervlaktewater van proefgebied Rozendaal

2.3 Polder De Vier Noorderkoggen

Ligging en maaiveldshoogte

Polder De Vier Noorderkoggen ligt in Westfriesland (Noord-Holland) direct ten zuiden van Medemblik en ten westen van het IJsselmeer. De totale polder is circa 12.000 ha groot en is onder te verdelen in twee gebieden (oost en west) die worden gescheiden door rijksweg A7. In het noorden van het oostelijke deel ligt een relatief hoog gelegen gebied met een polderpeil van 2,20 m – NAP en enkele inliggende

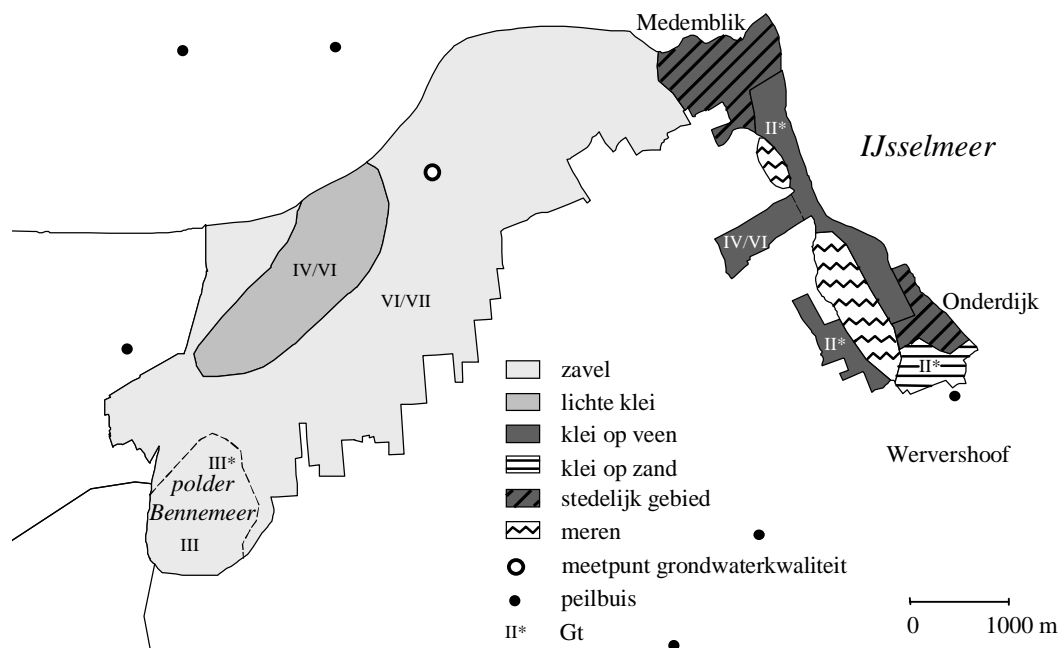


Fig. 5 Proefgebied De Vier Noorderkoggen met de meren Kleine Vliet (boven) en Grootte Vliet (onder)

onderbemalingsgebieden. Dit hoger gelegen gebied is het eigenlijke proefgebied De Vier Noorderkoggen (fig. 5) dat in het oppervlaktewaterdeel van het onderzoek is gemodelleerd en waar (o.a. voor dit onderzoek) het oppervlaktewater is bemonsterd. Het proefgebied is 1.534 ha groot. In het gebied liggen de twee meren de Kleine en de Grootte Vliet. De maaiveldshoogte varieert tussen 0,40 en 2,90 m – NAP. De hoogste delen worden gevonden in het centrale deel van het proefgebied, de laagste in het oosten rond de Kleine en de Grootte Vliet, en in het onderbemalingsgebied De Bennemeer in het uiterste zuidwesten.

Het westelijk deel van polder De Vier Noorderkoggen (5.442 ha) watert via het proefgebied af op het IJsselmeer en het zuidoostelijke deel (5.010 ha) wordt via het proefgebied van inlaatwater voorzien uit het IJsselmeer. Om deze redenen zijn deze delen van de polder van belang voor deze studie. Ze zijn in de bodemmodellering globaal meegenomen om een inschatting te maken van de grootte van uit- en inlaat als randvoorwaarden voor het proefgebied.

Grondgebruik

Het agrarisch grondgebruik beslaat 70% van de oppervlakte van het proefgebied. Hiervan is ruim de helft (39%-punt) in gebruik als grasland en de rest (31%-punt) voor voornamelijk akkerbouw. Stedelijke bebouwing en verhard oppervlak nemen 20% van de oppervlakte in. De overige 10% bestaat uit natuur en kale grond (6%-punt) en oppervlaktewater (4%-punt).

Bodemsoorten, ondergrond en grondwatertrappen

In het proefgebied komen vooral zavelgronden en in mindere mate lichte kleigronden voor (fig. 5). Rond de meren de Kleine en de Grootte Vliet liggen klei-op-veengronden. In het uiterste zuidoosten bevindt zich een klein gebiedje met klei-op-zandgrond. Al deze gronden maken onderdeel uit van de deklaag die in het gebied

een gemiddelde dikte heeft van 20 m, met uiterste waarden van 15 m in het noordoosten en 35 m in het noordwesten. In het algemeen bestaat de bovenste 10 m van deze slecht doorlatende deklaag uit zavel en klei, met daaronder een pakket fijn zand. De deklaag sluit de 1^e watervoerende laag af die bestaat uit grove zanden van de Formatie van Twente (Lekahena en Langbein, 1980).

Volgens de Bodemkaart van Nederland 1 : 50.000 zijn de zavelgronden vooral kalkrijke poldervaaggronden (Mn25A en Mn15A) met daarnaast nog wat tuineerdgronden (EK19) en kalkrijke leek-/woudeerdgronden (pMn55A) (Rosing, 1995). De lichte-kleigronden behoren eveneens tot de kalkrijke leek-/woudeerdgronden (pMn85A). De klei-op-veengronden hebben eutroof bos- en broekveen in de ondergrond en behoren tot de drechtvaaggronden (Mv61C en Mv81A). De klei-op-zandgronden zijn kalkrijke poldervaaggronden (Mn82A). De zavelgronden hebben grondwatertrap VI en VII, met uitzondering van het lager gelegen onderbemalingsgebied de Bennemeer waar de grondwatertrap III en III* is. De grondwatertrap van de lichte-kleigronden is IV en VI. De klei-op-veen- en klei-op-zandgronden zijn overwegend natter met grondwatertrap II*.

Kwel en wegzijging

Polder en proefgebied De Vier Noorderkoggen zijn wegzijgingsgebieden. Uit de Grondwaterkaart van Nederland (Lageman en Homan, 1979; Lekahena en Langbein, 1980) blijkt dat grondwater op regionale schaal in de richting van de Wieringermeer Polder stroomt. Het grondwater treedt daar als kwel aan de dag. Uit de waterbalans van het bemalingsgebied De Vier Noorderkoggen voor het hydrologisch jaar april 1992 tot april 1993 (Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier, 1995) kan worden afgeleid dat de kwel in het betreffende jaar slechts 3 mm bedroeg terwijl de wegzijging 44 mm was (Witteveen+Bos, 1999). Netto was er in dat jaar een wegzijging van 41 mm. Plaatselijk treedt wel lokale kwel van betekenis op in de onderbemalingsgebieden. Dat geldt vooral voor polder Bennemeer (fig. 5) waar het peil in de omringende boezem circa 1 m hoger is dan het streefpeil in de polder. In deze polder zal dijkse kwel optreden met nutriëntenconcentraties in het kwelwater die sterk zullen worden bepaald door de concentraties in het boezemwater. De nutriëntenconcentraties in de regionale kwel bedragen circa 13 mg l⁻¹ totaal-N en circa 1,6 mg l⁻¹ totaal-P (Database Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit, Klein, 2001). Ze zijn voor het wegzijgingsgebied De Vier Noorderkoggen echter minder relevant.

Waterhuishouding

De waterhuishouding van polder De Vier Noorderkoggen is gecompliceerd vanwege de vele peilgebieden die zijn ontstaan door de gecompliceerde topografie en ontstaansgeschiedenis van het gebied. De afvoer van de polder vindt plaats in oostelijke richting. Het overtollige water wordt door het gemaal Vier Noorderkoggen uitgeslagen op het IJsselmeer. Het westelijk deel van de polder watert grotendeels af via het proefgebied. Het overtollige water van het zuidoostelijke deel wordt rechtstreeks door het gemaal uitgeslagen. Het proefgebied en het zuidoostelijke deel van de polder worden van inlaatwater voorzien via een inlaatpunt aan het IJsselmeer bij Medemblik. Een deel van de inlaat van het zuidoostelijke deel geschiedt via het proefgebied.

De ontwatering vindt in proefgebied De Vier Noorderkoggen voornamelijk plaats middels perceelsslotten. Incidenteel komen greppels en buisdrainage voor. Het

merendeel van de sloten is smaller dan 3 m; de gemiddelde breedte bedraagt 2,20 m (Witteveen+Bos, 1999). De percelen zijn met 50-250 m relatief breed. Het proefgebied heeft een polderpeil van 2,20 m - NAP. In het proefgebied komen drie onderbemalingsgebieden voor: de polder Bennemeer met een streefpeil van 3,20 m - NAP en twee gebieden met een streefpeil van 2,90 m - NAP. Daarnaast zijn er nog twee gebieden met opgevoerd peil van 1,50 m - NAP en 1,95 m - NAP. De drooglegging in het proefgebied is met 45 cm - mv het geringst rond de Kleine en de Grootte Vliet. De grootste drooglegging komt voor in het centrale deel van het proefgebied en bedraagt 160-180 cm - mv. In polder de Bennemeer is de drooglegging met circa 85 cm - mv relatief gering. In het overige deel van het proefgebied ligt de drooglegging tussen 100 en 160 cm - mv.

Relevant onderzoek

Het Hoogheemraadschap van de Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier volgde onder andere ten behoeve van dit onderzoek de waterkwaliteit in het proefgebied De Vier Noorderkoggen. In opdracht van dit Hoogheemraadschap, het RIVM en de Provincie Noord-Holland heeft Witteveen+Bos Raadgevende Ingenieurs b.v. een Duflow-model voor de waterkwantiteit van het proefgebied opgesteld (Witteveen+Bos, 1999). Uit de schematisatie van dit model is de oppervlaktewaterschematisatie van onderhavige modelstudie afgeleid waarop de bodemschematisatie die is beschreven in dit rapport is gebaseerd.

2.4 Polder De Putten

Ligging en maaiveldshoogte

Proefgebied De Putten is een circa 350 ha grote weidepolder 5 km ten noorden van Drachten. In het noorden grenst dit gebied aan het Bergumermeer en in het zuiden aan het meer De Leijen. Het ligt direct ten westen van het dorp Oostermeer (fig. 6). De maaiveldshoogte vertoont een grote variatie die ruwweg samenvalt met de bodemopbouw (zie fig. 6). De veengronden in het noordwesten, midden en middenzuiden zijn het laagst gelegen en hebben een maaiveldshoogte van circa 0,85-1,10 m – NAP. De zandgronden in het westen liggen het hoogst met een gemiddelde maaiveldshoogte van 0,10 m + NAP in het noorden tot 0,60 m + NAP in het zuiden. De overgangszone met moerige gronden tussen de veengronden en de westelijke zandgronden heeft een gemiddelde hoogte van 0,60-0,70 m – NAP. De voormalige boezemlanden langs het Bergumermeer zijn met een gemiddeld hoogte van 0,45 m – NAP wat hoger gelegen. Ook de zandopduiking in het zuidoosten ligt hoger met een gemiddelde maaiveldshoogte op NAP-niveau.

Grondgebruik

Ongeveer 300 ha van het gebied (85% van de oppervlakte) is landbouwgrond die nagenoeg geheel in gebruik is als weidegrond. Staatsbosbeheer beheert sinds 1990 circa 44 ha extensieve weidegrond als beheers- en reservaatgebied (12% van de oppervlakte). De overige 3% van de gebiedsoppervlakte bestaat uit oppervlaktewater. Er komt geen verhard oppervlak van betekenis voor.

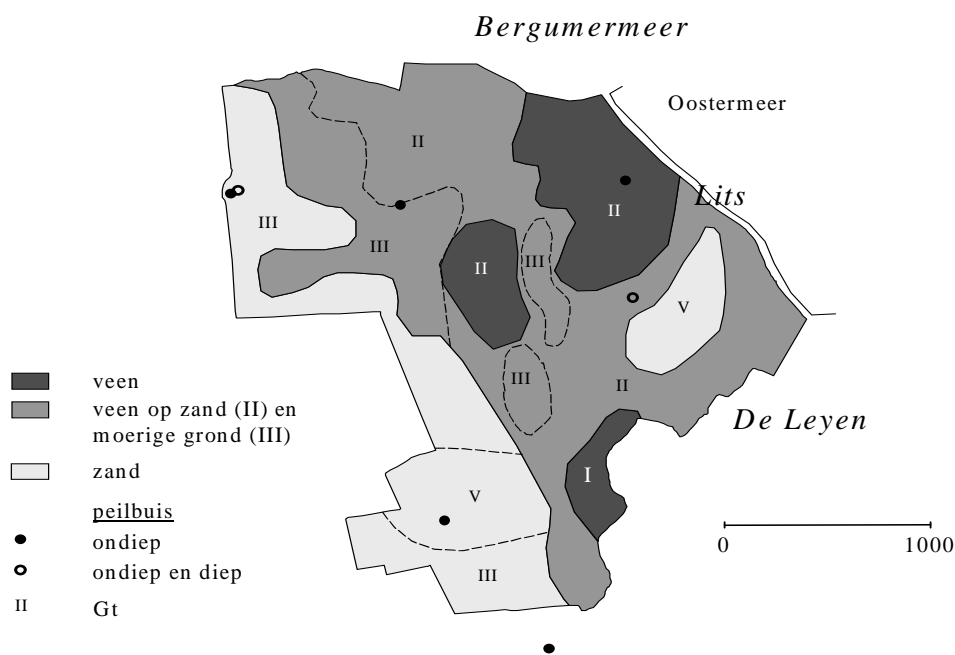


Fig. 6 Polder De Putten

Bodemsoorten, ondergrond en grondwatertrappen

De lager gelegen veengronden in De Putten behoren volgens de Bodemkaart 1 : 50.000 tot de koopveengronden (hVc en hVz) en de rauwveengronden (Vc) (Stiboka, 1976 en 1981). De koopveengronden komen in het noordoosten voor op mesotroof zeggeveen, rietzeggeveen of broekveen (hVc) en in de rest van het gebied op zand (hVz; zand ondieper dan 1,2 m) (fig. 6). De rauwveengronden liggen in het midden en zuiden van het gebied en komen uitsluitend voor op mesotroof veen. De moerige overgangsgronden behoren tot de moerige eerdgronden (vWz). De zandgronden in het westen zijn voornamelijk beekerdgronden (pZg23x) en die op de oostelijke zandopduiking laarpodzolgronden (cHn23x) (Stiboka, 1976 en 1981). De toevoeging 'x' duidt op het voorkomen van keileem, beginnend tussen 0,4 m en 1,2 m en tenminste 0,2 m dik. De dikte en de diepte van deze slecht doorlatende laag variëren sterk binnen het gebied. Hierover zijn alleen zeer globale gegevens beschikbaar. Volgens regionale kaarten blijkt de dikte op korte afstand te kunnen variëren van 0 tot ongeveer 2 meter. De diepte van de bovenkant van de keileem kan met enkele decimeters variëren over relatief korte afstand (Schans en Vleeshouwer, 1957). Beneden de keileem, of waar deze ontbreekt, ligt een pakket matig fijn zand dat reikt tot aan de potklei. De potklei begint op circa 20 m - NAP en vormt de geohydrologische basis onder het gebied. De veengronden hebben grondwatertrap II en de moerige gronden en het grootste deel van de beekerdgronden grondwatertrap III. Alleen de zandopduiking in het oosten en een relatief hoog gelegen plek in de zuidwestelijke beekerdgronden zijn wat droger met een Gt V (fig. 6).

Kwel en wegzijging

Door de lage ligging ten opzichte van het Bergumermeer en De Leyen, en ten opzichte van de hoger gelegen zandgronden aan oost- en westzijde is de polder een potentieel kwelgebied. De meren en de hogere zandgronden, ook die binnen de poldergrenzen, vormen de voedingsgebieden. Het water dat in deze gebieden infiltreert, komt in de lager gelegen veengronden en moerige gronden als lokale kwel naar de oppervlakte. Het voorkomen van de relatief slecht doorlatende keileem in de ondiepe ondergrond is mede bepalend voor de diepte van het grensvlak tussen het lokale grondwater en het onderliggende, (sub)regionale grondwater. Volgens Janssen (1992) kan regionale grondwaterinvloed worden uitgesloten doordat de potklei als geohydrologische basis van een subregionaal systeem fungeert. Over de grootte van de kwel en de nutriëntenconcentraties in het kwelwater is niets bekend. Deze zullen sterk worden bepaald door de omstandigheden in de lokale infiltratie- en kwelgebieden.

Waterhuishouding

De ontwatering vindt in polder De Putten plaats middels perceelssloten. De meeste percelen bevatten greppels voor de detailontwatering. De sloten zijn relatief smal met een gemiddelde breedte van 2 m. De percelen zijn daarentegen met 60-170 m relatief breed. Gevolg hiervan zijn hoge drainageweerstand. Door het hoogteverschil in de polder en het verschillend grondgebruik - agrarisch of beheers/reservaatsgebied - is het gebied opgedeeld in 16 peilvakken met elk een eigen peil. Naast een aantal geleidelijke peilverlagingen in de periode 1965-1988, is een laatste en grote peilverlaging in de polder doorgevoerd in het najaar van 1988 (Janssen, 1992). Vanaf 1989 loopt het (winter)peil uiteen van 1,00 tot 2,25 m - NAP. Dit komt neer op een drooglegging van 100 tot 165 cm – mv in het landbouwgebied. Dit is een verlaging ten opzichte van de situatie van vóór 1989 van gemiddeld 20 cm in de veengronden en 10 cm in de zandgronden. In de beheers- en reservaatsgebieden wordt, vooral gedurende de zomer getracht om in de perceelssloten een hoger peil te handhaven dan in de omliggende landbouwgronden. Dit wordt echter bemoeilijkt doordat wateraanvoer vaak niet mogelijk is (Janssen, 1992). In de praktijk bedraagt de drooglegging in deze gebieden 30 tot 130 cm – mv. Het overtollige water wordt door gemaal De Putten in het zuidoosten van de polder uitgeslagen op de Leyen. De polder wordt op vijf punten aan de oost-, west- en noordkant van inlaatwater voorzien.

Relevant onderzoek

Het Wetterskip Fryslân volgde ten behoeve van dit onderzoek de waterkwaliteit in een aantal sloten in polder De Putten. In 1997 is door studenten van het Van Hall Instituut als afstudeeropdracht een onderzoek met het model DufLOW gedaan naar de waterbeheersing van de polder (Koeling en van der Vlugt, 1997). De schematisatie van dat onderzoek heeft de basis gevormd van de schematisatie die in de hier beschreven studie is toegepast.

3 Bemesting

In het landelijk gebied van Laag Nederland is bemesting een belangrijke bron van diffuse nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater. Hoeveelheid, samenstelling en tijdstip van toediening van meststoffen zijn dan ook cruciale invoergegevens van het nutriëntenuitspoelingsmodel ANIMO. Het was daarom van groot belang voor deze studie om de bemesting van de vier proefgebieden in voldoende mate van detail vast te stellen. Hierbij gaat het in de eerste plaats om de gegevens van de eigenlijke simulatieperiode 1995-1998. Daarnaast zijn bemestingsgegevens van een historische periode nodig voor het uitvoeren met ANIMO van de zogenaamde ‘historische run’, een ‘aanlooperperiode’ voor het model waarmee de beginsituatie van 1995 wordt bepaald (zie 4.2.2). In deze studie beslaat de historische periode de jaren 1948-1994 voor Bergambacht en 1950-1994 voor de andere gebieden (zie 5.2).

Voor het vaststellen van de bemesting van de landbouwbodems in de vier proefgebieden zijn verschillende methoden gebruikt. Voor Bergambacht is gebruik gemaakt van de methode die in de eerdere Bergambachtstudie (Hendriks et al., 1994) is gehanteerd en waarvan de uitkomsten hier worden vergeleken met lokale bemestingscijfers. Voor Rozendaal en De Vier Noorderkoggen heeft het LEI de basis van de berekeningen gelegd. De LEI-berekeningen zijn apart gerapporteerd (Hogeveen en Leneman, 2000). In onderhavig rapport worden hiervan alleen de uitkomsten samengevat zoals deze zijn geïnterpreteerd tot invoer voor ANIMO. Voor De Putten zijn de gegevens geïnventariseerd op basis van interviews, omdat het in dit gebied slechts om enkele bedrijven gaat.

Voor alle gebieden zijn gebiedsgemiddelde bemestingsniveau's per onderscheiden agrarische grondgebruiksvorm bepaald. Dit betekent dat in de ANIMO-invoer voor de verschillende grondgebruiksvormen geen ruimtelijke differentiatie in bemestingsniveau's is aangebracht. Bij alle gebieden behalve De Vier Noorderkoggen betreft het agrarische grondgebruik overwegend grasland. Bij De Vier Noorderkoggen komt naast grasland ook bouwland voor.

3.1 Bergambacht

Het proefgebied Bergambacht - circa 2.570 ha groot - bestaat voor ongeveer 1.880 ha uit landbouwgronden, waarvan 1.825 ha (ruim 97%) grasland (tabel 1). In de ANIMO-

Tabel 1 Grondgebruiksverdeling van de landbouwgronden in Bergambacht (bron: LGN3; De Wit et al., 1999)

Grondgebruiksvorm	Areaal (ha)	Areaal (%)
Gras	1.825	97,4
Maïs	10	0,5
Boomgaard	40	2,1
<i>Totaal</i>	1.875	100,0

berekeningen is het gehele landbouwgebied van Bergambacht doorgerekend met grasland als grondgebruiksvorm.

De bemestingsniveau's voor stikstof (N) en fosfor (P) zijn berekend met het model NPK_GRAS (Oosterom, 1996). Dit model beschrijft de mineraalbehoefte van grasland in de vorm van dierlijke mest en kunstmest afhankelijk van de veedichtheid, het weidesysteem en de produktiviteit van het melkvee. Het is tot stand gekomen in onderlinge samenspraak van Alterra met het regionale proefbedrijf voor de melkveehouderij te Zegveld en de MineralenPraktijkGroep (MPG) Bergambacht. Bij deze berekeningen is dezelfde werkwijze gevolgd als in de Bergambachtstudie (Hendriks et al., 1994). Deze werkwijze wordt in meer detail beschreven door Oosterom (1996).

Voor de periode 1948-1993 zijn in het model de instellingen en gegevens gebruikt uit de Bergambachtstudie. Voor de periode daarna (1994-1998) zijn dezelfde instellingen gehanteerd, maar is de samenstelling van het rundvee en overig vee gewijzigd volgens de informatie uit het gebied voor 1995 (CBS-gegevens gemeenten van 1995; tabel 2). De op deze wijze met NPK_GRAS berekende NPK-giften voor 1995 staan aangegeven in tabel 3.

Tabel 2 Samenstelling van het vee in Bergambacht in 1995 (bron: CBS)

Diertype		Aantal dieren per ha
Rundvee	Melkkoeien	1,42
	Pinken	0,46
	Kalveren	0,40
	Zoogkoeien	<0,08
	Meststieren	0,05
	Vleeskalveren	0,14
Overig vee	Mestvarkens	2,84
	Zeugen	0,07

Tabel 3 Toegediende hoeveelheden stikstof, fosfor en kalium in kunstmest en organische mest op grasland in Bergambacht in 1995, berekend met NPK_GRAS

Mestvorm	Stikstof (kg N ha ⁻¹ j ⁻¹)	Fosfor (kg P ha ⁻¹ j ⁻¹)	Kalium (kg K ha ⁻¹ j ⁻¹)
Kunstmest ¹⁾	150	1	0
Organische mest ²⁾	253	34	273
Totale mestgift	403	35	273
Effectief deel organische mest	93	34	273
Totaal effectief	243	35	273

¹⁾ 100% effectief

²⁾ zonder aftrek van vervluchtiging van ammoniak tijdens toediening

In figuur 7 zijn de ruimtelijke verdelingen gegeven van de kunstmestgiften en van de organischemestgiften zonder aftrek van ammoniakvervluchtiging tijdens toediening, zoals geïnventariseerd voor de bedrijven in Bergambacht voor 1995. De met NPK_GRAS berekende gemiddelde waarden voor stikstof uit tabel 3 komen goed overeen met de gemiddelde waarden die volgen uit deze ruimtelijke verdelingen. Op

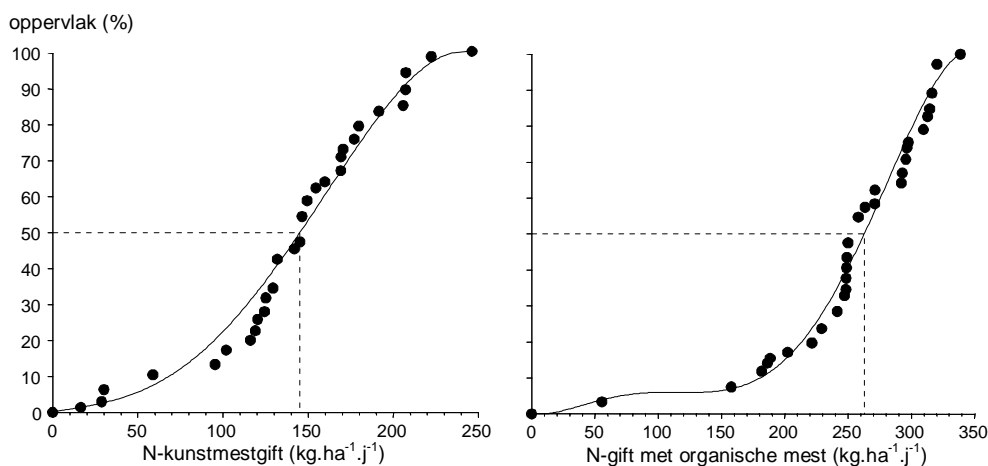


Fig 7 Cumulatieve ruimtelijke frequentieverdeling van de werkelijk toegediende hoeveelheden stikstofbemesting ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) op grasland in 1995 in Bergambacht, als kunstmest (links) en organische mest zonder aftrek van vervluchtiging van ammoniak tijdens toediening (rechts). Punten zijn bedrijfsgegevens, getrokken lijnen zijn gefitte curven. De gestippelde lijnen geven de 50-percentielwaarde als schatting voor de gemiddelde N-gift; voor kunstmest bedraagt deze $145 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en voor organische mest $263 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$.

grond hiervan is verondersteld dat NPK_GRAS redelijk goed in staat is de mestgiften in te schatten, en dat de uitkomsten van NPK_GRAS voor de bemestingshistorie (1948-1994), zoals die zijn gehanteerd in de Bergambachtstudie, daarom eveneens redelijk zijn ingeschat en dus ook bruikbaar zijn voor deze studie. Verder is aangenomen dat de mestgiften van 1995 eveneens gelden voor de periode 1996-1998. Voor deze jaren waren geen exacte CBS-gegevens bekend over de veebezetting. Wel was bekend uit informatie over het gebied dat de melkquota in deze jaren weinig verschilden van die van 1995. Daarom is aangenomen dat de veebezetting en daarmee de mestgiften in deze periode dezelfde zijn als in 1995. Tabel 4 geeft de berekeningsresultaten van NPK_GRAS weer voor de gehele gesimuleerde periode als hoeveelheden N en P in kunstmest en organische mest die in ANIMO zijn ingevoerd. Hierbij is de vervluchtiging van ammoniak tijdens mestaanwending in mindering gebracht op de organische stikstofbemesting.

Tabel 4 Toedieningen in ANIMO van stikstof- en fosforbemestingsvormen op grasland in Bergambacht in de periode 1948-1998 (berekend met NPK_GRAS)

Periode	Stikstofbemesting ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$)			Fosforbemesting ($\text{kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$)		
	organisch ¹⁾	kunstmest	totaal	organisch ²⁾	kunstmest	totaal
1948-1954	157	68	225	28	0	28
1955-1964	185	68	253	35	0	35
1965-1969	180	95	275	35	0	35
1970-1974	242	177	419	43	0	43
1975-1979	314	278	592	52	5	57
1980-1984	335	301	636	56	6	62
1985-1989	346	338	684	52	17	69
1990-1993	236	211	447	40	1	41
1994-1998	232	150	382	34	1	35

¹⁾ stal- en weidemest, na aftrek van vervluchtiging van ammoniak tijdens aanwending (1948-1967 17,5%, 1968-1993 20,5% en 1994-1998 8,5% van totale organische N-mestgift)

²⁾ stal- en weidemest

Vervluchtiging van ammoniak uit de organische mest is afhankelijk van de wijze van toediening die in de loop van de gesimuleerde periode steeds is veranderd (gegevens van de landelijke WSV-studie; Boers et al., 1997). Tot 1967 werd vaste stalmest oppervlakkig aangewend, waarbij 40% van de ammoniak in de mest vervluchtigde. Vanaf 1968 wordt drijfmest gebruikt die tot 1993 oppervlakkig werd aangewend, waardoor 50% van de ammoniak vervluchtigde. Sinds 1994 wordt de drijfmest geïnjecteerd wat een aanzienlijke reductie van de ammoniakvervluchtiging tot gevolg heeft gehad tot 12% van de ammoniak in de mest. Van de ammoniak in weidemest vervluchtigt gemiddeld 26%, een waarde die voor de gehele gesimuleerde periode is gehanteerd. Afhankelijk van de verhouding tussen de toediening van N met stal- en weidemest (ca. 2:1) en van het aandeel NH₃-N (ca. 50%) in de totale organische mest-N resulteren deze vervluchtigingspercentages in een N-vervluchtiging van 17,5% van de totale organische N-mestgift in 1948-1967, van 20,5% in 1968-1993 en van 8,5% in 1994-1998.

De verdeling over het jaar van de toedieningen van de verschillende mestvormen is overgenomen van de Bergambachtstudie (Hendriks et al., 1994).

3.2 Rozendaal

Voor de oppervlaktewaterberekeningen van proefgebied Rozendaal is het gehele bemalingsgebied De Keulevaart meegenomen in de bodemberekeningen (zie 2.2). Het areaal landbouwgronden in dit bemalingsgebied - circa 3.136 ha groot - bedraagt 2.646 ha. Het overgrote deel van de landbouwgronden (>98%) bestaat uit graslandpercelen (tabel 5). Omdat het areaal aan overig grondgebruik dermate laag is, is aangenomen dat het gehele areaal aan landbouwgrond in De Keulevaart grasland is. In polder Rozendaal is deze aanname nog meer gerechtvaardigd (zie 2.2). In de ANIMO-berekeningen is daarom het gehele landbouwgebied van De Keulevaart en Rozendaal doorgerekend met grasland als grondgebruiksvorm.

Tabel 5 Grondgebruiksverdeling van de landbouwgronden in De Keulevaart (bron: LGN3; De Wit et al., 1999)

Grondgebruiksvorm	Areaal (ha)	Areaal (%)
Gras	2.605	98,45
Maïs	36	1,36
Bieten	1	0,04
Overige gewassen	4	0,15
<i>Totaal</i>	2.646	100,00

Voor De Keulevaart (en Rozendaal) zijn door het LEI voor grondgebruiksvorm grasland de bemestingsniveaus voor 1995 vastgesteld (Hogeveen en Leneman, 2000). Hierbij is dezelfde methodiek gehanteerd als bij De Vier Noorderkoggen (3.3). De basisgegevens die als representatief zijn gesteld voor De Keulevaart (en Rozendaal) zijn afkomstig van het LEI-district 'Hollands en Utrechts weidegebied'. Voor de periode vóór 1995 (1950-1994) zijn de bemestingsniveaus voor grasland afgeleid uit de trend die in de WSV-studie (Boers et al., 1997) is gebruikt voor grasland in de

regio Zuid-Holland. Evenals bij Bergambacht (3.1) en om dezelfde redenen is voor de periode 1996-1998 aangenomen dat de mestgiften gelijk zijn aan die van 1995.

Tabel 6 geeft voor de gehele gesimuleerde periode de hoeveelheden N en P in kunstmest en in organische mest minus vervluchting van ammoniak tijdens mestaanwending, die in ANIMO als invoer zijn gebruikt. Voor de ammoniakvervluchting zijn dezelfde percentages uit de WSV-studie gebruikt als genoemd onder Bergambacht. Dit resulteert in een N-vervluchting van 20,5% van de totale organische N-mestgift in 1950-1993 en van 8,5% in 1994-1998. De verdeling over het jaar van de toedieningen van de verschillende mestvormen is overgenomen van de WSV-studie.

Tabel 6 Toedieningen in ANIMO van stikstof- en fosforbestedingsvormen op grasland in De Keulevaart en Rozendaal in de periode 1950-1998. Voor de jaren tussen elk paar van 'trendjaren' moet lineair worden geïnterpoleerd tussen deze 'trendjaren'.

Trendjaar / Periode	Stikstofbesteding (kg N ha ⁻¹ j ⁻¹)			Fosforbesteding (kg P ha ⁻¹ j ⁻¹)		
	organisch ¹⁾	kunstmest	totaal	organisch ²⁾	kunstmest	totaal
1950	136	24	160	17	7	24
1975	303	218	521	37	16	53
1985	393	294	687	69	20	89
1990	308	192	500	36	16	52
1994-1998	351	185	536	43	16	59

¹⁾ stal- en weidemest, na aftrek van vervluchting van ammoniak tijdens aanwending (1950-1993 20,5% en 1994-1998 8,5% van totale organische N-mestgift)

²⁾ stal- en weidemest

3.3 De Vier Noorderkoggen

Polder De Vier Noorderkoggen is als volgt onderverdeeld (zie 2.3):

- 1) Het noordoostelijk deel (1.534 ha) is het eigenlijke proefgebied. In dit gebied is het oppervlaktewater bemonsterd. Het hoofdwaterlopenstelsel en het landoppervlak van dit deel zijn geschematiseerd voor de modelberekeningen;
- 2) Het westelijk deel, waarvan de afwatering op het IJsselmeer verloopt via het proefgebied. Dit deel (5.442 ha) is in twee delen aan de schematisatie toegevoegd, om de aanvoer van water- en stoffen via het oppervlaktewater ter hoogte van de westelijke rand van het proefgebied te berekenen (zie 5.1.3);
- 3) Het zuidelijk-oostelijk deel (5.010 ha), dat gedeeltelijk vanuit het proefgebied van water wordt voorzien. Dit deel wordt niet expliciet meegenomen in de modelberekeningen en blijft daarom in de volgende bespreking buiten beschouwing.

De gegevens over het grondgebruik dateren van 1997 (bron: LGN3; De Wit et al., 1999). In tabel 7 zijn van een aantal grondgebruiksvormen de absolute en relatieve arealen in het proefgebied en de westelijke gebieden gegeven. Het agrarisch grondgebruik beslaat 70% van het proefgebied. In 31 van de 45 onderscheiden rekeneenheden (clusters; zie 5.1) komen zowel grasland als een of meer van de overige vormen van agrarisch grondgebruik voor (zie 5.1.3). In drie clusters komt geen agrarisch grondgebruik voor. Deze zijn doorgerekend met gebruiksvorm 'natuur'

waaraan géén mest wordt toegediend. In de westelijke gebieden is het grondgebruik minder gevarieerd: het agrarisch grondgebruik beslaat hier 86% van de oppervlakte.

Tabel 7 Grondgebruiksverdeling van de landbouwgronden in proefgebied De Vier Noorderkoggen en de aangrenzende westelijke gebieden (bron: LGN3; De Wit et al., 1999)

Grondgebruiksvorm	Proefgebied		Westelijke gebieden	
	Areaal (ha)	Areaal (%)	Areaal (ha)	Areaal (%)
Gras	603	56,1	3.936	84,1
Mais	15	1,4	51	1,1
Aardappelen	46	4,3	51	1,1
Bieten	15	1,4	28	0,6
Granen	15	1,4	51	1,1
Overige gewassen	263	24,5	159	3,4
Glastuinbouw	8	0,7	28	0,6
Boomgaard	15	1,4	109	2,3
Bollen	93	8,6	267	5,7
<i>Totaal</i>	1.074	100,0	4.681	100,0

Er zijn twee agrarische gewastypen gedefinieerd waarmee de relevante clusters zijn doorgerekend (zie 5.1.3): grasland en alle overige vormen van agrarisch grondgebruik, in het vervolg aangeduid als ‘bouwland’. Voor beide gewastypen zijn afzonderlijke gewasparameters gebruikt, waarbij de parameters voor bouwland een gemiddelde zijn voor alle vormen van ‘niet-grasland’. De belangrijkste reden voor deze vereenvoudiging was om het aantal rekeneenheden te beperken.

Door het LEI zijn bemestingniveaus vastgesteld voor alle vormen van agrarisch grondgebruik die in het gebied voorkomen voor het jaar 1995 (Hogeveen en Leneman, 2000). Voor de periode daarvoor (1950-1994) zijn de toegediende hoeveelheden vervolgens afgeleid uit de trend die in de WSV-studie (Boers et al., 1997) is gebruikt voor grasland en bouwland in de regio Noord-Holland.

Voor grasland is de bemesting in het jaar 1995 berekend uit gegevens over de hoeveelheid en samenstelling van dierlijke mestsoorten en weidemest (LEI-district ‘Noord-Noord-Holland’). Voor de periode 1950–1994 zijn de toegediende hoeveelheden stikstof en fosfor berekend met het Stofstromenmodel (Noij et al., 1997). Hierbij is gebruik gemaakt van historische gegevens over de omvang en de samenstelling van de veestapel (CBS-meitelling, CBS). De stikstofkunstmestgift is gelijk aan het verschil tussen de gewasbehoefte en de hoeveelheid effectieve stikstof in de toegediende organische mest (berekend met het Stofstromenmodel). De fosfaatkunstmestgift is het verschil tussen de gewasbehoefte en de hoeveelheid fosfor in de toegediende organische mest. Ook hier zijn net als bij bij Bergambacht en Rozendaal, en om dezelfde redenen de mestgiften voor de periode 1996-1998 gelijk genomen aan die van 1995.

Tabel 8 geeft voor de gehele gesimuleerde periode de hoeveelheden N en P in kunstmest en organische mest minus vervluchting van ammoniak tijdens mestaanwending, die in ANIMO als invoer zijn gebruikt. Voor de

ammoniakvervluchtiging zijn dezelfde percentages uit de WSV-studie gebruikt als genoemd onder Bergambacht. Dit resulteert in een N-vervluchtiging van 20,5% van de totale organische N-mestgift in 1950-1993 en van 8,5% in 1994-1998.

Tabel 8 Toedieningen in ANIMO van stikstof- en fosforbestedingsvormen op grasland in proefgebied De Vier Noorderkoggen en de westelijke gebieden in de periode 1950-1998

Periode	Stikstofbesteding (kg N ha ⁻¹ j ⁻¹)			Fosforbesteding (kg P ha ⁻¹ j ⁻¹)		
	organisch ¹⁾	kunstmest	totaal	organisch ²⁾	kunstmest	totaal
1950-1954	94	44	138	19	0	19
1955-1969	129	128	257	27	0	27
1970-1979	165	212	377	34	0	34
1980-1989	256	354	610	50	35	85
1990-1994	204	275	479	42	13	55
1995-1998	253	243	496	39	16	55

¹⁾ stal- en weidemest, na aftrek van vervluchtiging van ammoniak tijdens aanwending (1950-1993 20,5% en 1994-1998 8,5% van totale organische N-mestgift)

²⁾ stal- en weidemest

Voor bouwland is de bemesting op een vergelijkbare manier berekend als voor grasland. Voor de modeltoepassing zijn echter de bemestingsniveaus van de verschillende bouwlandgrondgebruiksvormen gemiddeld op basis van hun voorkomen. Tabel 9 geeft voor de gehele gesimuleerde periode de ANIMO-invoer als hoeveelheden N en P in kunstmest en organische mest minus vervluchtiging van ammoniak tijdens mestaanwending. Voor de ammoniakvervluchtiging zijn percentages uit de WSV-studie gebruikt. Deze bedragen 50% van de ammoniak in de organische mest voor de periode 1950-1993 en 16% voor de periode 1994-1998. Dit resulteert in een N-vervluchtiging van 25% van de totale organische N-mestgift in 1950-1993 en van 8% in 1994-1998. De verdeling over het jaar van de mesttoedieningen is overgenomen van de WSV-studie (Boers et al., 1997).

Tabel 9 Toedieningen in ANIMO van stikstof- en fosforbestedingsvormen op bouwland in proefgebied De Vier Noorderkoggen en de westelijke gebieden in de periode 1950-1998

Periode	Stikstofbesteding (kg N ha ⁻¹ j ⁻¹)			Fosforbesteding (kg P ha ⁻¹ j ⁻¹)		
	organisch ¹⁾	kunstmest	totaal	organisch ²⁾	kunstmest	totaal
1950-1954	37	66	103	13	47	60
1955-1969	49	100	149	18	51	69
1970-1979	64	134	198	23	56	79
1980-1989	101	138	239	34	31	65
1990-1994	78	132	210	28	31	59
1995-1998	118	117	235	26	28	54

¹⁾ stalmest, na aftrek van vervluchtiging van ammoniak tijdens aanwending (1950-1993 25% en 1994-1998 8% van totale organische N-mestgift)

²⁾ stalmest

3.4 De Putten

Proefgebied polder De Putten - circa 350 ha groot - bestaat voor ongeveer 97% (340 ha) uit graslandpercelen, waarvan 13% (44 ha) in eigendom is van SBB als beheers-

gronden. In de ANIMO-berekeningen is daarom het gehele rurale gebied van De Putten doorgerkend met grasland als grondgebruiksvorm. Het gebied is een typisch rundveehouderijgebied. Varkenshouderij komt niet voor. Volgens de CBS-gegevens zijn er op gemeentelijk niveau 0,09 zeug per ha en 0,16 mestvarken per ha aanwezig. Ook in het verleden speelde de varkenshouderij geen rol van betekenis voor de economie.

In het gebied zijn twee veehouders geïnterviewd met een gezamenlijke bedrijfs-grootte van 95 ha. Beide bedrijven hebben al hun percelen in de polder liggen. In de bedrijfsvoering zijn de verschillen gering, mede doordat het alleen om melkveehouderijbedrijven gaat. De twee bedrijven zijn geselecteerd door DLV-Sneek en worden representatief geacht voor de gehele polder.

Tabel 10 geeft de hoogte van de N- en P-bemesting weer zoals die in ANIMO is ingevoerd voor de gehele gesimuleerde periode. Hierbij zijn de kunstmestgegevens direct afkomstig van de veehouders en de organische mestgegevens berekend met NPK_GRAS (Oosterom, 1996) en getoetst bij de veehouders. De organische N- en P-mestgiften voor de beheersgebieden bestaan uit stal- en weidemest in dezelfde verhouding (2:1) als bij de landbouwgebieden. Op de organische N-mestgiften is de vervluchtiging van ammoniak tijdens mestaanwending in mindering gebracht. Deze N-vervluchtiging bedraagt op basis van dezelfde vervluchtigingspercentages uit de WSV-studie als genoemd onder Bergambacht 20,5% van de totale organische N-mestgift in 1950-1993. De vervluchtiging vanuit drijfmest is vanaf 1994 miniem door het toepassen van een toevoeging, Euromestmix, aan de drijfmest, waardoor de ammoniak gebonden blijft tot de mest in de bodem is 'gerijpt'. De N-vervluchtiging in de periode 1994-1998 is daarom gelijk aan de vervluchtiging uit weidemest en bedraagt 4,5% van de totale organische N-mestgift.

Tabel 10 Aantal melkkoeien en bijbehorende melkgiften, en toedieningen in ANIMO van stikstof- en fosforbestedingsvormen op grasland in proefgebied De Putten in de periode 1950-1998

Periode	Melkkoe per ha ¹⁾	Melkgift ¹⁾ (t ha ⁻¹)	Stikstofbemesting (kg N ha ⁻¹ j ⁻¹)			Fosforbemest. (kg P ha ⁻¹ j ⁻¹)		
			organ. ²⁾	kunstm. ¹⁾	totaal	organ. ³⁾	kunstm. ¹⁾	totaal
1950-1954	0,57	2109	52	0	52	8	1	9
1955-1964	0,85	3655	83	50	133	12	3	15
1965-1969	0,85	3655	152	117	269	22	5	27
1970-1979	0,85	3655	223	183	406	32	6	38
1980-1989	2,2	11000	294	340	634	37	7	44
1990-1993	1,7	11000	247/62 ⁴⁾	285/0	532/62	33/8	18/0	51/8
1994-1994	1,7	11000	284/62	202/0	486/62	31/8	17/0	48/8
1995-1998	1,55	11000	248/62	196/0	444/62	30/8	9/0	39/8

¹⁾ informatie van de geïnterviewde veehouders

²⁾ berekening met NPK_GRAS; stal- en weidemest, na aftrek van vervluchtiging van ammoniak tijdens aanwending (1950-1993 20,5% en 1994-1998 4,5% van totale organische N-mestgift)

³⁾ berekening met NPK_GRAS; stal- en weidemest

⁴⁾ 247/62: landbouw/ beheersgebied. Vanaf 1990 is 13% van de weidegrond in beheer bij Staatsbosbeheer

De verdeling over het jaar van de toedieningen van de verschillende mestvormen is overgenomen van de WSV-studie (Boers et al., 1997).

4 Modelinstrumentarium

4.1 Modellenketen en modelkoppeling

In het project 'Een modelinstrumentarium voor nutriëntendynamiek in (stroom)-gebieden; Toetsing in vier proefgebieden' is een modelinstrumentarium opgezet en toegepast voor het berekenen van de effecten van diffuse nutriëntenbelasting op de waterkwaliteit, in biotische en abiotische zin, van waterloop- en slootssystemen in Laag Nederland. In deze watersystemen vormt de diffuse nutriëntenbelasting dé of één van de belangrijkste bron(nen) van nutriënten. Het opgezette instrumentarium is in staat de kwantiteits- en kwaliteitsprocessen van de twee relevante compartimenten bodem en oppervlaktewater in hun onderlinge samenhang door te rekenen. De processen in de bodem bepalen de diffuse water- en nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater, terwijl de processen in het oppervlaktewater de waterbeweging en de abiotische en biotische kwaliteit van het oppervlaktewater bepalen. De diffuse water- en nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater zijn hierbij de processen die beide compartimenten verbinden.

Het modelinstrumentarium bestaat uit vijf bestaande modellen die zijn gekoppeld tot een modellenketen. Het betreft de modellen (zie fig. 1 en 8):

Bodem:

1. kwantiteit: SWAP_{cr}: waterhuishouding;
2. kwaliteit: ANIMO: nutriëntenuitspoeling;

Oppervlaktewater:

3. kwantiteit: DUFLOW: waterbalans en -beweging;
4. kwaliteit: PCDitch: nutriëntenconcentraties en ecologie;
5. kwaliteit: NUSWA : nutriëntenconcentraties.

De modellen zijn op afstand gekoppeld, wat wil zeggen dat de individuele modellen los van elkaar worden gedraaid waarna relevante uitvoer wordt doorgegeven aan het volgende model in sequentie. Hiervoor is het noodzakelijk dat de relevante uitvoer van het eerste model wordt omgezet in standaardinvoer voor het tweede model. Dit gebeurt met conversieprogramma's en voor de regionale koppeling van de bodemmodellen met de schil GONAT rond ANIMO. De sequentie van en de onderlinge relaties tussen de modellen, en de plaats van de conversieprogramma's hierin worden weergegeven in figuur 8. Tevens is in deze figuur het deel van het modelinstrumentarium aangegeven dat in dit rapport wordt beschreven.

Alleen de modellen DUFLOW en PCDitch zijn niet op afstand gekoppeld, maar PCDitch is in DUFLOW opgenomen, zodat oppervlaktewaterkwantiteit en -kwaliteit simultaan kunnen worden berekend. Wat overigens niet inhoudt dat er een terugkoppeling is tussen kwaliteit en kwantiteit in DUFLOW/PCDitch: kwaliteitsprocessen beïnvloeden de kwantiteit niet; alleen het omgekeerde is het geval.

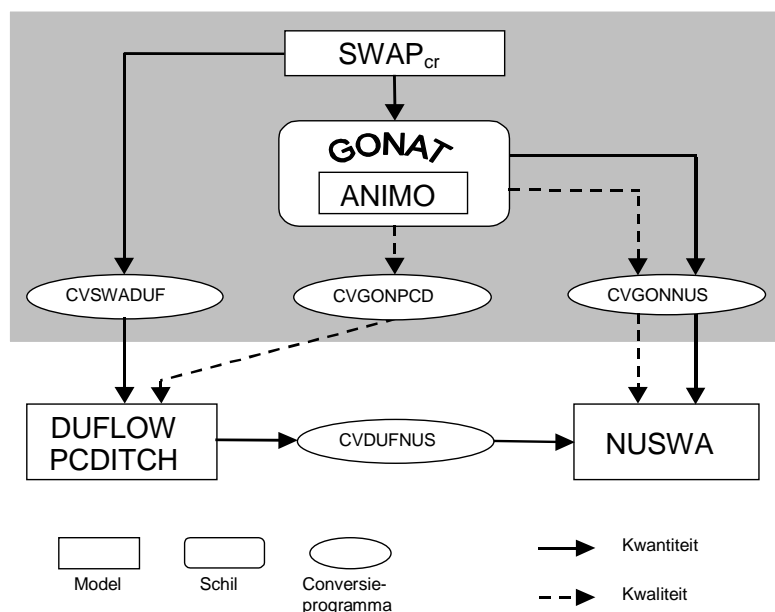


Fig. 8 Het modelinstrumentarium van het project 'Een modelinstrumentarium voor nutriëntendynamiek in (stroom)gebieden; Toetsing in vier proefgebieden', als de keten van modellen gekoppeld door een modelschil en conversieprogramma's. Het grijze blok markeert het bodemdeel van het project, waarover hier wordt gerapporteerd.

Koppeling op afstand in de modellenketen betekent dat in de berekeningen kwaliteit altijd volgend is op kwantiteit en het oppervlaktewater altijd volgend op de bodem (zie fig. 1 en 8). Daarmee wordt de dominante richting waarin de deelsystemen elkaar in werkelijkheid beïnvloeden correct beschreven. In werkelijkheid is beïnvloeding in omgekeerde richting echter ook aanwezig. Kwaliteit beïnvloedt kwantiteit doordat de nutriëntenhuishouding mede de gewasopname en daarmee de gewasproductie bepaalt, wat van invloed is op de waterhuishouding via de gewasverdamping. Voor de beschouwde watersystemen is deze invloed niet groot en de fout van deze 'enrichtingsverkeerbenadering' gering: voor de beschouwde landbouwbodems zijn nutriënten nauwelijks beperkend voor de gewasproductie, en in het oppervlaktewater zijn de toevoer en berging van water zo groot dat een fout in de vegetatieverdamping verwaarloosbaar klein is.

Belangrijker is de beperking die de rekenvolgorde oplegt aan de terugkoppeling van oppervlaktewater naar bodem. Dit betekent dat voor de twee bodemmodellen vóóraf aannamen moeten worden gedaan over de waarden van invoergegevens die áchteraf door de oppervlaktewatermodellen worden berekend. Voor de kwantiteit gaat het hierbij om de oppervlaktewaterpeilen: het bodemmodel SWAP_{cr} heeft deze grootte nodig voor de berekening van drainage/infiltratie en kwel/wegzijing; DUFLOW berekent deze peilen na gevoed te zijn met onder andere uitvoer van SWAP_{cr}. Voor het bodemmodel voor de kwaliteit ANIMO zijn dat de nutriëntconcentraties in het oppervlaktewater dat infiltreert in de bodem; deze worden berekend door DUFLOW/PCDitch of NUSWA onder invloed van de nutriëntenuitspoeling berekend door ANIMO. Voor beide grootheden kunnen over het algemeen voldoende betrouwbare schattingen worden gemaakt, zodat deze beperking tot slechts geringe fouten leidt, of zelfs het voordeel biedt dat werkelijke, gemeten waarden kunnen

worden gebruikt. In deze studie zijn voor de peilen meetgegevens en streefpeilen gebruikt, en voor de concentraties in het oppervlaktewater gemeten waarden.

4.2 Modelbeschrijving

Deze paragraaf beperkt zich tot de beschrijving van de modellen die relevant zijn voor het bodemdeel van de studie: de bodemmodellen SWAP_{cr} en ANIMO. De oppervlaktewatermodellen worden beschreven in de rapportage over het oppervlaktewaterdeel van de studie.

Beide bodemmodellen zijn eendimensionale modellen: ze beschrijven het transport van respectievelijk water en nutriënten in een verticale bodemkolom voor een eenheid van oppervlakte. Voor de stroming en uitspoeling naar het oppervlaktewater kennen de modellen een pseudo-tweedimensionale benadering. Op deze wijze wordt een goede benadering van de verblijftijd bij lateraal transport naar de drainage-middelen verkregen, wat cruciaal is voor een correcte modellering van nutriënten-transport naar het oppervlaktewater (zie Groenendijk & Kroes, 1999, par. 2.1).

Berekeningen met de (combinatie van de) modellen gelden daarom voor een in de horizontale dimensie homogeen vlak op de lokale schaal. Voor toepassing voor een gebied op regionale schaal dient dit gebied te worden geschematiseerd in vlakken of rekenenheden die uniform zijn voor de bepalende eigenschappen. Deze schematisatie wordt per proefgebied behandeld in hoofdstuk 5, waarin ook de gebiedsspecifieke modelinvoer wordt besproken.

4.2.1 SWAP_{cr}

De gebruikelijke procedure bij Alterra voor het uitvoeren van modelstudies naar nutriëntenuitspoeling op lokale schaal of tot lokale schaal geschematiseerde regionale schaal is om ANIMO door te rekenen op basis van hydrologische invoer die is berekend met het model SWAP. Dit was ook de intentie voor deze studie. In het verleden was echter ervaring opgedaan met de combinatie FLOCR/ANIMO voor vergelijkbare studies als de hier gerapporteerde (modelstudie Bergambacht; Hendriks et al., 1994; Drent et al., 1997) en voor vergelijkbare veenweidegebieden als die uit deze studie (Hendriks, 1993; Hendriks, 1997a).

FLOCR is vergelijkbaar met SWAP, maar bezat bij aanvang van de modelstudie begin 1999 ten opzichte van SWAP een aantal extra functionaliteiten die relevant zijn voor de situaties van de vier proefgebieden, waarin klei- en veenbodems de meest voorkomende bodemtypen zijn:

- 1) FLOCR berekent zwel en krimp van de klei- of veenbodem en de scheuren die daarbij ontstaan, en preferent transport van water door die scheuren en door andere macroporiën. De in 1999 beschikbare versie van SWAP (versie 2.0) doet dat ook maar minder geavanceerd en bovendien niet voor veen. Verder kent

- FLOCR wél en SWAP 2.0 niet een koppeling met een ANIMO-versie die geschikt is voor preferent transport van nutriënten;
- 2) FLOCR bevat twee pseudo-regionale componenten die van belang zijn voor veenweidegebieden als Bergambacht met een groot aandeel aan oppervlaktewater, en stedelijke kernen die in verbinding staan met het oppervlaktewaterstelsel:
 - a) het model berekent kwel direct op het oppervlaktewater;
 - b) het maakt voor stedelijk gebied een schatting van piekafvoeren in de vorm van riooloverstorten bij hevige regenbuien met grote neerslagintensiteit.

De intentie was deze functionaliteiten in te bouwen in SWAP versie 2.0 (Van Dam et al., 1997). Om de studie niet te vertragen, is besloten de berekeningen te beginnen met de gereedliggende FLOCR/ANIMO-combinatie. Om aan te sluiten bij de gangbare procedure en om alvast een voorschot te nemen op de verwachte toekomst is FLOCR hierbij SWAP_{cr} genoemd. Het is echter niet gelukt om gedurende de studie SWAP op de gewenste wijze aan te passen. De gehele studie is daarom uitgevoerd met FLOCR. Om verwarring naar buiten toe te voorkomen is de naam 'SWAP_{cr}' gehandhaafd. 'SWAP_{cr}' is in deze modelstudie daarom een synoniem van 'FLOCR'.

Beschrijving

Het computermodel SWAP_{cr} alias FLOCR (Oostindie & Bronswijk, 1992) is een mechanistisch eendimensionaal hydrologisch model voor het dynamisch simuleren van de waterbalans en de stroming van water door de onverzadigde zone en door krimp-scheuren van zwellende en krimpende (klei)bodems, onder invloed van neerslag, verdamping, kwel en wegzijging, en drainage naar en infiltratie vanuit ontwateringsmiddelen. Het model is aangepast en gekoppeld aan ANIMO voor het berekenen van de water- en nutriëntenhuishouding van veenweidegebieden (Hendriks, 1993), en uitgebreid met de extra pseudo-regionale componenten voor de modelstudie Bergambacht (Hendriks et al., 1994). In de hier beschreven studie is de laatste versie 3.0 gebruikt die vooral is verbeterd voor toepassing voor macroporeuze kleigronden (Hendriks et al., 1999). Voor een meer gedetailleerde beschrijving van FLOCR wordt verwezen naar Aanhangel 1.1.

De kern van FLOCR 3.0, de beschrijving van de verticale stroming in de onverzadigde zone onder invloed van de relevante randvoorwaarden, is vergelijkbaar met die van SWAP 2.0, hoewel een andere numerieke oplossingsmethode wordt gebruikt. Ook de randvoorwaarden zijn sterk vergelijkbaar:

- de bovenrand in de vorm van gewas- en bodemverdamping (evapotranspiratie) is afkomstig van een vroegere versie van SWAP: SWAP 1993 (Work Group Swap, 1994); voor de neerslag is naast de hoeveelheid ook de duur van belang voor de correcte berekening van preferent transport, wat vergelijkbaar is met een optie van SWAP;
- voor de onderrand is in deze studie de fluxrandvoorwaarde gebruikt, die SWAP ook kent. Hierbij wordt de onderrandflux (kwel/wegzijging) berekend uit het potentiaalverschil tussen freatische grondwaterspiegel en potentiaal van het diepere grondwater;
- de laterale rand in de vorm van drainage naar ontwateringsmiddelen is gebaseerd op de drainagetheorie van Ernst en is vergelijkbaar met opties in SWAP.

Het belang van FLOCR voor deze studie is dat het model rekening houdt met zwellen en krimpen van de klei- en veenbodem, en de scheuren die daarbij ontstaan. Hierdoor kan preferent transport en snelle drainage via krimp-scheuren worden berekend, als basis voor de berekening van de uitspoeling van nutriënten via krimp-scheuren met ANIMO. Daarnaast is het van belang voor een correcte beschrijving van de water- en de nutriëntenhuishouding van krimpende bodems dat zwel en krimp van de bodemmatrix in de berekeningen worden betrokken, omdat een krimpende bodemmatrix vochtiger blijft dan een rigide (zie verder 4.2.2).

In de modelstudie Bergambacht (Hendriks et al., 1994) is een functionaliteit in FLOCR ingebouwd voor de berekening van 'kwel direct op het oppervlaktewater'. Deze kwel (of wegzijging) komt tot stand door een potentiaalverschil tussen oppervlaktewaterpeil en stijghoogte van het diepere grondwater. De kwel onder het bodemoppervlak, de 'normale kwel' in FLOCR, wordt berekend uit het potentiaalverschil tussen de grondwaterspiegel en de stijghoogte van het diepere grondwater. Oppervlaktewaterpeil en grondwaterspiegel kunnen in poldergebieden wezenlijk verschillen. Daarom is het voor veenweidegebieden als Bergambacht, waarvan een substantieel deel van de oppervlakte uit oppervlaktewater bestaat, relevant deze beide kweltermen apart te berekenen. In FLOCR gebeurt dat met één extra invoerparameter: het % oppervlaktewater. Voor ANIMO en DUFLOW worden in FLOCR beide termen samengevoegd tot één kwelterm en wordt de drainageterm vermeerderd met de term 'kwel direct op het oppervlaktewater', zodat de waterbalans sluitend blijft.

Verder maakt FLOCR voor stedelijk gebied een schatting van piekafvoeren in de vorm van riooloverstorten bij hevige regenbuien met grote neerslagintensiteit. Hiertoe berekent het model het overstortingsdebiet met een bakmodel (quasi niet-stationair), op basis van het aandeel verhard oppervlak, de neerslag en potentiële verdamping, en gegevens over rioolberging en pompoevercapaciteit van het riool. Hierbij wordt aangenomen dat de maximale neerslagberging op verhard oppervlak 1 mm bedraagt (overgenomen van de waarden voor De Vier Noorderkoggen van Witteveen+Bos, 1999), en dat de maximale verdampingssnelheid vanaf verhard oppervlak $4,8 \text{ mm d}^{-1}$ is (afgeleid uit gegevens van Van de Ven en Voortman, 1985). Benodigde extra invoergegevens zijn: het % verhard oppervlak, de maximale rioolberging en de pompoevercapaciteit van het riool.

Modelinvoer

De invoergegevens voor SWAP_{cr} (FLOCR) kunnen in drie groepen worden onderverdeeld:

- 1) gegevens over de initiële toestand: voor alle toestandsvariabelen in het model zijn beginwaarden nodig om de berekeningen te kunnen starten;
- 2) modelparameters: invoergegevens die gedurende de modelberekeningen constant zijn en die de gemodelleerde processen sturen;
- 3) tijdsafhankelijke invoergegevens: deze betreffen randvoorwaarden die veranderen in de tijd.

Om initiële waarden voor toestandsvariabelen te verkrijgen, wordt een ‘aanlooperperiode’ doorgerekend. Omdat het systeem onder invloed van de randvoorwaarden zeer snel reageert, hoeft deze periode slechts kort te zijn (enkele rekenweken tot -maanden). Hierbij wordt initieel de grondwaterstand aan maaiveld gezet, zodat het gehele bodemprofiel verzadigd is, het matrixvolume maximaal is en het krimp-scheurvolumen nul is. Op deze wijze wordt een starttoestand verkregen met een ongekrompen bodemmatrix die als referentie dient voor de berekeningen. Het model berekent voor deze toestand de waarden van de toestandsvariabelen. Indien hydrologie voor een ‘historische run’ van ANIMO wordt gecreëerd (zie 4.2.2) dan vormt deze historische hydrologische run de aanlooperperiode. De waarden van de toestandsvariabelen aan het einde van deze run worden opgeslagen in een uitvoerfile en kunnen voor de eigenlijke berekeningen worden ingelezen als beginwaarden. Deze procedure kan ook worden gevolgd bij een ‘doorstart’ van berekeningen.

De belangrijkste invoergegevens van het model worden besproken in Oostindie & Bronswijk (1992). De additionele invoer die samenhangt met de specifieke aanpassingen zoals boven beschreven, wordt besproken in Hendriks & Oostindie (1997) en Hendriks et al. (1999). Zie ook Aanhangsel 1.1.

Modeluitvoer

De voor deze studie relevante uitvoer die SWAP_{cr} genereert per gekozen ANIMO-tijdstap (in deze studie: 1 dag) betreft:

- per modelcompartiment (voor de numerieke berekeningen is de verticale bodemkolom verdeeld in een aantal modelcompartimenten; zie ook 5.1, laatste alinea vóór 5.1.1): vochtgehalte, drukhoogte, fluxen tussen compartimenten onderling en tussen compartimenten en macroporiëdomeneinen, evapotranspiratiefluxen, fluxen naar verschillende drainagemiddelen zoals sloten en greppels), drainagefluxen uit scheuren, watervoorraad in macroporiën;
- grondwaterstand;
- fluxen voor bodemverdamping, oppervlakkige afstroming (runoff), kwel/wegzijging;
- verandering van het matrixvolume en daarmee samenhangend het scheurvolumen.

4.2.2 ANIMO

In deze studie is een versie van ANIMO gebruikt die vergelijkbaar is met de ANIMO die onderdeel uitmaakt van het consensusmodel STONE versie 2.0 (Kroon et al., 2001; Overbeek et al., 2001). STONE zelf is in deze studie niet ingezet vanwege verschillen in schaal zowel betreffende ruimte als tijd: deze studie betreft een regionale benadering met een schematisatie op fijnere schaal dan de schaal van de landelijke schematisatie van STONE; de typische situatie van de proefgebieden - klei/veengebieden met voorkomen van preferent transport - vraagt berekeningen op basis van een tijdstap van maximaal 1 dag, terwijl STONE rekent op decadebasis. Verschillen tussen deze STONE-versie en de gebruikte ANIMO zijn:

- 1) voor de berekening van de nutriëntenhuishouding en -uitspoeling van zwellende en krimpende klei- en veenbodems is:

- a) ANIMO aangepast met de functionaliteiten preferent transport en snelle drainage via macroporiën, en is een koppeling gemaakt met SWAP_{cr} (FLOCR 3.0) (Hendriks, 1993; Hendriks et al., 1999);
 - b) vastgehouden aan de zuurstofdiffusiebenadering, en daarmee samenhangend de denitrificatieberekening van ANIMO 3.5 (Groenendijk & Kroes, 1999), omdat deze beschrijving correcter is voor deze bodems;
- 2) de benadering van de gewasopname van de nieuwste STONE versie 2.0 is niet overgenomen, omdat deze te laat kwam voor deze studie. Deze nieuwe benadering betreft een betere inschatting van de totale gewasopname op jaarbasis, maar niet een andere procesbeschrijving. Omdat in deze studie de gewasopname van de vier proefgebieden voldoende betrouwbaar bekend was, heeft dit verschil geen nadelige gevolgen gehad voor de berekeningen van de nutriëntenuitspoeling.

Beschrijving

Het model ANIMO (Groenendijk & Kroes, 1999; Kroes & Roelsma, 1998) is een mechanistisch eendimensionaal simulatiemodel voor het dynamisch kwantificeren van de stikstof- en fosforhuishouding in gewas-bodem-watersystemen. Het model is sterk gericht op de beschrijving van de uitspoeling van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater onder invloed van bemesting. De basis van de ANIMO-berekeningen vormt de waterhuishouding. Voor de toepassing van het model dienen hydrologische gegevens te worden aangeleverd door een waterhuishoudingmodel als SWAP of SWAP_{cr}. Deze gegevens worden per tijdstap in de vorm van een sluitende waterbalans ingelezen. Voor een meer gedetailleerde beschrijving van ANIMO, zie Aanhangsel 1.2

Voor veengronden en klei-op-veengronden, zoals in de vier proefgebieden van deze studie, is het van belang dat de nutriëntenhuishouding in samenhang met de koolstofhuishouding wordt gesimuleerd. In deze gronden komen stikstof en fosfor in grote hoeveelheden voor in de organische vorm. In ANIMO vormt de koolstofhuishouding de basis van de berekening van de nutriëntenhuishouding, zodat de uit- en afspoeling van alle voor veengebieden belangrijke N- en P-componenten, inclusief opgelost organisch-N en organisch-P, kunnen worden gesimuleerd. Het grote belang van deze eigenschap van ANIMO voor veengronden is duidelijk aangetoond door Hendriks (1993).

Een andere eigenschap van het model dat het geschikt maakt voor berekening van de nutriëntenuitspoeling van de vier proefgebieden is de koppeling met SWAP_{cr}. In de eerste plaats vanwege de mogelijkheid die dat biedt voor het simuleren van preferente uitspoeling van nutriënten voor deze veen- en kleibodems. Daarnaast omdat hierdoor de effecten van zwel en krimp van de bodemmatrix in de berekeningen worden betrokken. Een krimpende bodemmatrix blijft vochtiger dan een rigide. Dit heeft grote gevolgen voor de zuurstofhuishouding van de bodemmatrix en de processen die daarmee samenhangen als afbraak en mineralisatie van organische stof, nitrificatie en denitrificatie (Hendriks, 1993). Met de toepassing van de modellencombinatie SWAP_{cr}(FLOCR)/ANIMO op veenweidepercelen, o.a. in de Alblasserwaard en de Krimpenerwaard, is uitgebreide ervaring opgedaan in eerder onderzoek (Hendriks, 1993; Hendriks et al., 1994).

Modelinvoer

De invoergegevens voor ANIMO kunnen net als die van SWAP_{cr} in drie groepen worden onderverdeeld: 1) initiële gegevens, 2) modelparameters en 3) tijdsafhankelijke invoergegevens.

In tegenstelling tot SWAP_{cr} is ANIMO wel voor een lange rekenperiode (tientallen tot honderden jaren) zeer gevoelig voor de initiële waarden van toestandsvariabelen als organischestofvoorraad in de bodem, concentraties van stikstof- en fosforcomponenten in bodemvocht, en bodemcomplexbezetting met fosfaat en ammonium. Daarom wordt met ANIMO een zogenaamde 'historische run' uitgevoerd: een aanlooperperiode van 40 tot 50 jaar wordt doorgerekend met de bemesting die, voorzover achterhaalbaar, feitelijk is toegediend in deze periode. Evenals bij SWAP_{cr} worden de waarden van de toestandsvariabelen aan het einde van deze run opgeslagen in een uitvoerfile en dienen deze als beginwaarden voor de volgende, feitelijke berekeningen. Deze procedure wordt ook gevolgd bij een 'doorstart' van berekeningen.

De invoer van ANIMO wordt besproken in Kroes & Roelsma (1998). Zie hiervoor ook Aanhangsel 1.2. Additionele invoer die samenhangt met de specifieke aanpassingen voor preferent transport in macroporeuze bodems, wordt besproken in Hendriks & Oostindie (1997) en Hendriks et al. (1999).

Modeluitvoer

De voor deze studie relevante uitvoer van het ANIMO bestaat in grote lijnen uit (zie ook Aanhangsel 1.2):

- vrachten van stoffen tussen modelcompartimenten onderling en tussen compartimenten en ontwateringsmiddelen in de vorm van termen van een sluitende balans voor een compartiment en voor het gehele bodemprofiel per tijdstap (1 dag). De stoffen betreffen o.a.: NO₃-N, NH₄-N, opgelost organisch-N, ortho-P en opgelost organisch-P.
- concentraties van bovengenoemde stoffen in het bodemvocht per modelcompartiment en per tijdstap.

4.3 Schil- en conversieprogramma's

Evenals de modelbeschrijving blijft de bespreking van de schil- en conversieprogramma's beperkt tot de programma's die relevant zijn voor het bodemdeel van de studie: de schil GONAT en de conversieprogramma's CVSWADUF, CVGONPCD en CVGONNUS (zie fig. 8). Het conversieprogramma CVDUFNUS wordt beschreven in de rapportage over het oppervlaktewaterdeel van de studie. Voor het automatisch runnen en afhandelen van in- en uitvoer van SWAP_{cr} is ook een eenvoudige schil geschreven. Vanwege het adhoc-karakter daarvan wordt die hier verder niet behandeld.

4.3.1 GONAT

GONAT is een schilprogramma dat is ontwikkeld om berekeningen met ANIMO op nationale schaal uit te voeren (Boogaard & Kroes, 1997). De structuur van het programma maakt het geschikt voor toepassing op regionale schaal. Daarom, en omdat het programma bij Alterra is ontwikkeld zodat de code beschikbaar en goed bekend was, is gekozen om GONAT in deze studie te gebruiken. Daarvoor was het nodig enkele relatief geringe veranderingen aan te brengen die vooral betrekking hadden op de in- en uitvoerafhandeling. De aangepaste GONAT is gebruikt voor manipulatie van in- en uitvoer van ANIMO op regionale schaal (zie verder Aanhangsel 1.3.1).

GONAT bezit een speciale functionaliteit die van groot belang is voor het doorrekenen van de veengebieden. Door de oxidatie van organisch materiaal van ontwaterd veen zakt het maaiveld voortdurend. In werkelijkheid wordt deze zakking ongeveer 1 keer per 5 tot 10 jaar gecompenseerd door het oppervlaktewaterpeil te verlagen, zodat de oorspronkelijke drooglegging behouden blijft. Hierdoor wordt steeds vers veen aangesneden dat weer kan worden geoxideerd en daardoor een nieuwe bron van nutriënten vormt. Om dit proces te simuleren wordt voor de veenplots na elke ANIMO-run de module PEATADDIT aangeroepen waarin het organischestofgehalte van elk modelcompartiment wordt teruggebracht naar het oorspronkelijke niveau door organische stof van het onderliggende compartiment naar boven te verplaatsen. Deze gecorrigeerde eindtoestand wordt als invoer gebruikt voor de volgende ANIMO-run in de tijdreeks, zodat elke run weer begint met dezelfde hoeveelheid organische stof per compartiment. In deze studie beslaat een ANIMO-run een rekenperiode van 4 tot 15 jaar, waardoor de tijdspanne van deze correctie van het organischestofgehalte overeenkomt met die van de peilaanpassing in de werkelijkheid.

4.3.2 Conversieprogramma's

De conversieprogramma's die tot het bodemdeel van de studie worden gerekend, zijn de drie programma's CVSWADUF, CVGONPCD en CVGONNUS die de uitvoer van de bodemmodellen converteren naar invoer voor de oppervlaktewatermodellen (zie fig. 8). De bodemmodellen zijn puntmodellen die relatieve uitvoer genereren per eenheid van oppervlakte en per tijdseenheid. De oppervlaktewatermodellen daarentegen, zijn netwerkmodellen die een gebied (stroom-, peil- of bemalingsgebied) met een bepaalde oppervlakte beschrijven en daarvoor absolute hoeveelheden water en stoffen per tijdseenheid als invoer nodig hebben. De belangrijkste functie van de bodemconversieprogramma's is dan ook het omzetten van de relatieve bodemuitvoer in absolute oppervlaktewaterinvoer.

Daarvoor is het nodig dat bodem- en oppervlaktewatermodellen met elkaar communiceren. Het verzorgen van de koppeling tussen de bodem- en oppervlaktewatermodellen is dan ook de andere belangrijke functie van de bodemconversieprogramma's. In de netwerkmodellen vindt de communicatie tussen oppervlaktewater-

stelsel en bodem plaats op het niveau van afwateringseenheden. In de gebiedsschematisatie worden deze eenheden ‘subgebieden’ genoemd. Voor de bodemberekeningen wordt het gebied opgedeeld in rekeneenheden die uit één of meer geclusterde subgebieden bestaan en die daarom ‘clusters’ worden genoemd (zie verder 5.1).

De hoofdfunctionaliteit van de bodemconversieprogramma’s is derhalve tweeledig:

- 1) het koppelen van de schematisatie van de bodemmodellen aan die van de netwerkmodellen. Meer concreet: de link leggen tussen elk subgebied en het bijbehorende cluster;
- 2) het genereren van oppervlaktewaterinvoer in absolute termen voor elk subgebied door de relatieve bodemuitvoer van het bijbehorende cluster te verrekenen met de oppervlakte van het subgebied.

Daarnaast bezitten deze conversieprogramma’s nog enkele extra functionaliteiten die van belang zijn voor het genereren van correcte invoer voor de netwerkmodellen (zie verder Aanhangsel 1.3).

Het programma CVSWADUF verzorgt de conversie van $SWAP_{cr}$ -uitvoer naar DUFLOW-invoer. Hoewel GONAT ook de juiste waterbalanstermen kan doorgeven, is gekozen voor de directe lijn: bodemkwantiteit → oppervlaktewaterkwantiteit. Voordeel hiervan is dat deze koppeling logischer en flexibeler is, omdat het hierbij niet nodig is GONAT te runnen. Het conversieprogramma CVGONPCD verzorgt de koppeling tussen GONAT en PCDitch. Programma CVGONNUS, tenslotte, converteert GONAT-uitvoer naar NUSWA-invoer. Alle drie de programma’s maken hierbij gebruik van dezelfde invoerfile met gegevens over de gebiedsschematisatie en –oppervlakten. In Aanhangsel 1.3.2 wordt in meer detail op de conversieprogramma’s ingegaan.

5 Schematisatie en modelinvoer

In dit hoofdstuk wordt de schematisatie van de gebieden besproken waarbij de nadruk ligt op de bodemschematisatie (5.1). Omdat er een duidelijk verband is tussen gebiedsschematisatie en modelinvoer wordt in dit hoofdstuk tevens per proefgebied de belangrijkste invoer in het kort behandeld (5.2).

5.1 Schematisatie

In deze paragraaf worden eerst de algemene principes van de schematisatie behandeld. Daarbij gaat het om de ruimtelijke schematisatie (het horizontale vlak), en de schematisatie in het verticale vlak. Hierna volgt een bespreking van de specifieke ruimtelijke schematisatie per gebied (5.1.1 t/m 5.1.4).

De ruimtelijke schematisatie van het bodemsysteem is gebaseerd op de ruimtelijke schematisatie van het oppervlaktewatersysteem die in meer detail wordt besproken in de rapportage over het oppervlaktewaterdeel. Voor de beschrijving van de kwantiteits- en kwaliteitsprocessen in het oppervlaktewater met de netwerkmodellen wordt het oppervlaktewatersysteem verdeeld in een stelsel van hoofdwaterlopen met daaraan gekoppeld een stelsel van kleinere waterlopen (sloten). Het hoofdwaterlopenstelsel wordt geschematiseerd tot een netwerk van knooppunten verbonden door leidingen. Bij elk knooppunt hoort een stelsel van detailontwateringssloten dat afwatert op het desbetreffende knooppunt. Ruimtelijk gezien is dit de afwateringseenheid, het deel van een gebied dat afwatert op het beschouwde knooppunt. Bij de schematisatie van het landoppervlak van een gebied worden deze afwateringseenheden ‘subgebieden’ genoemd.

Voor de beschrijving van de kwantiteits- en de kwaliteitsprocessen in het bodemsysteem met de eendimensionale bodemmodellen dient een gebied te worden onderverdeeld in delen die uniform zijn voor de bepalende eigenschappen (zie 4.2). De ruimtelijke schematisatie van het bodemsysteem van een gebied is gebaseerd op de kleinste ruimtelijke eenheid van de oppervlaktewaterschematisatie: het subgebied. De eenheden van de bodemschematisatie zijn clusters van één subgebied of een aantal soortgelijke, aan elkaar grenzende subgebieden. De bodemmodellen en de oppervlaktewatermodellen communiceren met elkaar op het niveau van de subgebieden: de oppervlaktewatermodellen vragen invoer op het niveau van de kleinste schematisatie-eenheid, het subgebied, en de bodemmodellen leveren uitvoer op clusterniveau die wordt geconverteerd naar invoer op subgebiedsniveau (zie ook 4.3.2).

Clusters van subgebieden zijn samengesteld uit subgebieden die zoveel mogelijk uniform zijn voor de bepalende eigenschappen:

- 1) de bodemkundige eenheid (profielopbouw);
- 2) het grondgebruik;
- 3) het oppervlaktewaterpeil (ze moeten in hetzelfde peilgebied liggen);

- 4) de maaiveldshoogte;
- 5) de ontwateringstoestand (drooglegging [combinatie van peil en maaiveldshoogte], drainageweerstand, begreppeling, buisdrainage enz.);
- 6) voor kwel/wegzijging: de stijghoogte van het diepere grondwater, de weerstand voor verticale stroming, de nutriëntenconcentraties in het kwelwater.

Er is een aantal situaties mogelijk waarin de kleinste eenheid van de bodemschematisatie kleiner is dan het subgebied en dus niet samenvalt met het subgebied of een cluster van subgebieden:

- a) heeft betrekking op eigenschap 1): binnen een subgebied komen meerdere bodemeenheden voor. Deze situatie komt voor in Bergambacht en Rozendaal. In dit geval kan het subgebied worden vertegenwoordigd door een 'samengesteld cluster', een eenheid van de bodemschematisatie die is opgebouwd uit meerdere rekeneenheden van de bodemmodellen, één voor elke bodemeenheid. Deze rekeneenheden worden apart doorgerekend. De resultaten worden gewogen naar de oppervlakte van de samenstellende rekeneenheden gemiddeld en als uitvoer van het samengestelde cluster doorgegeven naar het subgebied. Het organiseren van de samengestelde clusters en het genereren van hun uitvoer gebeurt in de conversieprogramma's op basis van informatie hierover in de schematisatiefiles (zie 4.3.2);
- b) heeft betrekking op eigenschap 2): binnen een subgebied komen meerdere grondgebruiksvormen voor. Deze situatie doet zich voor in Bergambacht en De Vier Noorderkoggen. De situatie van Bergambacht betreft subgebieden die voor een deel uit stedelijk gebied bestaan. Voor deze subgebieden worden samengestelde clusters conform a) gevormd op basis van een stedelijk en een niet-stedelijk cluster (zie 5.1.1). In De Vier Noorderkoggen is het grondgebruik sterk gemêleerd over de subgebieden. Voor deze situatie zijn de betreffende subgebieden met alle relevante grondgebruiksvormen doorgerekend. De uitvoer van deze modelruns is door een apart programma gemiddeld met als wegingsfactor het aandeel van de grondgebruiksvormen in de oppervlakte van het subgebied (zie 5.1.3). De gemiddelde uitvoer is doorgegeven aan de conversieprogramma's;
- c) heeft betrekking op eigenschappen 4) t/m 6): binnen een subgebied of een cluster van overwegend soortgelijke subgebieden zijn deze eigenschappen niet exact gelijk of vertonen een gradiënt. Deze situatie doet zich veelvuldig voor en is eigen aan het schematiseren van dit soort gebieden die een ruimtelijk differentiatie in eigenschappen kennen. Om te voorkomen dat de ruimtelijke eenheden te klein worden en daarmee het aantal rekeneenheden te groot wordt, worden bij niet-uniforme subgebieden of clusters voor deze eigenschappen gemiddelde of kenmerkende waarden genomen.

De rekeneenheden voor de bodemmodellen worden in het navolgende 'clusters' genoemd.

In het verticale vlak is de bovenste 7 meter van de bodem verdeeld in 22 tot 23 modelcompartimenten. De grens van 7 m is overgenomen van de landelijke WSV-berekeningen (Boers et al., 1997). De dikte van de modelcompartimenten varieert van 5-10 cm bovenin het bodemprofiel tot 100 cm onderin het bodemprofiel. De

verdeling van het bodemprofiel in compartimenten is ongeveer gelijk per gebied en per bodemeenheid.

5.1.1 Bergambacht

De gebiedsschematisatie van peilgebied Bergambacht is grotendeels overgenomen van die van de modelstudie Bergambacht van Hendriks et al. (1994) (zie 2.1). Op basis van deze schematisatie zijn in onderhavige studie voor de oppervlaktewater-schematisatie 67 subgebieden onderscheiden. Deze subgebieden zijn geclusterd tot 24 bodemschematisatie-eenheden, waarvan 18 clusters (rekeneenheden) en zes samengestelde clusters (fig. 9).

Het was mogelijk om slechts een relatief gering aantal bodemschematisatie-eenheden te onderscheiden, omdat het peilgebied (vrij) homogeen is voor de volgende bepalende eigenschappen (ruwweg in afnemende mate van homogeniteit) (zie 2.1):

- oppervlaktewaterpeil: het gebied kent één peil;
- grondgebruik: het grootste deel van het landoppervlak bestaat uit grasland, daarnaast komen enkele stedelijke kernen voor;
- maaiveldshoogte: de gradiënt in de maaiveldshoogte (als gemiddelde hoogte op perceelsschaal) is relatief klein, met maximale waarden van $0,5 \text{ m km}^{-1}$ in het kleigebied dicht bij de Lek tot waarden van minder dan $0,1 \text{ m km}^{-1}$ in het centrale veenweidegebied;
- ontwateringstoestand: deze is op basis van drooglegging, slootdichtheid, slootdimensies en begreppeling nagenoeg uniform binnen grote delen van het gebied. Hierbij kan onderscheid worden gemaakt tussen de bodemsoorten klei en veen, en het grondgebruik: grasland of stedelijk gebied;
- bodemeenheid: op basis van oppervlakte zijn er vier bodemeenheden van betekenis. Deze komen geconcentreerd in onderscheiden delen van het gebied voor en zijn daarom eenvoudig te schematiseren.

Alleen in de stijghoogte van het diepere grondwater en de nutriëntenconcentraties in het kwelwater komen grote gradiënten voor. Hiervoor zijn per cluster gemiddelde waarden gebruikt.

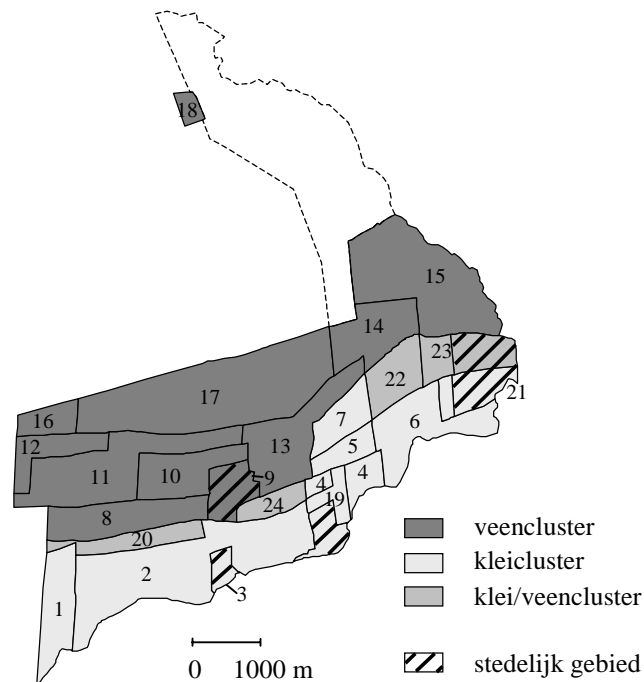


Fig. 9 Schematisatie van peilgebied Bergambacht in clusters voor de bodemberekeningen

Clusters zijn gevormd door aan elkaar grenzende subgebieden met dezelfde bodemeenheid, hetzelfde grondgebruik, en een nagenoeg gelijke maaiveldshoogte (en daarmee drooglegging) te clusteren. Op deze wijze zijn zeven kleiclusters (nr.'s 1 t/m 7) en elf veenclusters (nr.'s 8 t/m 18) onderscheiden, waarvan twee met stedelijk gebied (nr.'s 3 en 9) en de overige 16 met grasland (fig. 9).

De zes samengestelde clusters zijn samengesteld uit twee clusters met verschillende bodemsoort (klei en veen) of met verschillend landgebruik (grasland en stedelijk) (fig. 9). De klei/veenclusters zijn overgangsgebieden tussen hun samenstellende klei- en veencluster. Het zijn de nummers 20 (samengesteld uit clusters 2 en 8), 22 (6 en 14) en 24 (2 en 13). De grasland/stedelijkclusters zijn de nummers 19 (samengesteld uit clusters 3 en 4), 21 (3 en 6) en 23 (6 en 9).

Tabel 11 Bodemeenbeden in de gebiedsschematisatie van peilgebied Bergambacht

Bodemeenheid		Eenheden bodem-	Oppervlakte	Relevante
Code	Omschrijving	kaart 1 : 50.000	(%)	clusters
BAM1	rivierkleigronden	Rv01C, Rn44C	38	1 t/m 7
BAM2	eutrf waard/weideveengr.	kVb, pVb	36	8, 9, 10, 13, 14, 15, 18
BAM3	eutroof koopveengronden	hVb	22	11, 17
BAM4	mesotrf koopveengronden	hVc	4	12, 16

De vier in de gebiedsschematisatie onderscheiden bodemeenbeden met hun voorkomen als percentage van de totale gebiedsovervlakte zijn aangegeven in tabel 11 (zie

ook fig. 9). De bodemkaarten (Bodemkaart 1 : 50.000) Rv01C en Rn44C zijn samengevoegd tot één rivierklei-eenheid, omdat de eenheid Rn44C slechts een kleine oppervlakte beslaat en als een smalle strook direct langs de Lek voorkomt. De waard- en weideveengronden zijn samengevoegd tot één eenheid, omdat deze gronden voor de bepalende eigenschappen sterk op elkaar lijken en beide voorkomen op eutroof veen. De koopveengronden zijn onderscheiden naar de trofiegraad, omdat deze een belangrijke onderscheidende eigenschap is voor het nutriëntenleverend vermogen van het veen. De mesotrofe koopveengronden nemen slechts een klein hoekje in het uiterste noordwesten van het gebied in, maar omdat dat samenvalt met een vijftal subgebieden is deze veengrond toch apart onderscheiden. Voor alle eenheden is de overgang van het veen naar de onderliggende kleilaag op een diepte van 5 m gesteld. Aanhangel 2.1 geeft een beschrijving van de profielopbouw van deze vier eenheden en van een aantal belangrijke bodemfysische en –chemische eigenschappen per bodemhorizont.

5.1.2 Rozendaal

Bemalingsgebied De Keulevaart, waar polder en proefgebied Rozendaal deel van uit maken (zie fig. 4), is een vergelijkbaar veenweidegebied als peilgebied Bergambacht. Het verschil met Bergambacht is dat De Keulevaart een grotere variatie in maaiveldshoogte vertoont. Om die reden zijn er in het bemalingsgebied 14 belangrijke peilgebieden ingesteld. Deze peilgebieden vormen de basis van de oppervlaktewater-schematisatie waarin het gebied is onderverdeeld in 29 subgebieden. Dit is een aanmerkelijk geringer aantal dan in Bergambacht dat wat betreft grootte vergelijkbaar is met De Keulevaart. Reden daarvoor is dat deze studie zich concentreerde op polder Rozendaal, omdat daar de metingen in het oppervlaktewater hebben plaatsgevonden (zie 2.2). Deze polder is relatief fijn geschematiseerd in tien subgebieden waarvan zes het proefgebied met de meetsloten beschrijven (zie 2.2). De rest van het bemalingsgebied is alleen doorgerekend om de randvoorwaarden betreffende de oppervlaktewaterberekeningen voor polder en proefgebied Rozendaal te berekenen en is om die reden vrij grof geschematiseerd.

Polder en proefgebied Rozendaal en de verschillende peilgebieden zijn evenals peilgebied Bergambacht vrij homogeen voor de eigenschappen die bepalend zijn voor de bodemberekeningen (zie 2.2):

- oppervlaktewaterpeil: elk gebied kent één peil;
- grondgebruik: het grootste deel van het landoppervlak bestaat uit grasland, daarnaast komen enkele lintbebouwingen voor die aparte peilgebieden vormen;
- maaiveldshoogte: de gradiënt in de maaiveldshoogte (als gemiddelde hoogte op perceelsschaal) is relatief klein binnen elk peilgebied ($0,1-0,5 \text{ m km}^{-1}$) en binnen polder en proefgebied Rozendaal circa $0,2 \text{ m km}^{-1}$;
- ontwateringstoestand: deze is op basis van drooglegging, slootdichtheid, slootdimensies en begreppeling nagenoeg uniform binnen de peilgebieden;
- bodemeenheid: er zijn drie bodemeenheden van betekenis die geconcentreerd in onderscheiden delen van het bemalingsgebied voorkomen.

Ook in De Keulevaart vertonen de stijghoogte van het diepere grondwater en de nutriëntenconcentraties in het kwelwater grote gradiënten. In polder Rozendaal loopt deze gradiënt vooral in oostwestrichting. Voor deze eigenschappen zijn per cluster gemiddelde waarden genomen.

Vanwege de homogeniteit is polder Rozendaal geschematiseerd tot vier clusters (nr.'s 16, 17, 18 en 21) en de rest van het bemalingsgebied tot 15 clusters (fig. 10). De subgebieden met de meetsloten in proefgebied Rozendaal zijn geclusterd tot twee smalle clusters waarvan de breedte samenvalt met de subgebiedsbreedte (nr's 16 en 17). Dit onderscheid tussen twee clusters is gemaakt vanwege de gradiënt in de kwelintensiteit in de oostwestrichting.

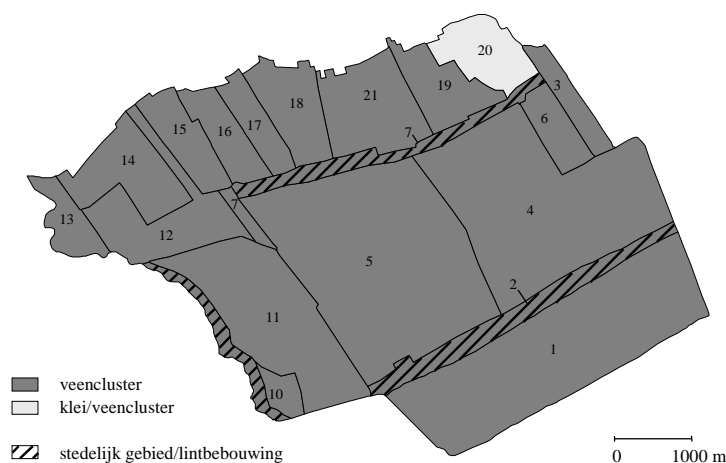


Fig. 10 Schematisatie van bemalingsgebied De Keulevaart in clusters voor de bodemberekeningen. Polder Rozendaal wordt gevormd door de clusters 16, 17, 18 en 21, en proefgebied Rozendaal door de onderste driekwart van clusters 16 en 17.

In de gebiedsschematisatie van De Keulevaart zijn drie bodemeenheden onderscheiden: de nummers 1 t/m 3 van de vier eenheden van de Bergambachtschematisatie (tabel 11). Hiervan is eenheid BAM2, de waard/weideveengronden (als pVb), de belangrijkste, omdat deze in 81% van de oppervlakte van het bemalingsgebied voorkomt, of in 17 van de 19 clusters, en voor 100% in de oppervlakte van polder Rozendaal (zie fig. 10). Eenheid BAM1, de rivierkleigronden (als Rv01C), komt voor in cluster 9 dat onderdeel is van het samengestelde klei/veencluster en beslaat daarmee 2% van de oppervlakte van het bemalingsgebied. Eenheid BAM3, tenslotte, de eutrofe koopveengronden (hVb), komt voor in cluster 5 in het centrale deel van het bemalingsgebied en vormt daarmee 17% van de gebiedsoppervlakte. Aanhangsel 2.1 geeft een beschrijving van de profielopbouw van deze drie eenheden en van een aantal belangrijke bodemfysische en -chemische eigenschappen per bodemhorizont.

5.1.3 De Vier Noorderkoggen

In de schematisatie van het oppervlaktewatersysteem van proefgebied De Vier Noorderkoggen is het gebied onderverdeeld in 45 subgebieden. Omdat deze subgebieden onderling zeer heterogeen zijn voor de bepalende eigenschappen oppervlaktewaterpeil, maaiveldshoogte, grondgebruik, bodemeenheid en ontwateringstoestand (zie 2.3), zijn ze voor de bodemberekeningen niet geclusterd tot grotere rekeneenheden. De bodemschematisatie van het proefgebied bestond derhalve uit 45 clusters (rekeneenheden) (fig. 11). Het westelijk deel van polder De Vier Noorderkoggen is globaal meegenomen in de bodemmodellering om een inschatting te maken van de grootte van uit- en inlaat van water en nutriënten als randvoorwaarden voor het proefgebied (zie 2.3). Het is om die reden globaal geschematiseerd tot twee clusters (nr's 46 en 47 in fig. 11). Het zuidoostelijk deel van de polder wordt via het proefgebied van inlaatwater voorzien vanuit het IJsselmeer (zie 2.3). Dit gebied is echter in de bodemmodellering niet apart doorgerekend. Voor de inschatting van de inlaatbehoefte zijn bij de oppervlaktewatermodellering representatieve clusters uit het proefgebied genomen.

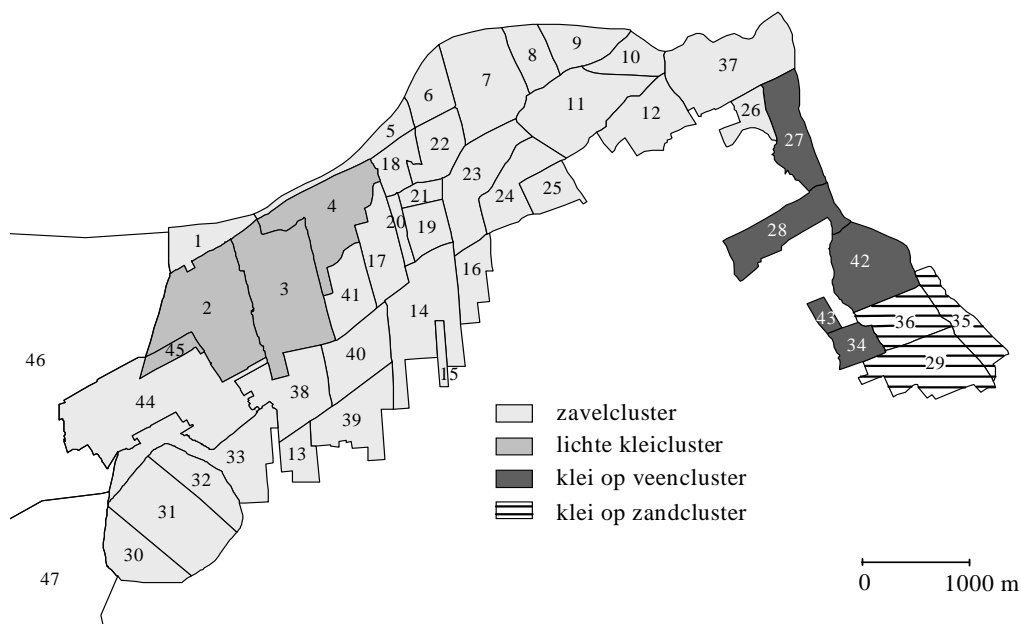


Fig. 11 Schematisatie van proefgebied De Vier Noorderkoggen in clusters voor de bodemberekeningen

De subgebieden zijn intern vooral heterogeen voor het grondgebruik: binnen de meeste subgebieden (= clusters) komen meerdere grondgebruiksvormen voor. Op basis van het LGN3-grondgebruiksbestand (De Wit et al., 1999) zijn er naast oppervlaktewater en verhard oppervlak drie hoofdgebruiksvormen onderscheiden: grasland, bouwland en natuur. Bouwland is hierbij een verzamelnaam voor alle agrarisch grondgebruik anders dan grasland en betreft vooral bollen, aardappelen en overige gewassen. Voor deze gebruiksvorm zijn gemiddelden van realistische gewasparameters gebruikt om een gemiddeld 'bouwlandgewas' te beschrijven (zie verder 5.2.3). Om te voorkomen dat de clusters moesten worden onderverdeeld naar

grondgebruik zijn alle clusters als geheel met alle drie de gebruiksvormen doorgerekend, waarna de uitkomsten van deze drie modelruns zijn gemiddeld naar rato van het aandeel van de drie grondgebruiksvormen in de clusteroppervlakte zoals verkregen uit LGN3 [zie ook 5.1 punt b)]. Verhard oppervlak is in deze berekeningen meegenomen zoals beschreven in 4.3.2 onder punt d). De gemiddelde uitvoer is doorgegeven aan de conversieprogramma's.

In de bodemschematisatie van De Vier Noorderkoggen zijn de bodemeenheden van de Bodemkaart van Nederland 1 : 50.000 (zie 2.3) geaggregeerd tot vier bodemeenheden van de PAWN-schematisatie. Deze schematisatie is een generalisatie van de Bodemkaart van Nederland, schaal 1 : 250.000, waarin de bodemkaarteenheden zijn geaggregeerd tot 21 PAWN-bodemeenheden (Wösten et al., 1988). De bodemfysische kenmerken van deze eenheden zijn beschreven door Wösten et al. (1988) en De Vries (1993). In een later stadium zijn de bodemchemische eigenschappen van deze eenheden beschreven door Schoumans en Breeuwsma (1990). De bodemfysische eigenschappen zijn vooral van belang voor de SWAP_{cr}-berekeningen, de bodemchemische voor de ANIMO-berekeningen. De PAWN-bodemschematisatie is gebruikt voor de berekeningen in het kader van de Derde Nota Waterhuishouding (Kroes et al., 1990) en de Watersysteemverkenningen (WSV) voor de Vierde Nota Waterhuishouding (Boers et al., 1997).

Tabel 12 Bodemeenheden in de gebiedsschematisatie van proefgebied De Vier Noorderkoggen

Bodemeenheid			Eenheden bodem-	Oppervlakte
Code	Omschrijving	PAWN-eenheid	kaart 1 : 50.000	(%)
NOK1	zavelgronden	15	Mn25A, Mn15A, pMn55A, EK19	70
NOK2	lichte kleigronden	16	pMn85A	15
NOK3	klei op eutroof veengr.	18	Mv61C, Mv81A	9
NOK4	klei op zandgronden	19	Mn82A	6

De vier onderscheiden bodemeenheden zijn met hun voorkomen als percentage van de totale gebiedsoppervlakte van het proefgebied aangegeven in tabel 12. Figuur 11 toont hoe de vier bodemeenheden zijn verdeeld over de clusters van het proefgebied. Het gehele westelijk deel van de polder is in de schematisatie opgenomen met bodemeenheid NOK1, 'zavelgronden'. In Aanhangsel 2.2 is een beschrijving gegeven van de profielopbouw van de vier bodemeenheden en van een aantal belangrijke bodemfysische en -chemische eigenschappen per bodemhorizont.

5.1.4 De Putten

Voor de oppervlaktewaterberekeningen is polder De Putten met zijn 16 verschillende peilvakken geschematiseerd in 32 subgebieden. Evenals bij De Vier Noorderkoggen zijn deze subgebieden voor de bodemberekeningen niet geclusterd tot grotere rekeneenheden. Reden daarvoor is de grote heterogeniteit tussen de subgebieden onderling voor vooral de bepalende eigenschappen oppervlaktewaterpeil, maaiveldshoogte, bodemeenheid, ontwateringstoestand en kwel/wegzijging (zie 2.4). Voor de

bodemschematisatie zijn in De Putten derhalve 32 clusters onderscheiden (fig. 12). De clusters 19 en 25 t/m 29 zijn de beheersgebieden die vanaf 1990 in beheer zijn bij Staatsbosbeheer en derhalve extensief worden gebruikt.



Fig. 12 Schematisatie van polder De Putten in clusters voor de bodemberekeningen

De bodem van polder De Putten is op basis van de eenheden van de Bodemkaart van Nederland 1 : 50.000 (zie 2.4) geschematiseerd in drie PAWN-bodemeenheden (zie ook 5.1.3). Hierbij zijn de beekerdgronden (pZg23x) onder PAWN-eenheid 11 ('podzolgronden sterk lemig, fijn zand op keileem of leem') gebracht, omdat deze gronden in de polder met keileem in de (ondiepe) ondergrond voorkomen. Tabel 13 geeft de onderscheiden bodemeenheden met hun voorkomen als percentage van de totale gebiedsoppervlakte. In figuur 12 is aangegeven hoe de drie bodemeenheden zijn verdeeld over de clusters van de polder. Aanhangsel 2.3 geeft een beschrijving van de gemiddelde profielopbouw van deze drie eenheden en van een aantal belangrijke bodemfysische en -chemische eigenschappen per bodemhorizont.

Tabel 13 Bodemeenheden in de gebiedsschematisatie van polder De Putten

Bodemeenheid		PAWN-eenheid	Eenheden bodemkaart 1 : 50.000	Oppervlakte (%)
Code	Omschrijving			
PUT1	mesotroof koopveengronden	1	hVc, Vc	17
PUT2	koopveengronden op zand en moerige gronden	2	hVz, vWz	47
PUT3	podzol- en beekerdgronden op keileem	11	cHn23x, pZg23x	36

De gemiddelde profielopbouw van de bodemeenheden is niet integraal aan de corresponderende clusters toegekend, maar vanwege de grote heterogeniteit tussen de clusters is voor elk cluster een eigen profielopbouw onderscheiden (voor details

hierover, zie Aanhangsel 2.3). Dit onderscheid is gemaakt op basis van schattingen van de volgende profielkenmerken uit gedetailleerde bodemkaarten (schaal 1 : 10.000) van Schans en Vleeshouwer (1957) en regionale kaarten van Janssen en Meijer (1993a en b), en Meijer (1993):

- voor de veengronden en moerige gronden: de positie van de bovenrand van de zandafzettingen onder het veen (verkregen van de gedetailleerde bodemkaart);
- voor de zandgronden: de dikte en het gehalte organische stof van de humeuze bovengrond (verkregen van de gedetailleerde bodemkaart);
- de positie van de bovenrand van de keileem (verkregen van de gedetailleerde bodemkaart);
- de dikte van de keileem (verkregen van de regionale kaart).

5.2 Modelinvoer

Invoergegevens kunnen uit veld- en laboratoriummetingen, en uit bronnen als de literatuur en bestaande gegevensbestanden worden verkregen. Voor onzekere modelparameters is het mogelijk via kalibratie of ijking correcte waarden voor het gemodelleerde systeem af te leiden. Daarvoor zijn dan wel voldoende betrouwbare meetgegevens van toestandsvariabelen nodig om berekende gegevens aan te toetsen.

Voor regionale studies is het gebruikelijk om invoergegevens zoveel mogelijk uit bestaande bronnen te putten. Dat was ook de randvoorwaarde voor het bodemdeel van deze modelstudie. Voor het uitvoeren van aanvullende (veld)metingen was in principe geen ruimte. Modelparameterisatie en -kalibratie moesten daarom worden uitgevoerd met de gegevens die beschikbaar waren. Kalibratie is daardoor zeer beperkt gebleven en behelsde vaak niet meer dan het toetsen van modeluitkomsten aan ruimtelijke patronen van grootheden (bv. grondwatertrappen) of aan gemiddelde of totale gebiedswaarden (bv. uitslag van het gemaal). Daarom wordt hieraan in dit rapport relatief weinig aandacht geschonken. In de navolgende besprekingen van de modelinvoer per gebied wordt per model in het kort aangegeven hoe kalibratie heeft plaatsgevonden en wat dat heeft betekend voor de modelinvoer (5.2.1 t/m 5.2.4).

Bij de bespreking van de invoer wordt voor de rekenperiode onderscheid gemaakt tussen de 'historische run' en de 'simulatieperiode'. De historische run is uitgevoerd als aanloopperiode voor ANIMO (zie 4.2.2 onder **Modelinvoer**) en beslaat de periode 1950-1994 (voor Bergambacht 1948-1994). Om praktische redenen en om in GONAT de module PEATADDIT te laten functioneren (zie 4.3.1), is deze ANIMO-run opgedeeld in drie delen. Elk deel maakt gebruik van dezelfde SWAP_{cr}-run van 15 jaar die dus drie keer wordt herhaald. Deze historische SWAP_{cr}-run is doorgerekend met een werkelijke reeks van weerjaren voor de periode 1980 t/m 1994, zodat de werkelijke variatie in meteorologie in de simulaties is meegenomen. Uitzondering hierop vormen Bergambacht waarvoor voor de historische run gebruik is gemaakt van één gemiddeld weerjaar en een andere opdeling in deelperioden (zie 5.2.1), en De Putten waar twee historische hydrologische runs van 15 jaar zijn doorgerekend (zie 5.2.4). De simulatieperiode loopt van 1995 tot en met 1998 en is de eigenlijke rekenperiode waarvoor ook de oppervlaktewatermodellen worden doorgerekend en getoetst aan

meetgegevens. Uiteraard is voor deze periode gebruik gemaakt van de werkelijke, regionale weersgegevens van de betreffende jaren.

5.2.1 Bergambacht

Om aan te sluiten bij de Bergambachtstudie van Hendriks et al. (1994), waarin gekalibreerd is op meetgegevens uit de periode 1988-1989, is de rekenperiode van Bergambacht als volgt opgebouwd:

- 1) Een historische run van 40 jaar (1948-1987) voor ANIMO die is gesimuleerd op basis van een $SWAP_{cr}$ -run van 10 jaar met een gemiddeld weerjaar, die voor de ANIMO-berekeningen vier keer is herhaald;
- 2) Een kalibratieperiode van 2 jaar (1988-1989);
- 3) Een overgangperiode van 5 jaar (1990-1994);
- 4) De simulatieperiode van 4 jaar (1995-1998), die voor de oppervlaktewatermodellering in twee delen van twee jaar is gedeeld.

De invoergegevens voor de bodemmodellen zijn grotendeels overgenomen van de Bergambachtstudie (Hendriks et al., 1994). Dit betreft vooral de modelparameters.

5.2.1.1 $SWAP_{cr}$

1 Initiële gegevens

In de initiële situatie van de historische hydrologische run van 10 jaar is de grondwaterstand aan maaiveld gezet, zodat het gehele bodemprofiel verzadigd is, en het matrixvolume maximaal is en het scheurvolumen nul. De eindtoestand van deze run is gebruikt als initiële toestand voor de volgende run in sequentie (de kalibratieperiode). Dit is voor de daarna volgende runs eveneens steeds gedaan.

2 Modelparameters

De belangrijkste modelparameters zijn de bodemfysische eigenschappen waterretentie-, doorlatendheids- en krimpkarakteristiek. Deze zijn voor elk van de vier onderscheiden bodemeenheden (zie tabel 11) per horizont verkregen van de Bergambachtstudie (zie ook Aanhangsel 2.1). Uitzondering hierop vormt de diepste horizont (5-7 m diep) waarvoor de waarden van bouwsteen O12 (matig zware klei) van de Staringreeks, een standaardreeks van bodemfysische karakteristieken (Wösten et al., 2001), zijn genomen. Voor de krimpkarakteristiek zijn voor deze horizont dummies ingevoerd aangezien krimp in deze permanentverzadigde horizont niet optreedt.

Parameters voor de bepaling van preferent transport (sorptiviteit en geometrie macroporiën) zijn ingeschat aan de hand van Hendriks et al. (1999).

Parameters die relevant zijn voor de drainageberekeningen zoals sloot- en greppeldiepten en -afstanden, en drainageweerstand, en de weerstand voor verticale stroming zijn overgenomen van de Bergambachtstudie.

Gewas- en bodemverdampingsparameters zijn verkregen van Wesseling (1991). Omdat bijna uitsluitend gras voorkomt (zie 2.1) zijn de waarden van gras gebruikt.

3 Tijdsafhankelijke invoergegevens

De neerslaghoeveelheid en -duur en potentiële evapotranspiratie (als referentiegewasverdamping volgens Makkink) op dagbasis voor het gehele peilgebied zijn voor de historische run genomen van het gemiddelde weerjaar 1952 dat ook is gebruikt door Hendriks (1993) en in de Bergambachtstudie. Dit jaar is een 50,6%-droogjaar met een neerslaghoeveelheid van 807 mm en een potentiële gewasverdamping van 538 mm. Voor de kalibratieperiode zijn de door het Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden in het peilgebied gemeten gegevens gebruikt uit de Bergambachtstudie. Voor de jaren 1990-1998 zijn de genoemde weersgegevens verkregen van weerstation Cabauw, circa 7 km ten oosten en 3 km ten noorden van het midden van het peilgebied. Cabauw was het dichtstbijzijnde station dat naast neerslaghoeveelheid ook neerslagduur kon leveren. De hoeveelheid bleek echter op maandbasis onrealistisch en systematisch lager te zijn dan die van omringende neerslagstations. Daarom is deze hoeveelheid gecorrigeerd op basis van de neerslaghoeveelheden van de neerslagstations Gouda en Groot-Ammers respectievelijk ten noorden en zuiden van het peilgebied, rekening houdend met het onderlinge verschil in afstand van deze stations tot het midden van het peilgebied (correctie voor 1990-1994 op jaarbasis, voor 1995-1998 op maandbasis). Daarbij is aangenomen dat de neerslagduur van Cabauw wel correct was.

De maaiveldshoogte is geen directe invoerparameter, maar is nodig voor het omzetten van grootheden die bekend zijn ten opzichte van NAP (peil en stijghoogte) naar waarden ten opzichte van maaiveld. Ze is onder 'Tijdsafhankelijke Invoergegevens' geplaatst, omdat het maaiveld door veenoxidatie daalt in de tijd. Voor de historische run en de kalibratieperiode zijn de gemiddelde maaiveldshoogten per cluster gebruikt van de Bergambachtstudie. Om de maaiveldsdaling tengevolge van veenoxidatie te verdisconteren, zijn voor de resterende periode 1990-1998 de hoogten van 1989 verlaagd met gemiddeld 0,5 mm per jaar voor de kleiclusters (waarin veen in de ondergrond) en 4 mm per jaar voor de veenclusters.

Het oppervlaktewaterpeil t.o.v. maaiveld (de drooglegging) op dagbasis en per cluster is voor de historische run en de kalibratieperiode overgenomen van de Bergambachtstudie. Voor de resterende periode is deze grootte verkregen door meetgegevens van het gemiddelde peil van het gebied (voor 1990-1994 op maandbasis, en voor 1995-1998 op dagbasis), afkomstig van het Hoogheemraadschap van de Krimpenerwaard, per cluster te verrekenen met de clustermaaiveldshoogte.

De stijghoogte van het grondwater in het 1^e watervoerend pakket op dagbasis en per cluster is voor de historische run en de kalibratieperiode overgenomen van de Bergambachtstudie. Voor de periode 1990-1998 zijn gegevens verkregen op tweewekelijkse basis van 21 relevante peilbuizen van DGV-TNO (Boswinkel, 1979) (zie fig. 3 voor de ligging van de buizen). Hieruit zijn gemiddelde waarden per cluster afgeleid door ruimtelijke interpolatie (en soms extrapolatie) tussen de waarden van omliggende buizen en door het resultaat hiervan te verrekenen met de maaiveldshoogte. Hierbij is tevens gebruik gemaakt van isohypsenpatronen voor het 1^e watervoerende pakket van Boswinkel (1979) en van de Bergambachtstudie. Door temporele interpolatie zijn dagwaarden verkregen.

Kalibratie

In de Bergambachtstudie is het hydrologische model FLOCR gekalibreerd voor de kalibratieperiode 1988-1989 op meetgegevens over het verloop van de grondwaterstand in enkele grondwaterstandsbuizen en op de totale oppervlaktewaterbalans van het peilgebied (Hendriks et al., 1994). De kalibratie in onderhavige modelstudie bestond er vooral uit de gekalibreerde FLOCR-waterbalanstermen van de Bergambachtstudie zo goed mogelijk te benaderen met SWAP_{cr}. Daarbij ging het vooral om de afvoertermen naar het oppervlaktewater en de kweltermen. Dit is uiteindelijk goed gelukt door de weerstand voor verticale stroming in het gehele gebied iets te verlagen van 700 d naar 650 d. Dit was nodig vanwege het dikkere profiel in onderhavige studie (7 m ipv. 5 m in de Bergambachtstudie) waardoor SWAP_{cr} een grotere bijdrage van het profiel aan de verticale weerstand berekent. Verder zijn de berekende grondwatertrappen (Gt) vergeleken met die van de Bodemkaart (Markus, 1984), waaruit bleek dat beide Gt-patronen identiek waren.

5.2.1.2 ANIMO

1 Initiële gegevens

De initiële toestand voor de historische run is berekend met (een aangepaste versie van) het programma INITAN35 dat onderdeel uitmaakt van de GONAT-programmatuur (Boogaard & Kroes, 1997). Hiermee worden op basis van informatie over het door te rekenen systeem (zoals profielopbouw, bodemfysische en -chemische eigenschappen, kwelrandvoorwaarden, gewas enz.) waarden voor toestandsvariabelen geschat die geacht worden min of meer representatief te zijn voor de lokale situatie rond 1941. De historische run is opgedeeld in vier deelruns van 10 jaar. De eindwaarden van de toestandsvariabelen van de eerste deelrun van de historische run zijn, nadat ze zijn aangepast voor de organischestofvoorraad van de veenprofielen door de module PEATADDIT (zie 4.3.1), gebruikt als initiële waarden voor de volgende run in sequentie: de tweede deelrun van de historische run. Dit is voor de daarna volgende runs eveneens steeds gedaan, waarbij de sequentie van de resterende runs was: derde deelrun, vierde deelrun, kalibratieperiode, overgangperiode, en eerste en tweede deel simulatieperiode.

2 Modelparameters

Binnen de modelparameters kunnen drie groepen worden onderscheiden, die elk betrekking hebben op een van de drie gemodelleerde subsystemen:

a *gewassubsteem*.

hiervoor zijn merendeels de standaard(default)waarden voor gras gebruikt (Boogaard & Kroes, 1997; Kroes & Roelsma, 1998). De *bewortelingsdiepte* is overgenomen van de Bergambachtstudie.

b *bodemsubsteem*.

de meeste van deze parameters betreffen *bodemfysische en -chemische eigenschappen*. Deze zijn voor elk van de vier onderscheiden bodemeenheden (zie tabel 11) per horizont overgenomen van de Bergambachtstudie (zie ook Aanhangsel 2.1).

Voor de samenstelling van de verschillende organische materialen (zoals mestvormen, veen) in de vorm van organische stoffracties en hun eigenschappen zijn standaardwaarden gebruikt (Boogaard & Kroes, 1997; Kroes & Roelsma, 1998).

c watersubsysteem:

de verzadigde doorlatendheid van de bodemhorizonten (Bergambachtstudie).

3 Tijdsafhankelijke invoergegevens.

Alle waterbalanstermen, de drukhoogten en de grondwaterstand zijn op dagbasis per deelrun/periode aangeleverd door SWAP_{cr}.

De stikstof- en fosforconcentraties in de neerslag en de droge depositie aan stikstof zijn voor de historische run en kalibratieperiode afkomstig van de Bergambachtstudie. Voor de periode 1995-1997 zijn deze waarden verkregen van het RIVM (Klein, 2001). Voor 1998 zijn de waarden van 1997 gebruikt, voor de overgangperiode de gemiddelden van de waarden van de kalibratieperiode en die van 1995.

De stikstof- en fosforconcentraties in het infiltrerende oppervlaktewater zijn afkomstig van het Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden. Er waren 31 meetlocaties waarvan maandelijks metingen over 4 jaar (1995-1998) beschikbaar waren. In elk cluster lag minstens één meetpunt, zodat voor elk cluster op basis van de metingen aparte concentraties voor het infiltrerende oppervlaktewater konden worden berekend. Dit is gedaan voor de twee delen van de simulatieperiode: 1995-1996 en 1997-1998. Hiertoe zijn voor elk cluster per periode de metingen uit het zomerhalfjaar van alle voorkomende meetpunten gemiddeld.

De stikstof- en fosforconcentraties in het kwelwater: in eerste instantie zijn voor de historische run en de kalibratieperiode de waarden van de Bergambachtstudie overgenomen. Deze zijn gebaseerd op jaarlijkse meetgegevens in een drietal filterbuizen van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (Klein, 2001) aan de randen van het peilgebied (zie fig. 3). Hierbij zijn de concentraties van opgelost organisch-N (DON) en organisch-P (DOP) afgeleid van de DOC-concentraties (DON : DOC = 1 : 10 en DON : DOP = 1 : 2). Voor de resterende periode zijn jaarlijkse gegevens over de periode 1990-1996 van dezelfde drie buizen gebruikt. Deze zijn per buis gemiddeld en op dezelfde wijze als in de Bergambachtstudie door ruimtelijke interpolatie toegekend aan de clusters. Na toetsing van de modeluitkomsten aan gemeten oppervlaktewaterconcentraties is gebleken dat de gegevens over de kwelsamenstelling te summier waren in verhouding tot het belang van deze nutriëntenbron (zie onder ***Kalibratie***). Daarom en vanwege het belang van het peilgebied binnen de simulaties als voorbeeldveenweidegebied, is besloten om in een veertiental kwantiteitsbuizen (peilbuizen) in het 1^e watervoerend pakket eenmalig de nutriëntsamenstelling van het kwelwater te meten, waarbij de nadruk lag op het verkrijgen van inzicht in zuidnoordgradiënten loodrecht op de Lek. Op basis van deze gegevens en de waarden van de drie kwaliteitsbuizen zijn door ruimtelijke interpolatie per cluster de stikstof- en fosforconcentraties in het kwelwater verkregen (zie Aanhangsel 3).

Bemestingsgegevens als hoeveelheden, tijdstippen en samenstelling: voor de historische run en de kalibratieperiode afkomstig van de Bergambachtstudie. Voor de periode 1990-1998: zie paragraaf 3.1. Voor stedelijk gebied zijn de waarden van de Bergambachtstudie overgenomen: 18 kg N ha⁻¹ j⁻¹ uit kunstmest, 14 kg N ha⁻¹ j⁻¹ en 7,9 kg P ha⁻¹ j⁻¹ uit dierlijke mest.

Kalibratie

In de Bergambachtstudie is ANIMO niet echt gekalibreerd, maar is de orde van grootte van belangrijke balansen als nutriëntenuitspoeling naar het oppervlaktewater getoetst aan resultaten van de veenweidestudie van Hendriks (1993). Dezelfde balansen zijn in onderhavige studie vergeleken met die van de Bergambachtstudie. Op basis van de oorspronkelijke nutriëntenconcentraties in het kwelwater was deze vergelijking zeer bevredigend. Toepassing van deze ANIMO-resultaten in de berekeningen met DUFLOW/PCDitch en vergelijken van berekende N- en P-concentraties in het oppervlaktewater met gemeten, wees echter uit dat de diffuse ammonium- en ortho-P-belasting van het oppervlaktewater in het kleigebied sterk werd onderschat en wellicht in het veengebied iets werd overschat. Analyse van de bijdrage van de verschillende diffuse bronnen wees uit dat de nutriëntenconcentraties in het kwelwater in het zuidelijk deel van het gebied te laag waren. Dit was het gevolg van de extreem lage waarden van de kwaliteitsbuis direct langs de Lek (zie fig. 3), die door Hendriks et al. (1994) zijn toegeschreven aan het optreden van rivierkwel. Vanwege de onzekerheid van de reikwijdte van de invloed van deze lage concentraties zijn de nutriëntenconcentraties in een aantal kwantiteitsbuizen gemeten (zie boven). De gemeten concentraties zijn geïnterpreteerd tot een ruimtelijk patroon (zie Aanhangsel 3), wat leidde tot hogere concentraties dan oorspronkelijk in het kleigebied en lagere dan oorspronkelijk in het veengebied. De ruimtelijk geïnterpreteerde concentraties zijn in ANIMO ingevoerd. Het effect van deze aanpassing was een zekere nivellering van de berekende N- en P-uitspoeling tussen het klei- en veengebied, waarbij de berekende waarden in het kleigebied fors hoger waren dan de oorspronkelijke en in het veengebied iets lager. Op grond van de eerdere DUFLOW/PCDitch-berekeningen en de gemeten N- en P-concentraties in het oppervlaktewater zijn deze simulatieresultaten als realistischer ervaren dan de resultaten van vóór de kalibratie.

5.2.2 Rozendaal

5.2.2.1 SWAP_{cr}

1 Initiële gegevens

In de initiële situatie van de historische hydrologische run van 15 jaar is de grondwaterstand aan maaiveld gezet, zodat het gehele bodemprofiel verzadigd is, en het matrixvolume maximaal is en het scheurvolumen nul. De eindtoestand van deze run is gebruikt als initiële toestand voor de simulatieperiode.

2 Modelparameters

Omdat de drie onderscheiden bodemeenheden van bemalingsgebied De Keulevaart – en dus de bodemeenheden van polder en proefgebied Rozendaal - identiek zijn aan dezelfde bodemeenheden van Bergambacht zijn de bodemfysische eigenschappen en de parameters voor preferent transport overgenomen van Bergambacht.

Parameters voor het ontwateringsstelsel: slootafstanden zijn opgemeten van de topografische kaart 1 : 10.000; slootdiepten en informatie over begreppeling zijn verkregen van het Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden.

Voor drainageweerstand en de weerstand voor verticale stroming (c-waarde) zijn ranges gevonden in ICW (1973) en voor de c-waarde ook in Aelmans (1976). Door kalibratie zijn definitieve waarden vastgesteld.

Gewas- en bodemverdampingsparameters zijn verkregen van Wesseling (1991). Omdat het voorkomende gewas bijna uitsluitend gras is (zie 2.1) zijn de waarden van gras gebruikt.

3 Tijdsafhankelijke invoergegevens

De neerslaghoeveelheid en potentiële evapotranspiratie (referentiegewasverdamping volgens Makkink) op dagbasis voor het bemalingsgebied De Keulevaart zijn voor het eerste deel van de historische hydrologische run (1980-1989) betrokken van weerstation De Bilt. De neerslagduur is voor deze periode berekend uit de neerslaghoeveelheid met een lineaire-regressierelatie die is verkregen uit analyse van de gecorrigeerde (zie Bergambacht (3.2.1.1) en hieronder) neerslaggegevens over de periode 1990-1998 van weerstation Cabauw. Deze relatie luidt uitgesplitst naar de seizoenen:

Januari t/m maart: D (neerslagduur in uur d^{-1}) = $6,0 * P$ (neerslaghoeveelheid in $cm d^{-1}$)

April t/m september: $D = 5,6 * P$ voor $P \leq 0,74$

$D = 1,4 * (P - 0,74) + 5,6 * 0,74$ voor $P > 0,74$

Oktober t/m december: $D = 5,3 * P$

Voor de jaren 1990-1998 zijn de weersgegevens, inclusief neerslagduur, verkregen van weerstation Cabauw, circa 4 km ten zuidoosten van het midden van het bemalingsgebied. Op vergelijkbare wijze als bij Bergambacht is de neerslaghoeveelheid van Cabauw gecorrigeerd op basis van de neerslaghoeveelheden van de omringende neerslagstations Gouda, Benschop en Groot-Ammers, respectievelijk ten westen, oosten en zuidwesten van het bemalingsgebied.

De maaiveldshoogten van 1993 zijn verkregen van het Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden. Deze hoogten zijn gemiddeld per cluster en gebruikt voor de historische run. Voor de simulatieperiode zijn deze hoogten verlaagd met gemiddeld 4 mm per jaar om de maaiveldsdaling tengevolge van veenoxidatie te verdisconteren.

Het oppervlaktewaterpeil t.o.v. maaiveld (de drooglegging) op winter- en zomerhalfjaarbasis en per cluster is verkregen door de streefpeilen te verrekenen met de clustermaaiveldshoogte. Streefpeilen zijn voor de perioden 1990-1998 verkregen van het Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden.

De stijghoogte van het grondwater in het 1^e watervoerend pakket op dagbasis en per cluster zijn berekend uit tweewekelijkse metingen betreffende de periode 1990-1998 van 8 relevante peilbuizen van DGV-TNO (Aelmans, 1976; Boswinkel, 1979) (zie fig. 4 voor de ligging van de buizen). Hieruit zijn gemiddelde waarden per cluster afgeleid door ruimtelijke interpolatie (en soms extrapolatie) tussen de waarden van omliggende buizen en door het resultaat hiervan te verrekenen met de maaiveldshoogte. Hierbij is tevens gebruik gemaakt van isohypsenpatronen voor het 1^e watervoerende pakket van Aelmans (1976) en Boswinkel (1979). Door temporele interpolatie zijn dagwaarden verkregen. Voor de periode 1980-1989 van de historische hydrologische run zijn de gemiddelden van de periode 1990-1994 gebruikt.

Kalibratie

De kalibratie van $SWAP_{cr}$ bestond in de eerste plaats uit een toetsing van de berekende Gt 's aan de Gt 's van de Bodemkaart (Habers, 1981). Beide Gt -patronen

kwamen goed overeen. Deze toetsing is echter niet erg streng, omdat de Gt een dusdanige marge kent, dat deze met verschillende waterbalansen tot stand kan komen. Daarom zijn de SWAP_{cr}-resultaten op gebiedsniveau getoetst aan de waterbalans van het totale bemalingsgebied De Keulevaart voor het jaar 1997. Hiertoe zijn gegevens gebruikt van het Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden over schattingen op maandbasis van uitslag door het gemaal en totale inlaat in het bemalingsgebied. Op basis van de meteorologische gegevens van het jaar 1997 en de schematisatie van het oppervlaktewaterstelsel zijn schattingen gemaakt van de hoeveelheid neerslag direct op en verdamping direct uit het oppervlaktewater. Met al deze gegevens is een waterbalans opgesteld waarin de uitwisseling tussen bodem en oppervlaktewater in de vorm van drainage of infiltratie als restpost is opgenomen. Deze restpost is op maandbasis vergeleken met de SWAP_{cr}-uitvoer verrekend met de clusteroppervlakten. Door bijstellen van vooral de c-waarde zijn berekeningsresultaten verkregen die voldoende overeenkwamen met de restpost van de (geschatte) waterbalans. Hierbij is een oost-westgradiënt in de c-waarde onderscheiden van 150 naar 400 dagen, die ligt rond de gemiddelde waarde van 250 dagen uit ICW (1973). De drainageweerstand van het slootsysteem is hierbij gehouden op 125 dagen, de reciproke van de gemiddelde ontwateringsintensiteit van 0,008 d⁻¹ uit ICW (1973).

5.2.2.2 ANIMO

1 Initiële gegevens

De initiële toestand voor de historische run is net als voor Bergambacht berekend met (een aangepaste versie van) het programma INITAN35. De historische run is opgedeeld in drie deelruns van 15 jaar. De eindwaarden van de toestandsvariabelen van de eerste deelrun van de historische run zijn, nadat ze zijn aangepast voor de organischestofvoorraad van de veenprofielen door PEATADDIT, gebruikt als initiële waarden voor de tweede deelrun. De eindtoestand van de tweede deelrun is weer op dezelfde wijze gebruikt als initiële toestand van de derde deelrun, en die van de derde deelrun uiteindelijk als initiële toestand van de simulatieperiode.

2 Modelparameters

Vanwege de grote overeenkomsten tussen beide gebieden in bodemopbouw en grondgebruik (grasland) zijn de modelparameters van Rozendaal (De Keulevaart) identiek aan die van Bergambacht.

3 Tijdsafhankelijke invoergegevens.

Alle waterbalanstermen, de drukhoogten en de grondwaterstand zijn op dagbasis per deelrun/periode aangeleverd door SWAP_{cr}.

De stikstof- en fosforconcentraties in de neerslag en de droge depositie aan stikstof zijn voor de periode 1995-1997 verkregen van het RIVM (Klein, 2001). Voor 1998 zijn de waarden van 1997 gebruikt. Voor de historische run zijn de waarden van 1995 gecorrigeerd aan de hand van factoren uit de landelijke WSV-berekeningen (Boers et al., 1997).

De stikstof- en fosforconcentraties in het infiltrerende oppervlaktewater zijn afkomstig van het Hoogheemraadschap de Stichtse Rijnlanden. Van 11 lokaties in de

meetsloten in proefgebied Rozendaal waren zomerhalfjaargemiddelde concentraties beschikbaar die zijn gemiddeld tot invoerwaarden voor ANIMO.

De stikstof- en fosforconcentraties in het kwelwater zijn ingeschat op basis van jaarlijkse meetwaarden van twee filterbuizen van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (Klein, 2001) voor de periode 1990-1996 (zie fig. 4 voor de ligging van de buizen). Hierbij zijn de concentraties van opgelost organisch-N (DON) en organisch-P (DOP) afgeleid van de DOC-concentraties (DON : DOC = 1 : 10 en DON : DOP = 1 : 2). Met deze meetwaarden en de meetwaarden van de buis langs de Lek in Bergambacht is een zuid-noordgradiënt in de nutriëntenconcentraties gecreëerd die voor het gehele bemalingsgebied is toegepast. De gemeten concentraties zijn geïnterpreteerd tot een ruimtelijk patroon waaruit gemiddelde waarden per cluster zijn afgeleid.

Bemestingsgegevens als hoeveelheden, tijdstippen en samenstelling zijn voor de historische run en de simulatieperiode verkregen zoals aangegeven in paragraaf 3.2. Voor stedelijk gebied zijn de waarden van Bergambacht genomen (zie 5.2.1.2).

Kalibratie

Er waren geen gebiedsgegevens voorhanden om ANIMO aan te kalibreren of toetsen. De enige toetsing die heeft plaatsgevonden is vergelijken van de orde van grootte van de modeluitkomsten voor belangrijke balansposten met die van vergelijkbare balansposten van Bergambacht.

5.2.3 De Vier Noorderkoggen

5.2.3.1 SWAP_{cr}

1 Initiële gegevens

Als Rozendaal (zie 5.2.2.1).

2 Modelparameters

De bodemfysische eigenschappen waterretentie- en doorlatendheidskarakteristiek zijn voor de voorkomende bouwstenen (zie Aanhangsel 2.2 tabel A2.2) overgenomen van de Staringreeks (Wösten et al., 2001). De krimp-karakteristiek is bepaald op basis van de waterretentiekarakteristiek en het lutumgehalte van de bouwsteen (zie Aanhangsel 2.2) uit een pedotransferfunctie voor krimp-karakteristieken van Nederlandse kleigronden (Bakker et al., 1995).

Parameters voor de bepaling van preferent transport (sorptiviteit en geometrie macroporiën) zijn ingeschat aan de hand van Hendriks et al. (1999).

Voor het bepalen van de parameters voor de drainageberekeringen is in elk cluster onderscheid gemaakt tussen twee oppervlaktewaterstelsels: een ondiep (greppels en sloten met waterdiepte 0,7 m of minder) en een dieper (sloten met waterdiepte meer dan 0,7 m en hoofdwaterlopen). De drainageweerstanden voor elk stelsel zijn berekend met de formules van Ernst (1978), aan de hand van een schatting van de slootlengten en -afstanden (TOP10-vector, © Topografische Dienst), de verzadigde doorlatendheid van de deklaag (uit de relevante bouwsteen van de ondergrond, zie Aanhangsel 2.2) en die van het eerste watervoerend pakket

(Grondwaterkaart van Nederland, Lageman en Homan, 1979; Lekahena en Langbein, 1980), en de intreeweerstand van een sloot met een standaardprofiel. De berekende drainageweerstand variëren tussen 69 en 581 dagen voor het ondiepe systeem, en tussen 57 en 1667 dagen voor het diepe systeem. De weerstand voor verticale stroming is afgeleid uit de Grondwaterkaart van Nederland (Lageman en Homan, 1979; Lekahena en Langbein, 1980).

Gewas- en bodemverdampingsparameters zijn verkregen van Wesseling (1991). Hierbij is onderscheid gemaakt tussen de drie grondgebruiksvormen gras, bouwland en natuur. Voor bouwland zijn gemiddelde waarden van gewasparameters van aardappelen, bieten, graan en mais gebruikt om een gemiddeld 'bouwlandgewas' voor De Vier Noorderkoggen te beschrijven. 'Natuur' is in deze studie gedefinieerd als korte grasachtige vegetatie die kan worden beschreven met de gewasparameters van gras. Voor de grondgebruiksvorm 'natuur' zijn daarom geen aparte SWAP_{cr}-simulaties uitgevoerd, maar zijn voor ANIMO de simulatieresultaten van 'gras' gebruikt.

3 Tijdsafhankelijke invoergegevens

De neerslaghoeveelheid en potentiële evapotranspiratie (referentiegewasverdamping volgens Makkink) op dagbasis voor polder De Vier Noorderkoggen zijn voor het eerste deel van de historische hydrologische run (1980-1989) betrokken van weerstation De Bilt. De neerslagduur is berekend uit de neerslaghoeveelheid met dezelfde lineaireregressievergelijkingen als gebruikt bij Rozendaal (zie 5.2.2.1). Voor het laatste deel van deze run (1990-1994) en voor de simulatieperiode (1995-1998) zijn de neerslaghoeveelheid en –duur verkregen van neerslagstation Medemblik en de potentiële evapotranspiratie (referentiegewasverdamping volgens Makkink) berekend uit gegevens van weerstation Schiphol.

De maaiveldshoogte is voor nagenoeg het gehele gebied strikt genomen geen tijdsafhankelijke parameter, omdat het maaiveld van zavel- en kleigronden niet daalt (uitzondering vormt de 12% klei-op-veengronden). Er is dan ook gewerkt met een vaste maaiveldshoogte. Gegevens zijn verkregen van Waterschap West-Friesland in de vorm van een digitaal bestand met hoogteopnamen uit 1998. De dichtheid van de hoogtepunten is 1 per vlak van 25 m x 25 m. Het hoogtepuntenbestand is geverifieerd en opgeschoond aan de hand van de peilgebiedenkaart van het Waterschap en informatie uit het TOP10-vectorbestand. Vervolgens zijn gemiddelde maaiveldshoogten per cluster berekend.

Het oppervlaktewaterpeil t.o.v. maaiveld (de drooglegging) per cluster is verkregen door de streefpeilen van de peilgebiedenkaart van het Waterschap West-Friesland te verrekenen met de clustermaaiveldshoogte.

De stijghoogte van het grondwater in het 1^e watervoerend pakket op dagbasis en per cluster is afgeleid uit stijghoogtegegevens van peilbuizen van DGV-TNO. Er waren stijghoogten beschikbaar voor de periode 1990-1997 van 24 peilbuizen in de omgeving van het proefgebied, echter niet binnen het gebied (zie fig 5). Van 12 van deze buizen waren ook registraties van het jaar 1998 beschikbaar. Over de beschikbare periode zijn het gemiddelde, het zomergemiddelde en het wintergemiddelde van de stijghoogte per buis berekend. Met deze gemiddelden zijn isohypsenkaarten berekend die vervolgens zijn vergeleken met isohypsenkaarten van het grondwater in het 1^e watervoerend van de Grondwaterkaart van Nederland (Lageman en Homan, 1979; Lekahena en Langbein, 1980). De gradiënt van de

stijghoogte op beide soorten kaarten kwam redelijk overeen. Uit de isohypsenkaarten op basis van de gemiddelden zijn per cluster een gemiddelde stijghoogte en een amplitude rond het gemiddelde (als verschil tussen winter- en zomergemiddelde) bepaald. Deze twee waarden zijn gebruikt om met een sinusfunctie voor elke dag in het jaar een gemiddelde stijghoogte te berekenen die vervolgens is verrekend met de clustermaaiveldshoogte. Deze gemiddelde stijghoogten ten opzichte van maaiveld op dagbasis zijn voor de gehele rekenperiode 1980-1998 gebruikt.

Kalibratie

SWAP_{cr} is voor elk cluster gedraaid met de beide grondgebruiksvormen grasland en bouwland. Deze runs zijn gebruikt om de resultaten te beoordelen aan de hand van de Gt die specifiek per grondgebruiksvorm bekend is. De berekende Gt-waarden per cluster zijn vergeleken met de Gt-vlakken van de Bodemkaart van Nederland, schaal 1 : 50.000 (Rosling, 1995). De resultaten van 1998 zijn, na middeling naar rato van het aandeel van de twee grondgebruiksvormen in de clusteroppervlakte, geconverteerd door programma CVSWADUF (zie 4.3.2) tot hydrologische invoer voor DUFLOW waarmee de gebiedswaterbalansen van polder De Vier Noorderkoggen en polder Bennemeer zijn berekend. Deze waterbalansen zijn gecontroleerd door vergelijking met metingen van uitslag- en inlaathoeveelheden van het jaar 1998 van het Waterschap West-Friesland (Witteveen+Bos, 1999).

Beide vergelijkingen gaven hetzelfde beeld te zien: SWAP_{cr} berekende een veel te droge situatie. De berekende Gt's waren te droog en de netto-uitslag van water, en daarmee de netto-afvoer vanuit de bodem, werden sterk onderschat. Daaruit is geconcludeerd dat de wegzijging was overschat en dat de stijghoogten van het water in het 1^e watervoerende pakket moesten worden verhoogd. Dit is vooral gedaan voor de clusters langs de Noordgrens van het proefgebied, waar de invloed van de lage stijghoogte in de Wieringermeer blijkbaar was overschat, en de clusters met onderbemaling in de polders Bennemeer en Gavesloot. Het verschil in streefpeil tussen deze polders en de aangrenzende gebieden bedraagt resp. 1,0 en 0,7 m, waardoor lokale, dijke kwel optreedt (zie 2.3). Omgekeerd is een verlaging van de stijghoogte toegepast in de aangrenzende clusters om het effect van de lokale wegzijging naar de onderbemalingsgebieden te simuleren. Bij de polders Bennemeer en Gavesloot is de berekende kwel vóór correctie van de stijghoogte beschouwd als regionale kwel, en de toename van de kwel berekend na correctie van de stijghoogte als lokale kwel (zie ook 5.2.3.2). Dit levert voor de Bennemeer de verhouding regionale kwel : lokale kwel = 1 : 4. In de polder Gavesloot is de kwel volledig lokaal.

Na correctie van de stijghoogten waren gemeten en berekend Gt-patroon, en gemeten en berekende netto-uitslag bevredigend met elkaar in overeenstemming.

5.2.3.2 ANIMO

1 Initiële gegevens

Als Rozendaal (zie 5.2.2.2), met dit verschil dat in De Vier Noorderkoggen nauwelijks veengronden voorkomen, waardoor de module PEATADDIT nauwelijks is toegepast.

2 Modelparameters

Voor de drie groepen modelparameters zijn de waarden op de volgende wijze verkregen:

a gewassubsteernr.

hierbij is onderscheid gemaakt tussen de twee grondgebruiksvormen gras en bouwland. Grondgebruiksvorm natuur (als korte grasachtige vegetatie) is beschreven met de gewasparameters van gras. Voor de gewasparameters zijn merendeels standaard(default)waarden gebruikt (Boogaard & Kroes, 1997; Kroes & Roelsma, 1998). Voor bouwland zijn gemiddelde waarden van gewasparameters van aardappelen, bieten, graan en mais gebruikt om een gemiddeld 'bouwlandgewas' te beschrijven. De bewortelingsdiepte is afkomstig van de bodemkaart van Nederland 1 : 50.000 (Rosing, 1995).

b bodemsubsteernr.

de bodemfysische en -chemische eigenschappen zijn voor elk van de vier onderscheiden bodemeenheden (zie tabel 12) per horizont verkregen van de relevante PAWN-bodemeenheden (zie Aanhangsel 2.2).

Voor de samenstelling van de verschillende organische materialen (zoals mestvormen, veen) in de vorm van organische stoffracties en hun eigenschappen zijn standaardwaarden gebruikt (Boogaard & Kroes, 1997; Kroes & Roelsma, 1998).

c watersubsteernr.

de verzadigde doorlatendheid van de bodemhorizonten (zie Aanhangsel 2.2).

3 Tijdsafhankelijke invoergegevens.

Alle waterbalanstermen, de drukhoogten en de grondwaterstand zijn op dagbasis per deelrun/periode aangeleverd door SWAP_{cr}. Omdat elk cluster met ANIMO is doorgerekend voor de drie onderscheiden grondgebruiksvormen gras, bouwland en natuur zijn deze hydrologische gegevens per grondgebruiksvorm door SWAP_{cr} aangeleverd, waarbij voor 'natuur' de hydrologische gegevens zijn gebruikt van 'gras'.

De stikstof- en fosforconcentraties in de neerslag en de droge depositie aan stikstof zijn voor de periode 1995-1997 verkregen van het RIVM (Klein, 2001). Voor 1998 zijn de waarden van 1997 gebruikt. Voor de historische run zijn de waarden van 1995 gecorrigeerd aan de hand van factoren uit de landelijke WSV-berekeningen (Boers et al., 1997).

De stikstof- en fosforconcentraties in het infiltrerende oppervlaktewater zijn afkomstig van het Hoogheemraadschap van de Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier. Van 17 lokaties en 6 meetronden waren meetgegevens beschikbaar. Op basis van de ligging van de lokaties en de gemeten concentraties is het proefgebied in tweeën gedeeld: een westelijk/midden en een oostelijk deel. Het gemiddelde van de zomerhalfjaarconcentraties per deelgebied is gebruikt als concentratie in het infiltrerend oppervlaktewater.

De stikstof- en fosforconcentraties in het kwelwater zijn voor de regionale kwelcomponent (zie 5.2.3.1 **Kalibratie**) gebaseerd op jaarlijkse meetgegevens van drie filterbuizen van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (Klein, 2001) voor de periode 1993-1996. Slechts één van deze drie buizen ligt binnen het eigenlijke proefgebied De Vier Noorderkoggen (zie fig. 5 voor de ligging van deze buis); beide andere liggen in het westelijke en zuidelijk deel van polder De Vier Noorderkoggen en kunnen derhalve niet worden getoond in figuur 5. De concentraties van opgelost

organisch-N (DON) en organisch-P (DOP) zijn afgeleid van de DOC-concentraties (DON : DOC = 1 : 10 en DON : DOP = 1 : 2). In de clusters met onderbemaling in de polders Bennemeer en Gavesloot zijn aan de lokale kwelcomponent (zie 5.2.3.1) de N- en P-concentraties toegekend van het oppervlaktewater dat in de omringende hogergelegen clusters infiltreert en in de onderbemalingen als lokale kwel naar de oppervlakte komt.

Bemestingsgegevens als hoeveelheden, tijdstippen en samenstelling zijn voor de historische run en de simulatieperiode verkregen zoals aangegeven in paragraaf 3.3.

Kalibratie

Er waren geen gebiedsgegevens voorhanden om ANIMO aan te kalibreren of toetsen. De enige toetsing die heeft plaatsgevonden is vergelijken van de orde van grootte van de modeluitkomsten voor belangrijke balansposten met die van algemene gegevens (over bv. de gewasopname) en vergelijkbare modeltoepassingen (voor bv. de uitspoeling). Hiertoe zijn voor elk cluster aparte runs uitgevoerd met de drie grondgebruiksvormen grasland, bouwland en natuur (als onbemest grasland).

5.2.4 De Putten

Om de sterke daling van het maaiveld gedurende de periode 1960-1998 mee te nemen in de berekeningen is de historische run van De Putten afwijkend opgebouwd van die van Rozendaal en De Vier Noorderkoggen: in plaats van één zijn twee historische hydrologische runs van 15 jaar doorgerekend, beide op basis van dezelfde reeks van weerjaren (1980-1994). De eerste run is representatief voor de rekenperiode 1950-1979, waarin het maaiveld nog relatief weinig is gedaald. De tweede run is representatief voor de periode 1980-1994, met een sterk gedaald maaiveld. Derhalve vormde de eerste run de basis voor de eerste twee historische ANIMO-runs en de tweede voor de derde historische ANIMO-run.

5.2.4.1 SWAP_{cr}

1 Initiële gegevens

In de initiële situatie van de eerste historische hydrologische run is de grondwaterstand aan maaiveld gezet, zodat het gehele bodemprofiel verzadigd is, en het matrixvolume maximaal is en het scheurvolumen nul. De eindtoestand van deze run is gebruikt als initiële toestand voor de tweede historische hydrologische run, waarvan de eindtoestand is gebruikt als initiële toestand voor de simulatieperiode.

2 Modelparameters

De bodemfysische eigenschappen waterretentie- en doorlatendheidskarakteristiek zijn voor de voorkomende bouwstenen (zie Aanhangsel 2.2, tabel A2.3) overgenomen van de Staringreeks (Wösten et al., 2001). De krimpkarakteristiek voor de veen- en kleigveengronden is overgenomen van Bergambacht (zie 5.2.1.1).

Parameters voor de bepaling van preferent transport (sorptiviteit en geometrie macroporiën) zijn ingeschat aan de hand van Hendriks et al. (1999).

Voor het bepalen van de parameters voor de drainageberekeningen is in elk cluster onderscheid gemaakt tussen twee oppervlaktewaterstelsels: een greppelstelsel (bodemdpte 0,25 m) en een slootstelsel (gemiddelde bodemdpte 2,0 m). De drainageweerstand voor elk stelsel zijn berekend met de formules van Ernst (1978), aan de hand van een schatting van de greppel- en slootlengten en -afstanden (TOP10-vector, © Topografische Dienst), de verzadigde doorlatendheid van de deklaag tot aan maximaal de diepte van de potklei (uit de relevante bouwsteen van de ondergrond, zie Aanhangsel 2.3) en de intreeweerstand van een sloot met een standaardprofiel. De berekende drainageweerstand variëren tussen 210 en 596 dagen voor het greppelstelsel, en tussen 272 en 1778 dagen voor het slootstelsel.

De weerstand voor verticale stroming is op 0 gesteld wat inhoudt dat het model zelf een c-waarde berekent voor het verzadigde deel van het gemodelleerde profiel op basis van de dikte en verzadigde doorlatendheid van dat deel van het profiel. De reden voor deze benadering is dat de 1^e watervoerende laag in alle clusters binnen het gemodelleerde profiel voorkomt (horizont O02b in Aanhangsel 2.3).

Gewas- en bodemverdampingsparameters voor gras: van Wesseling (1991).

3 Tijdsafhankelijke invoergegevens

De neerslaghoeveelheid en potentiële evapotranspiratie (referentiegewasverdamping volgens Makkink) op dagbasis voor polder De Putten zijn voor het eerste deel van de historische hydrologische run (1980-1989) betrokken van weerstation De Bilt. De neerslagduur is berekend uit de neerslaghoeveelheid met dezelfde lineairregressievergelijkingen als gebruikt bij Rozendaal (zie 5.2.2.1). Voor het laatste deel van deze run (1990-1994) en voor de simulatieperiode (1995-1998) is de neerslaghoeveelheid verkregen van neerslagstation Drachten en de potentiële evapotranspiratie (referentiegewasverdamping volgens Makkink) van weerstation Leeuwarden. De neerslagduur is berekend uit de neerslaghoeveelheid met de lineairregressievergelijkingen.

De beschikbare gegevens over de maaiveldshoogte dateerden van eind jaren '50. Deze gegevens zijn sterk verouderd door de zakking van het maaiveld als gevolg van veenoxidatie. Dit proces is versterkt door de herhaalde verlaging van het polderpeil in het gebied. Daarom is door Alterra midden 1999 een aanvullende hoogtemeting uitgevoerd met als doel de gemiddelde maaiveldshoogte in een aantal representatieve clusters te bepalen. Door vergelijking van deze recente metingen met de oude gegevens is voor de voorkomende bodemeenheden van de Bodemkaart van Nederland 1 : 50.000 de zakking van het maaiveld gedurende de periode 1960-1999 bepaald. Hieruit is de zakking voor de overige clusters afgeleid op basis van bodemtype en (historische) gegevens over het peil. De zakking in deze periode van 40 jaar loopt uiteen van 0,03 m (0,75 mm per jaar) bij clusters op zandgrond tot 0,36 m (9 mm per jaar) bij clusters op veen. Op basis van deze gegevens zijn gemiddelde maaiveldshoogten per cluster berekend voor de hydrologische rekenperioden 1965-1979, 1980-1994 en 1995-1998.

Het oppervlaktewaterpeil t.o.v. maaiveld (de drooglegging) per cluster is verkregen door de streefpeilen van de peilgebiedenkaart van het Wetterskip Lauwerswâlden te verrekenen met de clustermaaiveldshoogte. In de modelberekeningen zijn voor de periode tot en met 1988 de oude waarden voor het streefpeil gebruikt (zie 2.4). Vanaf 1989 zijn de huidige peilen gebruikt. In de percelen van Staatsbosbeheer met extensief beheer wordt gedurende de zomer getracht een hoger peil in de perceelsslotten te

handhaven dan in de omringende polder (zie 2.4). Omdat hierbij geen wateraanvoer mogelijk is, daalt het peil tot maximaal 0,2 m beneden streefpeil, om vervolgens in het najaar weer te stijgen tot het streefpeil. In de berekeningen is deze situatie met waterconservering vanaf 1989 toegepast bij de clusters met extensief beheer.

De stijghoogte van het grondwater in het 1^e watervoerend pakket op dagbasis en per cluster is afgeleid uit stijghoogtegegevens van peilbuizen van DGV-TNO. Er waren stijghoogten beschikbaar voor de periode 1994(1996)-1998 van zeven peilbuizen waarvan één buiten het proefgebied (zie fig 6). Al deze buizen betreffen freatische buizen met het filter op circa 1,5 m – mv. Drie buizen hebben naast een ondiep filter tevens een diep filter op 10 of 15 m – mv. Uit deze gegevens en uit aanvullende gegevens van een studie naar het effect van peilverlaging in het gebied op de hydrologische situatie (Janssen, 1992) blijkt dat het verloop met de tijd van de stijghoogte in de diepere ondergrond sterk overeenkomt met het verloop in de tijd van het freatisch vlak.

Over de beschikbare periode zijn het gemiddelde, het zomergemiddelde en het wintergemiddelde van de stijghoogte per buis berekend. Met deze gemiddelden zijn isohypsenkaarten samengesteld, waarbij is aangenomen dat de stijghoogten langs de noordelijke, oostelijke en zuidelijke randen van het proefgebied gelijk zijn aan het boezempeil. Voor het zeer natte jaar 1998 is hierbij op basis van de meetgegevens een 0,14 tot 0,29 m hogere stijghoogte aangehouden. Door ruimtelijke interpolatie zijn uit deze isohypsenkaarten per cluster een gemiddelde stijghoogte en een amplitude rond het gemiddelde bepaald (als twee keer het verschil tussen winter- en zomergemiddelde). Deze twee waarden zijn gebruikt om met een sinusfunctie voor elke dag in het jaar een gemiddelde stijghoogte te berekenen die vervolgens per rekenperiode is verrekend met de clustermaaveldshoogte.

Kalibratie

De door SWAP_{cr} berekende grondwaterstanden zijn geïnterpreteerd tot Gt's per cluster die zijn vergeleken met de Gt-patronen van de Bodemkaart (Stiboka, 1976 en 1981). Hieruit bleek dat de berekende Gt's (veel) te nat waren. In de berekeningen bleef het bodemprofiel ook langdurig volledig verzadigd, vooral in 1998. Hieruit is geconcludeerd dat de opgelegde gemiddelde stijghoogten te hoog waren, maar dat de amplitude wel correct was. Daarom zijn de gedetailleerde waarnemingen van freatische grondwaterstanden van Janssen (1992) uit 1989 gebruikt voor een globale kalibratie van de gemiddelde stijghoogte en de amplitude voor de drie clusters waarin de waarnemingen zijn verricht (nr.'s 5, 12 en 25; zie fig. 12). De aanpassingen aan de gemiddelde stijghoogten van deze drie clusters zijn geëxtrapoleerd naar de andere clusters. Na deze aanpassingen waren gemeten en berekend Gt-patroon bevredigend met elkaar in overeenstemming.

5.2.4.2 ANIMO

1 Initiële gegevens

Als Rozendaal (zie 5.2.2.2), met dit verschil dat de eerste twee deelruns van de historische run zijn doorgerekend op basis van de eerste historische hydrologische run, en de derde deelrun op basis van de tweede historische hydrologische run.

2 Modelparameters

Voor de drie groepen modelparameters zijn de waarden op de volgende wijze verkregen:

a gewassubsteem:

Voor de gewasparameters voor gras zijn merendeels standaard(default)waarden gebruikt (Boogaard & Kroes, 1997; Kroes & Roelsma, 1998). De bewortelingsdiepte is afkomstig van de bodemkaart van Nederland 1 : 50.000 (Stiboka, 1976 en 1981).

b bodemsubsteem:

de bodemfysische en -chemische eigenschappen zijn voor elk van de drie onderscheiden bodemeenheden (zie tabel 13) per horizont verkregen van de relevante PAWN-bodemeenheden (zie Aanhangsel 2.3).

Voor de samenstelling van de verschillende organische materialen (zoals mestvormen, veen) in de vorm van organische stoffracties en hun eigenschappen zijn standaardwaarden gebruikt (Boogaard & Kroes, 1997; Kroes & Roelsma, 1998).

c watersubsteem:

de verzadigde doorlatendheid van de bodemhorizonten (zie Aanhangsel 2.4).

3 Tijdsafhankelijke invoergegevens.

Alle waterbalanstermen, de drukhoogten en de grondwaterstand zijn op dagbasis per deelrun/periode aangeleverd door SWAP_{cr}.

De stikstof- en fosforconcentraties in de neerslag en de droge depositie aan stikstof zijn voor de periode 1995-1997 verkregen van het RIVM (Klein, 2001). Voor 1998 zijn de waarden van 1997 gebruikt. Voor de historische run zijn de waarden van 1995 gecorrigeerd aan de hand van factoren uit de landelijke WSV-berekeningen (Boers et al., 1997).

De stikstof- en fosforconcentraties in het infiltrerende oppervlaktewater zijn afkomstig van het Wetterskip Fryslân. Op basis van meetgegevens van 6 lokaties en 5 meetronden zijn gemiddelde zomerhalfjaarconcentraties berekend die zijn toegekend aan het infiltrerende oppervlaktewater.

Er waren geen gegevens beschikbaar over de stikstof- en fosforconcentraties in het kwelwater in het proefgebied. Daarom zijn de concentraties in het infiltrerende oppervlaktewater ook toegekend aan de lokale kwel.

Bemestingsgegevens als hoeveelheden, tijdstippen en samenstelling zijn voor de historische run en de simulatieperiode verkregen zoals aangegeven in paragraaf 3.4.

Kalibratie

Er waren geen gebiedsgegevens voorhanden om ANIMO aan te kalibreren of toetsen. De enige toetsing die heeft plaatsgevonden is vergelijken van de orde van grootte van de modeluitkomsten voor belangrijke balansposten met die van algemene gegevens (over bv. de gewasopname) en vergelijkbare modeltoepassingen, zoals die van Bergambacht (voor bv. de uitspoeling in het veengebied van De Putten).

6 Resultaten nutriëntenbelasting

In dit hoofdstuk worden de resultaten van de bodemberekeningen besproken. Deze bespreking blijft beperkt tot de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater: de stikstof- en fosforuitspoeling vanuit de bodem naar het oppervlaktewater³. Waterkwantiteitsaspecten komen alleen aan bod in relatie tot de bespreking van de nutriëntenuitspoeling. De resultaten van de berekeningen met de bodemmodellen vormen de basis voor de berekeningen met de oppervlaktewatermodellen, die worden uitgevoerd door het RIVM.

Eerst wordt de trend in de berekende stikstof(N)- en fosfor(P)uitspoeling over de periode 1970-1998 van de vier proefgebieden onderling vergeleken (6.1). Daarna wordt een analyse gemaakt van de bronnen van diffuse nutriëntenbelasting (6.2). Tenslotte wordt per proefgebied de uitspoeling gedurende de eigenlijke simulatieperiode 1995-1998 nader besproken (6.3).

Hoewel het bij de eindresultaten van het totale proefgebiedenproject vooral ook gaat om zomergemiddelde concentraties van nutriënten in het oppervlaktewater beperkt dit rapport zich tot het geven van een overzicht van de gemiddelde bodemuitspoeling over een jaar. Het geven van zomergemiddelden voor uitspoeling vanuit de bodem is weinig zinvol daar de uitspoeling in de winterperiode sterk bepalend is voor de zomerconcentraties in het oppervlaktewater. Het geven van meer gedetailleerde gegevens dan op jaarbasis valt dan ook buiten het bestek van dit rapport.

6.1 Vergelijking trend in de belasting van de vier proefgebieden

In deze paragraaf worden de berekende N- en P-emissies van de vier proefgebieden onderling vergeleken aan de hand van het gebiedsgemiddelde verloop van de N- en P-vrachten en de gemiddelde N- en P-uitspoelingsconcentraties in de periode 1970-1998. Hierbij gaat het om trends in de emissie, waarbij de nadruk ligt op hoe de verschillende gebieden met ieder hun eigen randvoorwaarden reageren op generieke veranderingen in mestgiften. Van belang hierbij zijn naast verschillen in bemestingsniveau, verschillen in bodems, hydrologische randvoorwaarden en kwel of wegzijging. Er is gekozen voor de periode 1970-1998 uit de totale rekenperiode 1950-1998, omdat vanaf 1970 een redelijk beeld bestaat van de historische gegevens over grondgebruik en bemestingsniveaus uit de WSV-studie (Boers et al., 1997). Voor de periode daarvoor zijn deze gegevens zeer globaal. De periode 1970-1998 bevat alle belangrijke veranderingen in het generieke mestbeleid en de daarmee samenhangende werkelijke fluctuaties in de toegepaste bemestingsniveaus.

³ De term 'uitspoeling' staat in dit rapport voor de gezamenlijke transportroutes oppervlakkige afspoeling en uitspoeling naar het oppervlaktewater

6.1.1 Verloop N- en P-uitspoeling in de tijd

In figuur 13 is voor de vier proefgebieden het verloop in de tijd van de berekende totaal-N- en totaal-P-uitspoeling in de periode 1970-1998 gegeven als jaarvracht en als jaargemiddelde uitspoelingsconcentratie. De resultaten zijn naar oppervlakte van de clusters gewogen gemiddelden over het rurale deel van elk gebied. Stedelijke bebouwing en ander verhard oppervlak zijn niet meegenomen in deze gemiddelden. De jaargemiddelde uitspoelingsconcentraties zijn berekend door de gebiedsgemiddelde vracht op jaarbasis te delen door de gebiedsgemiddelde afvoer van water naar het oppervlaktewater op jaarbasis. Omdat de uitspoeling in sterke mate wordt bepaald door neerslag(overschot) en N- en P-bemesting is het verloop van de jaartotalen van neerslag, berekend actueel neerslagoverschot en bemestingsniveau tevens in figuur 13 opgenomen.

Voor alle gebieden met uitzondering van Bergambacht is voor de periode 1950-1994 een reeks van 15 werkelijke weerjaren (1980-1994) gebruikt die drie keer is herhaald. De neerslag- en andere meteorologische gegevens zijn afkomstig van nabijgelegen weerstations (zie 5.2). Voor Bergambacht is voor de periode 1950-1987 één gemiddeld weerjaar gebruikt. Voor de eigenlijke simulatieperiode 1995-1998 zijn werkelijke meteorologische gegevens gebruikt van weerstations zo dicht mogelijk bij de proefgebieden. Figuur 13 laat zien dat hoewel de neerslag voor sommige gebieden onderling in bepaalde perioden (nagenoeg) gelijk is, het berekende neerslagoverschot, dat de drijvende kracht is voor de nutriëntenuitspoeling, aanzienlijk kan verschillen per gebied als gevolg van verschillen in gewas(groei), en bodemfysische en hydrologische omstandigheden. De herhaling in de weerjaren in de periode 1970-1994 is duidelijk zichtbaar in neerslag en neerslagoverschot. De neerslag van het gemiddelde weerjaar van Bergambacht lijkt redelijk gemiddeld ten opzichte van het neerslagverloop van het aangrenzende proefgebied Rozendaal; het neerslagoverschot daarentegen lijkt wat lager.

De invloed van neerslag(overschot)patronen zijn duidelijk zichtbaar in de berekende uitspoelingsvrachten: pieken en dalen in de vrachten vallen samen met pieken en dalen in het neerslagoverschot. De grootte van het neerslagoverschot bepaalt in hoge mate de waterafvoer naar het oppervlaktewater die de drijvende kracht is voor de nutriëntenuitspoeling. Op jaarbasis zijn waterafvoer en nutriëntenvracht sterk gecorreleerd. Dit geldt niet voor de gemiddelde uitspoelingsconcentratie. Deze vertoont een veel geleidelijker verloop. Kleine pieken of dalen in concentraties vallen samen met zowel pieken als dalen in het neerslagoverschot. Deze samenhang wordt bepaald door complexe mechanismen in en op de bodem in relatie tot moment van neerslag en bemesting in het groeiseizoen. Wel bestaat de overwegende tendens van pieken in de concentraties die samengaan met dalen in vrachten en neerslagoverschot in droge jaren (indikking), en de omgekeerde tendens in natte jaren (verduunning). Opvallende voorbeelden hiervan zijn de laatste drie jaren: de droge jaren 1996 en 1997 met pieken in de concentraties door indikking en het uitzonderlijk natte jaar 1998 met dalen in de concentraties door verduunning.

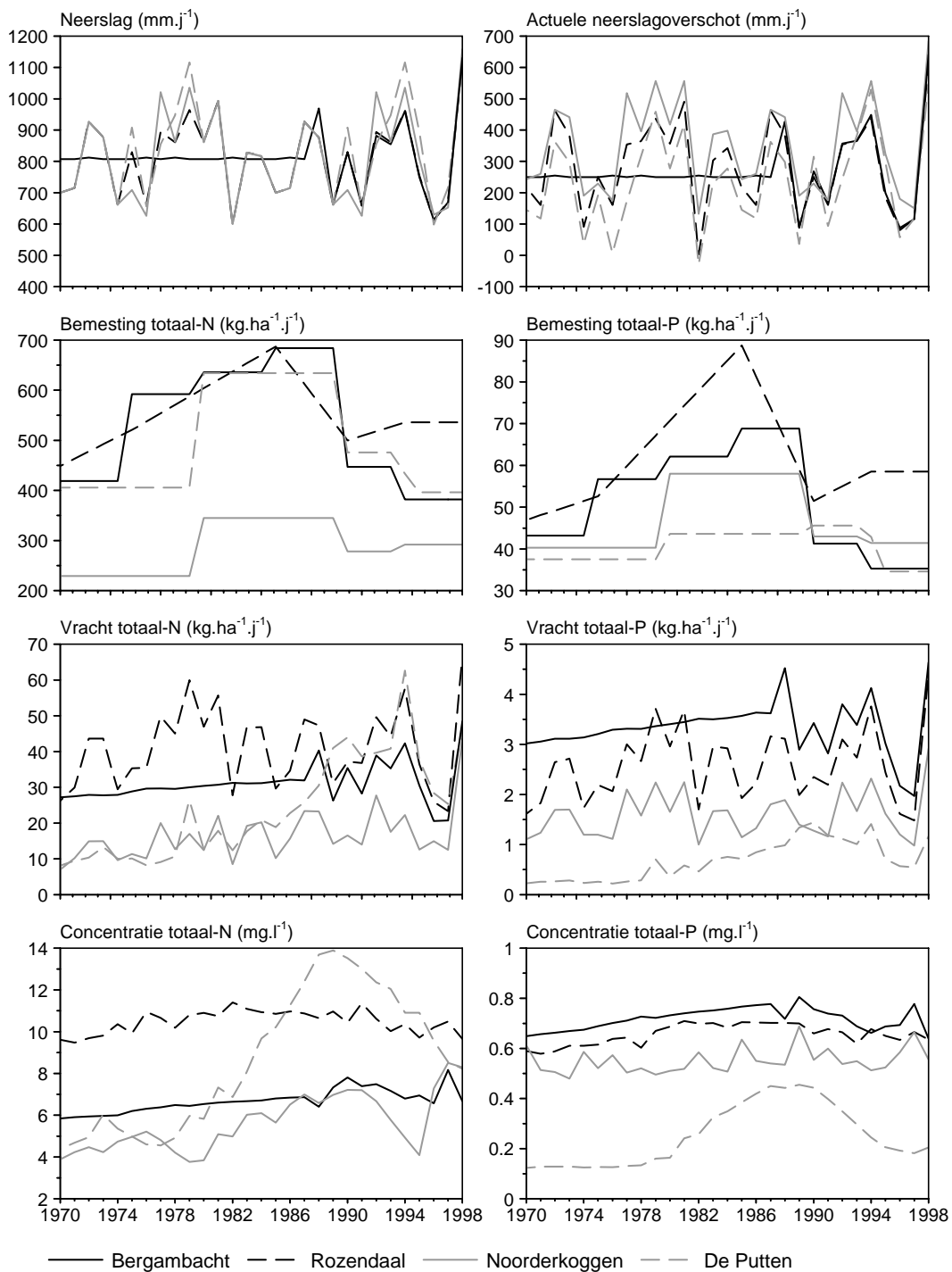


Fig. 13 Verloop in de tijd over de periode 1970-1998 van neerslag, berekend actueel neerslagoverschot, N- en P-bemestingsniveau, berekende N- en P-uitspoelingsvracht en berekende N- en P-uitspoelingsconcentratie voor de vier proefgebieden. Bemesting en vrachten zijn oppervlaktegewogen gebiedsgemiddelde jaartotalen⁴ en concentraties oppervlaktegewogen gebiedsgemiddelde jaargemiddelden (nutriëntenvracht gedeeld door waterafvoer op jaarbasis), voor het rurale deel van elk gebied. N-bemesting is zonder ammoniak die vervluchtigt tijdens aanwending.

⁴ Resultaten in dit rapport zijn uitgedrukt in ha landbodem

Tussen de relatieve grootte van neerslagoverschot en uitspoelingsvracht en -concentratie onderling bestaat in de vier gebieden geen eenduidige relatie. Het is duidelijk dat andere processen en omstandigheden dan neerslag(overschot) (mede) bepalend zijn voor de grootte van de belasting van het oppervlaktewater met nutriënten. Een belangrijke daarvan is bemesting als antropogene bron van nutriënten. De N- en P-bemestingsniveaus en het verloop daarvan verschillen over het algemeen aanzienlijk tussen de gebieden. Voor N is vooral het niveau van De Noorderkoggen opvallend laag, wat samenhangt met het diverse grondgebruik in het gebied, waaronder onbemest natuurgebied. De veenweidegebieden Bergambacht en Rozendaal kennen gemiddeld een relatief hoog N-bemestingsniveau. Bij Bergambacht is dat drastisch verlaagd vanaf 1988. Het niveau van de weidepolder De Putten ligt iets lager dan dat van de veenweidegebieden. Bij P is het bemestingsniveau van Rozendaal relatief hoog en dat van De Putten relatief laag. Ook het niveau van De Noorderkoggen is relatief laag. Het verloop van zowel de N- als P-bemesting in de tijd is voor de vier gebieden in grote lijnen gelijk: een stijging rond 1975, een piek in of gedurende de periode 1980-1988, en een (sterke) daling na die periode. In Rozendaal heeft relatief gezien de geringste daling plaatsgevonden sinds 1988.

Uit figuur 13 blijkt dat verschillen in bemestingsniveau niet volledig de verschillen in nutriëntenuitspoeling tussen de proefgebieden onderling kunnen verklaren. Het N-bemestingsniveau is tot 1989 het hoogst bij Bergambacht (gemiddeld iets hoger dan bij Rozendaal), terwijl de N-uitspoeling in deze periode het hoogst is bij Rozendaal. Bij vergelijking tussen deze twee gebieden voor fosfor geldt het omgekeerde. Belangrijke oorzaak hiervan is vooral de uitspoeling via kwel: voor N is deze hoger bij Rozendaal en voor P bij Bergambacht (zie 6.2). Voor de Noorderkoggen is het verband tussen bemestingsniveau en grootte van uitspoeling in relatieve zin ten opzichte van de ander drie gebieden wel aanwezig: bij N het laagst en bij P intermediair. Bij De Putten geldt dit wel voor P (laagste P-bemesting en –uitspoeling), maar niet voor N: dit gebied heeft in vergelijking de hoogste N-uitspoelingspiek (eind jaren '80), maar niet de hoogste N-bemesting.

Voor het analyseren van het verband tussen het verloop van bemesting en uitspoeling zijn de gemiddelde uitspoelingsconcentraties het meest geschikt. Invloeden van weerjaren werken hierin veel minder door dan in de uitspoelingsvrachten. Er lijkt een verband te bestaan tussen het verloop van bemesting en uitspoelingsconcentraties. Over het algemeen vertonen de concentraties een stijgende lijn vanaf 1970 met een top tussen 1980 en 1995. Per combinatie van gebied en nutriënt verschilt het jaar van deze top, maar in het algemeen valt deze rond 1988/1990, het begin van de sterke daling in de mestgiften. De reactie van de uitspoeling op grote veranderingen in de mestgift is echter relatief erg klein – met uitzondering van De Putten - en enigszins vertraagd. Blijkbaar spelen andere aspecten een rol in de relatie bemesting-uitspoeling, zoals de bufferende werking van de bodem, hydrologische condities en het bestaan van andere bronnen van N en P. Hierop wordt verder ingegaan in subparagraaf 6.1.2 en in paragraaf 6.2.

6.1.2 Vergelijking trend in N- en P-uitspoeling met trend in bemesting

Om de trend in het verloop van de nutriëntenuitspoeling en het bemestingsniveau onderling te vergelijken, is het zaak om bemesting als bron van nutriëntenbelasting te onderscheiden van de overige diffuse nutriëntenbronnen (bodem en kwel). Hiertoe zijn aanvullende berekeningen gedaan. In paragraaf 6.2 worden de werkwijze en resultaten hiervan uitgebreid behandeld. In deze subparagraaf wordt de bijdrage van de mest aan de nutriëntenbelasting afgezet tegen het bemestingsniveau. Hierbij ligt de nadruk vooral op de vergelijking van trends. Verklaring van verschillen in mestbijdragen tussen gebieden onderling in relatie tot bemesting en andere gebiedsspecifieke factoren geschiedt in paragraaf 6.2.

In figuur 14 zijn het jaartotale bemestingsniveau en de jaargemiddelde procentuele mestbijdrage aan de totale uitspoeling uitgezet tegen de tijd voor de periode 1970-1998. Vooral bij Rozendaal en De Noorderkoggen toont de mestbijdrage een grillig verloop waar moeilijk een duidelijke trend uit is af te lezen. Dit is het gevolg van de invloeden van de onderling sterk verschillende weerjaren (bij Bergambacht is voor 1970-1987 één gemiddeld weerjaar gebruikt). Daarom is tevens het 3-jarig voortschrijdende gemiddelde getoond, waarbij het gemiddelde voor een bepaald jaar het gemiddelde is van een reeks van 3 jaar met het betreffende jaar in het midden. Voor Bergambacht en De Putten vormt het 3-jarig voortschrijdende gemiddelde een goede fit door de individuele jaargemiddelden waaruit een duidelijke trend is af te lezen. Voor Rozendaal en De Noorderkoggen is dat minder het geval, vooral bij P waar het voortschrijdende gemiddelde meerdere pieken vertoont.

Bij alle gebieden toont de bijdrage van de bemesting aan de uitspoeling een stijgende lijn vanaf 1970: het gevolg van de (forse) toename van de bemesting vanaf vooral half en eind jaren '70, maar ook daarvoor. Uitzondering hierop vormt P bij De Putten. Hier zet de stijging in de mestbijdrage pas echt in na 1979 door de sterke toename van de N-bemesting in 1980 (voor verklaring, zie 6.2).

Vanaf 1989 (bij Rozendaal 1985) zet de daling in de bemesting in tot ongeveer het niveau van 1970 in 1994. Bergambacht kent de grootste absolute en relatieve (ca. 50%) daling tot een niveau in 1994 dat lager is dan dat van 1970. Bij Rozendaal en bij De Noorderkoggen voor N is het niveau van 1994 nog flink hoger dan dat van 1970. Vooral de daling van Rozendaal en De Noorderkoggen voor N en die van De Putten voor P is relatief slechts gering (<25%). De daling in mestgiften lijkt een daling in de relatieve mestbijdragen tot gevolg te hebben. Dit is voor de meeste gebieden af te lezen aan de lijn van het 3-jarig voortschrijdende gemiddelde van de mestbijdragen. Bij Bergambacht en Rozendaal voor N en P, en bij De Noorderkoggen voor P duikt deze lijn vanaf 1992/1993 naar beneden. Bij De Noorderkoggen lijkt voor N een structurele daling in de mestbijdrage ingezet te zijn in 1988 vóór de reductie in bemesting in 1989. Dit is het gevolg van verschillen in weerjaren. Ook bij De Putten doet deze 'voortijdige' daling in mestbijdragen zich voor, vooral voor P waar een sterke daling in de mestbijdrage inzet vijf jaar vóór de reductie van de P-bemesting. Ook hier zal variatie in weerjaren een rol spelen, maar de belangrijkste oorzaak is hier de vergroting van de drooglegging in 1989 (zie 2.4) waardoor de uitspoeling van

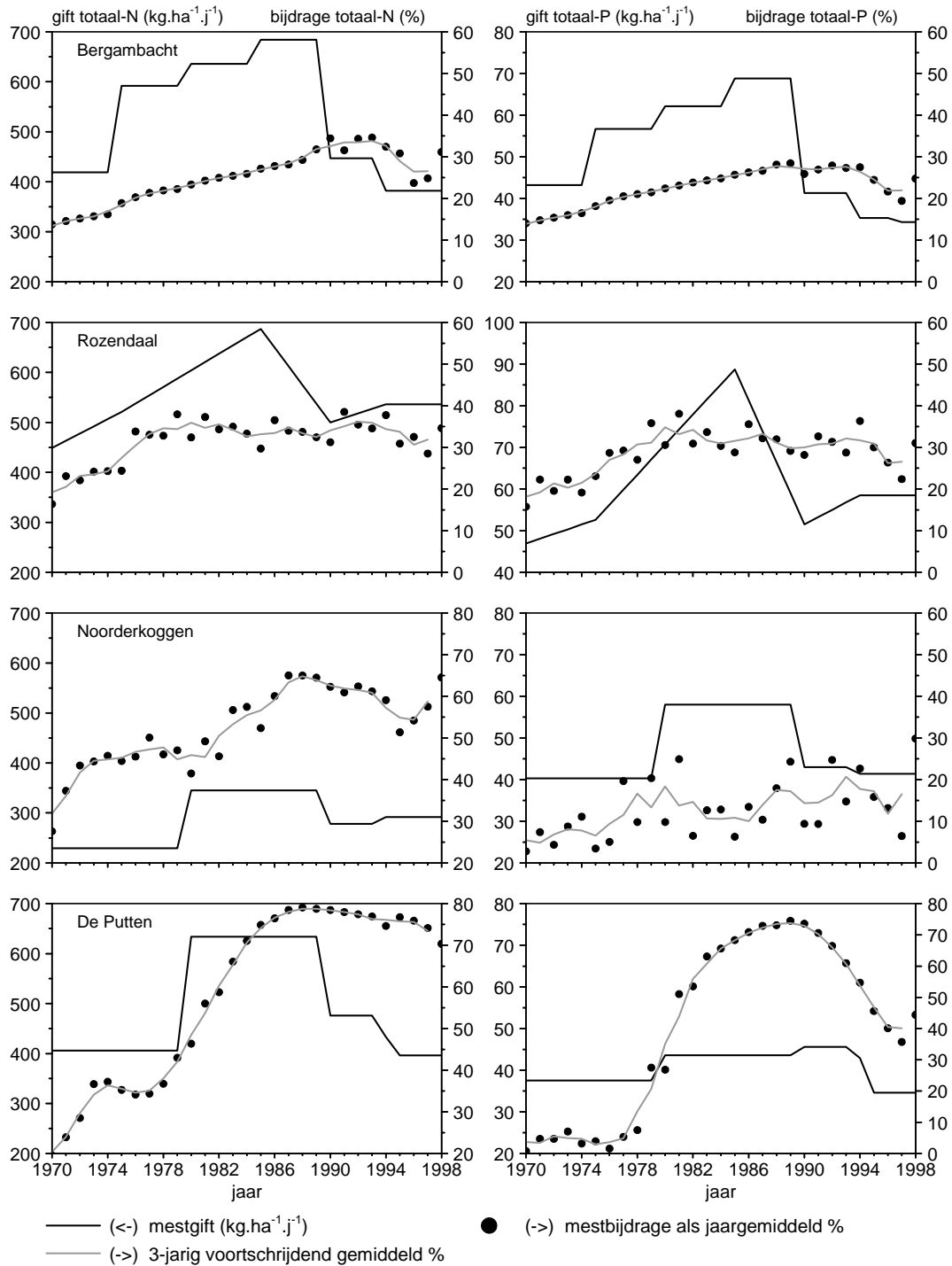


Fig. 14 Verloop in de tijd over de periode 1970-1998 van N- en P-bemestingsniveau en berekende procentuele bijdrage van de bemesting aan de N- en P-uitspoeling als jaargemiddelde en als 3-jarig voortschrijdende gemiddelde van de jaargemiddelden voor de vier proefgebieden. Bemestingsniveaus zijn oppervlaktegewogen gebiedsgemiddelde jaartotalen. N-bemesting is zonder ammoniak die vervluchtigt tijdens aanwending.

Let op de afwijkende schaal van de rechter verticale as voor N bij De Noorderkoggen en De Putten, en voor P bij De Putten!

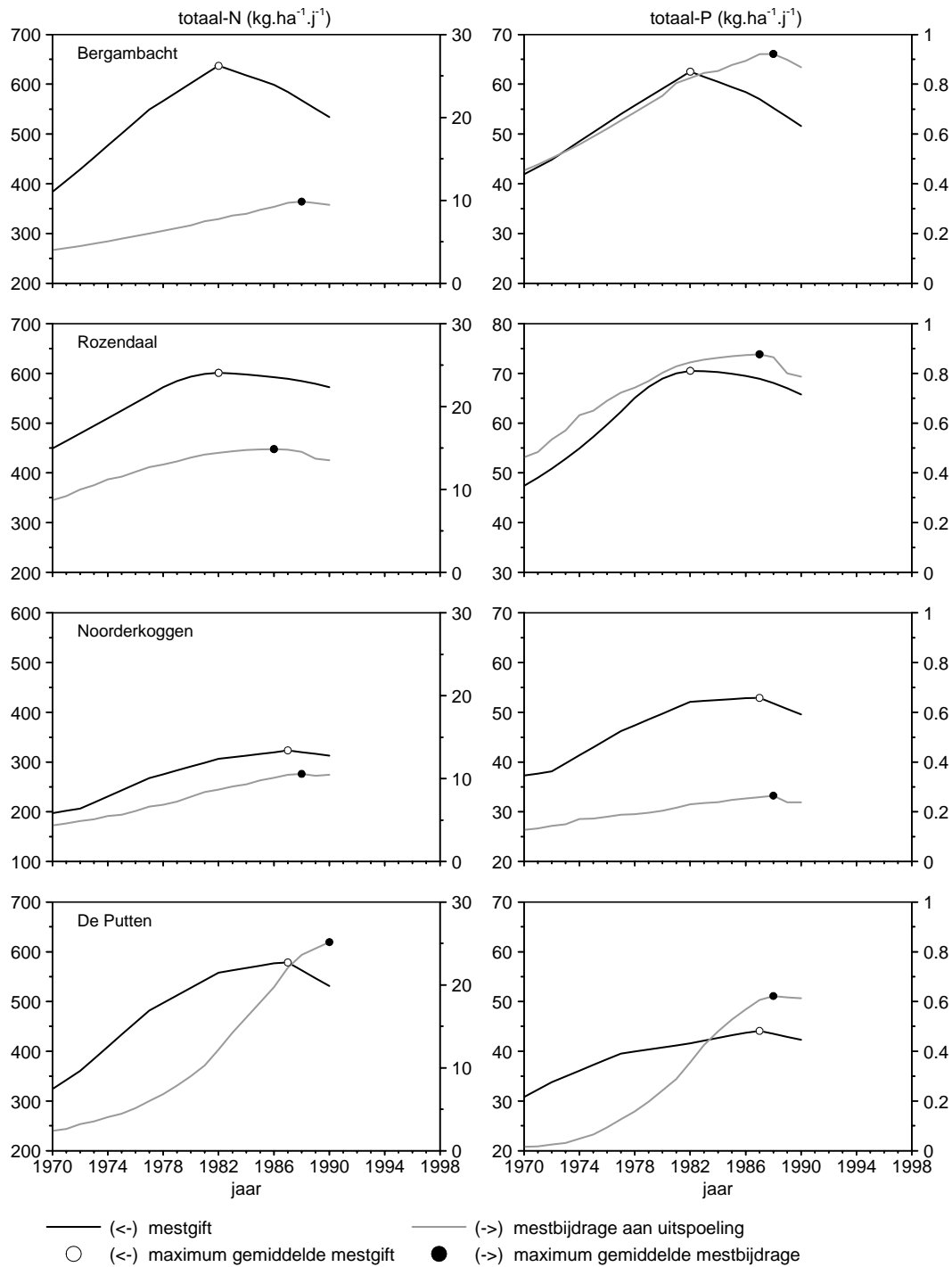


Fig. 15 Verloop in de tijd over de periode 1970-1997 van het 15-jarig voortschrijdend gemiddelde N- en P-bemestingsniveau en de 15-jarig voortschrijdend gemiddelde berekende bijdrage van de bemesting aan de N- en P-uitspoeling als vrucht voor de vier proefgebieden. Bemesting en vruchten zijn oppervlaktegewogen gebiedsgemiddelde jaartotalen. N-bemesting is zonder ammoniak die vervluchtigt tijdens aanwending. Let op de afwijkende schaal van de linker verticale as voor N bij De Noorderkoggen en voor P bij Rozendaal!

meststoffen vanaf dat jaar (sterk) afneemt (zie 6.2). Bij de meeste gebieden loopt in het laatste jaar het gemiddelde van de mestbijdragen weer op door de invloed van het extreem natte weerjaar 1998.

Hoewel het 3-jarig voortschrijdende gemiddelde een aanwijzing geeft voor een daling in mestbijdragen als gevolg van reductie van de mestgiften is dit verband alleen voor Bergambacht eenduidig. Bij de andere gebieden werkt de invloed van de verschillende weerjaren uit de 15-jarige reeks storend op het beeld van de trend in mestbijdragen: de jaargemiddelden en 3-jarig voortschrijdende gemiddelden vertonen meerdere pieken en dalen als gevolg van variatie in weerjaren. Om deze storende werking te minimaliseren is in figuur 15 het 15-jarig voortschrijdende gemiddelde van de mestbijdragen als vracht uitgezet (op vergelijkbare wijze gedefinieerd als het 3-jarig voortschrijdende gemiddelde). Hierbij is het laatste jaar 1998 buiten het voortschrijdende gemiddelde gelaten, omdat dit een uitzonderlijk nat jaar is ten opzichte van de weerjaren in de 15-jarige reeks en daarmee de trend in uitspoeling en mestbijdragen sterk verstoord (zie ook fig. 13 en 14). Voor de bemesting is op dezelfde wijze het 15-jarig voortschrijdende gemiddelde uitgezet, hoewel hier geen 15-jarig patroon van weerjaren aan ten grondslag ligt. Maar op deze wijze kunnen langjarige trends van bemesting en mestbijdragen beter vergeleken worden. Om die reden zijn de bemestingsbijdragen evenals de bemesting uitgedrukt als vracht. Uitdrukking van de bemestingsbijdragen als uitspoelingsconcentratie of percentage van de totale uitspoeling geeft voor de 15-jarig voortschrijdende gemiddelden vergelijkbare trends.

Ook uit het 15-jarig voortschrijdende gemiddelde blijkt voor N bij Rozendaal en De Noorderkoggen, en voor P bij De Putten de relatief geringe reductie van de mestgiften na de jaren met de topbemesting: na de maximale gemiddelde mestgift loopt de lijn van het voortschrijdende gemiddelde relatief vlak. Bedenk hierbij dat het jaar waarin het maximum van het 15-jarig voortschrijdende gemiddelde valt geen absolute maar een relatieve betekenis heeft. Dit jaar kan worden vergeleken met het jaar waarin het maximum valt van het 15-jarig voortschrijdende gemiddelde van de mestbijdrage om een verschuiving tussen deze twee maxima vast te stellen die een indicatie is voor de naijling van de uitspoeling op de reductie van de bemesting. De bijdrage van de bemesting in een bepaald jaar is niet alleen het gevolg van de bemesting in dat jaar zelf. Ook de bemestingsgeschiedenis is van belang in de vorm van het opbouwen van een nutriëntenvoorraad in de bodem. Hierdoor kan de top in de nutriëntenuitspoeling later vallen dan de top in de bemesting.

De 15-jarig voortschrijdende gemiddelde mestbijdragen vertonen een top (maximum gevolgd door een daling) voor N en P bij Bergambacht, Rozendaal en De Noorderkoggen, en voor P bij De Putten. Alleen voor N bij De Putten is nog geen top bereikt. Vergelijking van het jaar met de top in bemesting en het jaar met de top in mestbijdrage is een maat voor de naijling van de mestbijdragen ten opzichte van de vermindering in bemestingsniveau's. Bij de veenweidegebieden Bergambacht en Rozendaal is deze naijling voor zowel N als P het grootst en bedraagt 4 tot 6 jaar. Deze orde van grootte voor de naijling valt ook uit de 3-jarig voortschrijdende gemiddelden (fig. 14) af te leiden. Deze grote naijling is des te opmerkelijker omdat de reductie in bemesting in deze gebieden het grootst is. Ook de toename van de

mestbijdrage in de periode 1970-1990 door de forse toename van de bemesting is hier veel geleidelijker. Bij het overwegend minerale gebied De Noorderkoggen bedraagt de najling voor N en P slechts één jaar. Dit terwijl de reductie in mestgift in absolute en relatieve zin veel kleiner is dan bij de twee veenweidegebieden. Bij De Putten is geen sprake van een zuivere najling door de storende werking van de diepere ontwatering vanaf 1989.

Hoewel de op bovenstaande wijze berekende najling slechts indicatief is door verschillen in randvoorwaarden tussen de gebieden vormen ze een aanwijzing dat veen een sterker 'geheugen' heeft voor meststoffen dan de minerale gronden van De Noorderkoggen. Veen heeft een grote(re) buffer voor nutriënten in de vorm van de grote voorraad aan organische stof (vastlegging nutriënten in organische vorm) en de binding aan het bodemcomplex van veen en eventueel van klei in het minerale dek.

Op de absolute en relatieve grootte van de mestbijdragen en de verhouding hierin tussen de gebieden onderling wordt ingegaan in paragraaf 6.2.

6.2 Bronnen van nutriëntenbelasting

In deze paragraaf wordt een analyse gemaakt van de bijdragen van de verschillende diffuse bronnen van nutriënten aan de N- en P-belasting van het oppervlaktewater in de vier proefgebieden. In het landelijk gebied van laaggelegen Nederland zijn de drie belangrijkste bronnen van diffuse nutriëntenbelasting de bodem, nutriëntenrijke kwel en mest⁵. Voor de veenweidegebieden is het belang van de eerste twee bronnen naast mest als eutrofiëringsbron voor het oppervlaktewater aangetoond door Hendriks (1993 en 1997a). Om de bijdragen van deze drie bronnen te kunnen onderscheiden, zijn voor elk gebied aanvullende modelberekeningen gedaan. De bijdrage van de bodem is verkregen door berekeningen te doen waarbij voor de gehele gesimuleerde periode 1950-1998 geen bemesting is toegediend en de N- en P-concentraties in het kwelwater op nul zijn gezet, en de initiële bodemoplading met N en P met het programma INITAN35 (zie 5.2.1.2) is berekend op basis van deze nulconcentraties in het kwelwater. De bijdrage van de mest is verkregen door de resultaten van extra berekeningen met nulbemesting (op dagbasis) af te trekken van de reguliere berekeningen. De bijdrage van de kwel is verkregen door de nulbemestingberekeningen te verminderen met de bodembijdrage. Om dezelfde redenen als vermeld bij paragraaf 6.1 zijn de berekeningsresultaten voor de periode 1970-1998 gebruikt voor de analyse van de bijdragen van de bronnen. De resultaten van deze berekeningen zijn weergegeven in de figuren 16 en 17, en tabel 14. Voor Bergambacht is in figuur 16 bij de concentratie totaal-N en in figuur 17 bij organisch-N en eningszins bij organisch-P de bijdrage van een vierde nutriëntenbron in 1997 te zien: op het land gebrachte bagger van de eenmalige grote baggeroperatie van het gehele gebied in 1997 (zie ook 6.3.1).

⁵ Conform de doelstelling van dit onderzoek (zie 1.2) wordt onder 'diffuse nutriëntenbelasting' de belasting vanuit de landbodem verstaan. De bron 'atmosferische depositie direct op het oppervlaktewater' wordt hier dan ook niet beschouwd. Atmosferische depositie op de landbodem wordt via de bron 'bodem' meegenomen.

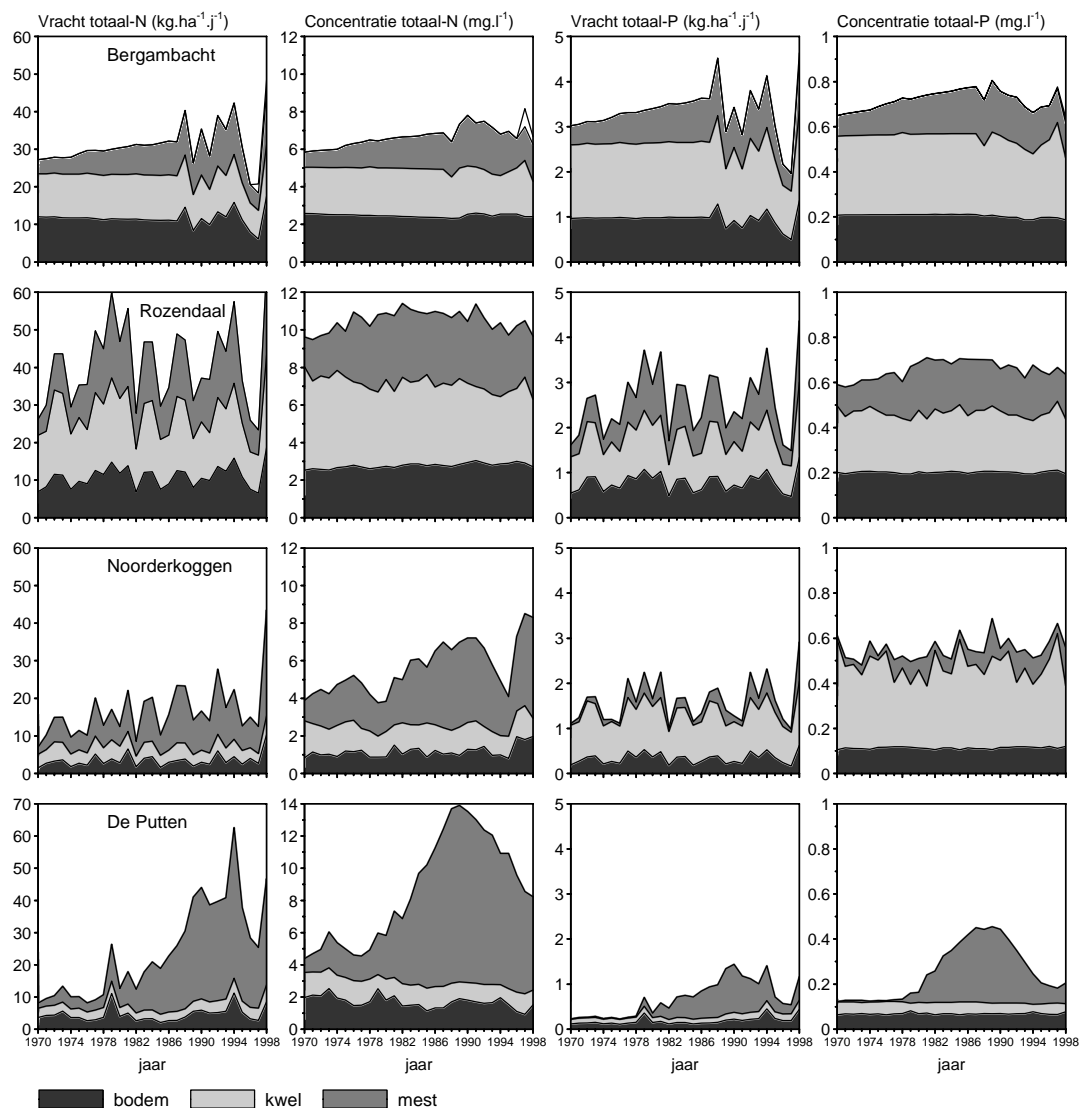


Fig. 16 Verloop in de tijd over de periode 1970-1998 van berekende totaal-N- en totaal-P-uitspoelingsvracht en berekende totaal-N- en totaal-P-uitspoelingsconcentratie, opgesplitst naar de drie bronnen van nutriënten bodem, kwel en mest, voor de vier proefgebieden. Vrachten zijn oppervlaktegewogen gebiedsgemiddelde jaartotalen en concentraties oppervlaktegewogen gebiedsgemiddelde jaargemiddelden (nutriëntenvracht gedeeld door waterafvoer op jaarbasis), voor het *rurale* deel van elk gebied. Het witte topje bij de concentratie totaal-N van Bergambacht in 1997 is de bijdrage van de extra nutriëntenbron bagger.

Let op de afwijkende schaal van de verticale as bij De Putten voor N-vracht en N-concentratie!

De onderlinge bijdragen van de drie bronnen aan de totale nutriëntenuitspoeling zijn het beste af te lezen uit de concentratieverlopen. Deze zijn gelijdelijker dan de vrachtverlopen waar variaties in weerjaren de trends verstoren (fig. 16).

Bodem

De bijdrage van de bodem aan de N- en P-uitspoelingconcentraties is het grootst bij de veenweidegebieden Bergambacht en Rozendaal, zowel in absolute zin (fig. 16) als

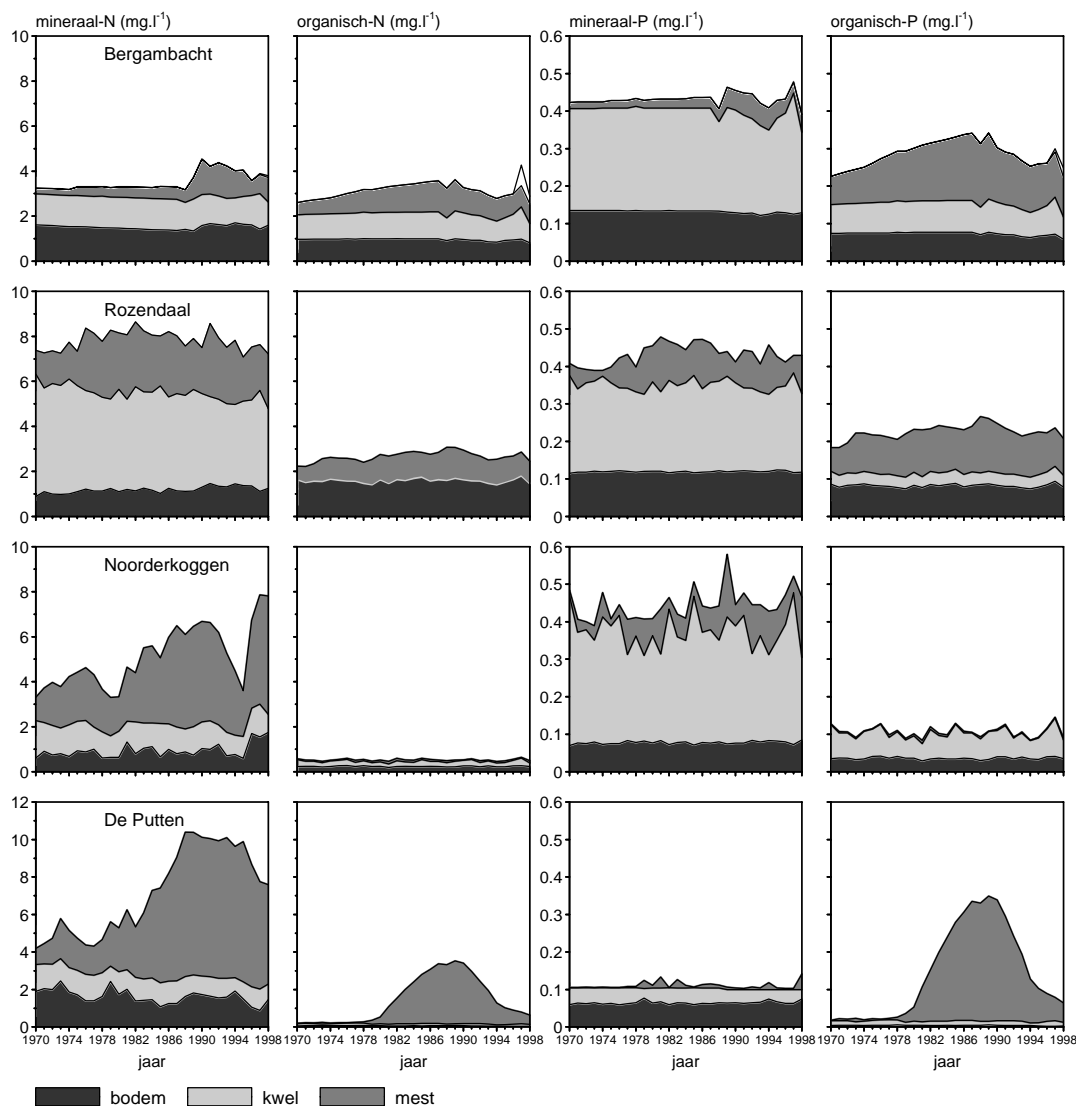


Fig. 17 Verloop in de tijd over de periode 1970-1998 van berekende mineraal- en organisch-N-uitspoelingsconcentratie, en mineraal- en organisch-P-uitspoelingsconcentratie, opgesplitst naar de drie bronnen van nutriënten bodem, kwel en mest, voor de vier proefgebieden. Concentraties zijn oppervlaktegewogen gebiedsgemiddelde jaargemiddelden (nutriëntenvrucht gedeeld door waterafvoer op jaarbasis), voor het rurale deel van elk gebied. Het witte topje bij organisch-N van Bergambacht in 1997 is de bijdrage van de extra nutriëntenbron bagger. Let op de afwijkende schaal van de verticale as bij De Putten voor N!

in relatieve zin (tabel 14). De organische stof van veen bevat (meestal) een grotere potentie aan N en P dan minerale bodems, waardoor uit deze organische bodems meer nutriënten uitspoelen naar het oppervlaktewater dan uit minerale bodems (Hendriks, 1991 en 1993). Dat is ook de reden dat de absolute bodembijdrage bij het volledige veengebied Rozendaal een weinig groter is dan bij Bergambacht dat voor 38% van de oppervlakte uit rivierklei op veen bestaat.

De absolute bodembijdrage aan de N- en P-uitspoelingsconcentratie is vrij constant in de tijd en ligt bij de veenweidegebieden rond 2,7 mg l⁻¹ totaal-N en 0,20 mg l⁻¹ totaal-P. Dit is voor beide nutriënten hoger dan de MTR-waarden voor oppervlakte-

Tabel 14 Berekende gemiddelde uitspoeling van totaal-N en totaal-P als vracht, concentratie en procentuele bijdrage van de drie nutriëntenbronnen (Bergambacht eveneens de extra bron 'bagger 1997'), en N- en P-bemestingsoverschotten (bemesting minus netto gewasopname) voor de vier proefgebieden in drie perioden. 'Top mest' staat voor de periode met de top in de mestgift. Vrachten en overschotten zijn oppervlaktegewogen gebiedsgemiddelde jaartotalen en concentraties oppervlaktegewogen gebiedsgemiddelde jaargemiddelden (nutriëntenvracht gedeeld door waterafvoer op jaarbasis), voor het rurale deel van elk gebied.

Gebied	Uitspoelingsvorm/ Bron/Overschot	Totaal-N			Totaal-P		
		1970-1998	1995-1998	Top mest	1970-1998	1995-1998	Top mest
Berg- Ambacht	<i>topjaren mest</i>			<i>1985-1989</i>			<i>1985-1989</i>
	vracht (kg ha ⁻¹ j ⁻¹)	31,1	30,0	32,4	3,34	2,95	3,64
	concentr. (mg l ⁻¹)	6,7	6,9	6,8	0,71	0,68	0,76
	% bodem	37	36	35	30	28	27
	% kwel	38	32	36	46	47	46
	% mest	25	28	29	24	23	27
	% bagger 1997	0	4	-	0	2	-
overschot (kg ha ⁻¹ j ⁻¹)	131	-17	225	14,8	-3,6	31,2	
Rozen- Daal	<i>topjaren mest</i>			<i>1985</i>			<i>1985</i>
	vracht (kg ha ⁻¹ j ⁻¹)	41,1	38,0	29,6	2,58	2,48	1,93
	concentr. (mg l ⁻¹)	10,4	9,9	10,9	0,66	0,64	0,71
	% bodem	27	29	26	31	32	29
	% kwel	41	39	44	40	40	42
	% mest	32	32	30	29	28	29
	overschot (kg ha ⁻¹ j ⁻¹)	127	77	236	20,6	17,2	47,2
Noorder- Koggen	<i>topjaren mest</i>			<i>1980-1989</i>			<i>1980-1989</i>
	vracht (kg ha ⁻¹ j ⁻¹)	16,5	20,9	16,9	1,60	1,68	1,58
	concentr. (mg l ⁻¹)	5,6	7,0	5,9	0,54	0,57	0,55
	% bodem	22	23	22	21	21	22
	% kwel	24	19	21	65	61	63
	% mest	54	58	57	14	18	15
	overschot (kg ha ⁻¹ j ⁻¹)	61	87	96	23,3	20,9	34,1
De Putten	<i>topjaren mest</i>			<i>1980-1989</i>			<i>1990-1993</i>
	vracht (kg ha ⁻¹ j ⁻¹)	24,2	34,6	22,1	0,69	0,75	1,19
	concentr. (mg l ⁻¹)	9,0	9,2	10,1	0,25	0,20	0,37
	% bodem	19	14	16	28	36	18
	% kwel	15	12	13	20	21	13
	% mest	66	74	71	52	43	69
	overschot (kg ha ⁻¹ j ⁻¹)	73	3	172	5,7	2,5	14,4

waterkwaliteit van 2,2 mg l⁻¹ totaal-N en 0,15 mg l⁻¹ totaal-P, gemiddeld voor het zomerhalfjaar. De veenbodem is daarmee van nature een potentiële bron van eutrofiëring van het oppervlaktewater. Bij beide andere gebieden blijft de bodembijdrage met circa 1,2 mg l⁻¹ totaal-N en 0,11 mg l⁻¹ totaal-P in De Noorderkoggen, en 1,7 mg l⁻¹ totaal-N en 0,07 mg l⁻¹ totaal-P in De Putten onder de MTR-waarden. Het eerste gebied bevat meest kleiige bodems met van nature een grotere hoeveelheid P gebonden aan het bodemcomplex dan het tweede; het tweede bestaat voor 64% uit moerige en venige bodems met van nature een grotere hoeveelheid N opgeslagen in organische stof dan het eerste. Dat is de reden waarom de N-bodembijdrage bij De Putten hoger is dan bij De Noorderkoggen, en het omgekeerde geldt voor de P-bodembijdrage. De N- en P-bodembijdrage zijn bij het veen/zandgebied De Putten geringer dan bij de echte veenweidegebieden door het geringere oppervlak aan venige gronden in De Putten, en omdat het organische-

stofpakket in dit gebied veel dunner (0,2-1,1 m vs. 5 m) en nutriëntenarmer (mesotroof vs. eutroof) is dan bij de veenweidegebieden.

Bij de veenweidegebieden Bergambacht en Rozendaal bestaat de N- en P-bijdrage uit de organischestofrijke veenbodem voor een groot deel uit een organische component (fig. 15): bij Bergambacht voor N en P respectievelijk 40% en 33%, en bij Rozendaal respectievelijk 57% en 38%. Het iets kleinere aandeel bij Bergambacht is het gevolg van het gebiedsdeel met rivierklei. De minerale N-component bestaat voor 70-80% uit ammonium-N ontstaan door mineralisatie van het stikstofrijke veen. Nitrificatie blijft in deze natte bodems enigszins achter bij de minerale bodems, en het gevormde nitraat wordt in de organischestofrijke bodem snel gedenitrificeerd en spoelt daarom nauwelijks uit (Hendriks, 1993). Bij de overwegend minerale of dunne moerige/venige bodems van De Noorderkoggen en De Putten is de organische component bijna verwaarloosbaar. De minerale N-component bestaat in deze drogere en organischestofarmere bodems voor circa 70% uit nitraat.

De relatieve bodembijdrage aan de N- en P-uitspoeling is niet constant in de tijd, omdat de totale uitspoeling fluctueert (tabel 14). In algemene zin is deze bijdrage eveneens het grootst bij de veenweidegebieden Bergambacht en Rozendaal: 27-37% tegen 14-28% bij de twee andere gebieden. Het grote aandeel van 36% voor P bij De Putten in de periode 1995-1998 is vooral het gevolg van de sterke afname van het aandeel van de bemesting in de P-uitspoeling.

Kwel

De bijdrage van de kwel aan de N- en P-uitspoelingsconcentraties wordt vooral bepaald door de kwelintensiteit en de N- en P-concentraties in het kwelwater en is daarmee zeer gebiedsspecifiek. Daarnaast wordt de kwelbijdrage aan de uitspoelingsconcentraties bepaald door de verhouding tussen kwel en totale afvoer van water naar het oppervlaktewater in de netto-kwelgebieden: hoe kleiner deze verhouding, hoe geringer de bijdrage van de kwel (verdunding van kwelwater met hoge nutriëntenconcentraties).

Kwelintensiteit en N- en P-concentraties in het kwelwater zijn over het algemeen het hoogst bij de veenweidegebieden: Rozendaal heeft voor N de grootste absolute kwelbijdrage (fig. 16) als gevolg van vooral de hoogste N-concentraties in het kwelwater en een relatief hoge kwelintensiteit. Bij Bergambacht is de kwelintensiteit het hoogst, maar is de N-concentratie in het kwelwater wat lager dan bij Rozendaal. De grootste absolute kwelbijdrage voor P heeft Bergambacht, dankzij de hogere kwelintensiteit dan Rozendaal, maar ondanks de iets lagere P-concentraties in het kwelwater. Opvallend is de grote absolute kwelbijdrage voor P bij netto-wegzijgingsgebied De Noorderkoggen: als vracht net iets groter dan bij Rozendaal, en als uitspoelingsconcentratie zelfs ongeveer even groot als bij Bergambacht. Dit is het gevolg van de grote bijdrage aan het gebiedsgemiddelde van de drie lager gelegen onderbemalingsgebieden (24% van de gebiedsoppervlakte) met hoge kwelintensiteiten en zeer hoge P-concentraties in het kwelwater. Bij De Putten is de kwelbijdrage relatief gering, vooral als gevolg van lage nutriëntenconcentraties in het kwelwater. De absolute kwelbijdrage aan de uitspoelingsconcentraties is vrij constant in de tijd, echter minder dan de absolute bodembijdrage. Dit is het gevolg van wisselende meteorologische condities die de hydrologie beïnvloeden en daarmee het aandeel van de kwel in de totale waterafvoer.

De kwelbijdrage aan de N- en P-uitspoeling bestaat voornamelijk uit een minerale component (fig. 17). Bij N is dat nagenoeg uitsluitend ammonium. Alleen bij Bergambacht voor zowel N als P en bij De Noorderkoggen voor P speelt opgelost organisch-N en/of -P een (geringe) rol.

De relatieve kwelbijdrage aan de N- en P-uitspoeling is net als de relatieve bodembijdrage niet constant in de tijd vanwege de fluctuaties in de totale uitspoeling (tabel 14). In algemene zin is deze bijdrage eveneens het grootst bij de veenweidegebieden Bergambacht en Rozendaal: 32-47% tegen 12-24% bij de twee andere gebieden. Uitzondering hierop vormt De Noorderkoggen voor P waar de relatieve kwelbijdrage met ruim 60% het hoogst is.

Mest

De bijdrage van de mest aan de N- en P-uitspoeling is niet constant in de tijd, maar neemt toe vanaf 1970 met een piek rond 1990 en een daling daarna (fig. 16). Daarmee lijkt het verloop van de mestbijdrage het verloop van de bemesting te volgen met een vertraging van enkele jaren. In paragraaf 6.1.2 is de vergelijking tussen de trend in bemesting en die in mestbijdrage in meer detail behandeld. Omdat het verloop van de bijdrage aan de N- en P-uitspoelingsconcentratie van de twee andere nutriëntenbronnen gemiddeld gezien vrij vlak is, wordt de trend in de uitspoelingsconcentratie voornamelijk bepaald door de trend in de mestbijdrage.

De mestbijdrage aan de N- en P-uitspoeling is niet (altijd) het grootst in de gebieden met de hoogste bemesting zijnde Bergambacht voor de N-bemesting en Rozendaal voor de P-bemesting (zie fig. 13). Ook is er geen eenduidige relatie met het bemestingsoverschot (mestgift minus netto gewasopname; tabel 14.) De grootste mestbijdrage aan de N-uitspoeling in zowel absolute (fig. 16) als relatieve (tabel 14) zin heeft het zand/veengebied De Putten, dat voor N-bemesting en N-overschot op de derde plaats staat met giften die iets lager zijn dan die van Bergambacht en Rozendaal, maar veel hoger dan die van De Noorderkoggen. Bergambacht met de hoogste N-bemesting en het hoogste N-overschot heeft de laagste absolute en relatieve N-mestbijdrage, terwijl De Noorderkoggen met beduidend lagere N-bemesting dan de overige gebieden en het laagste N-overschot, N-mestbijdragen heeft die in absolute zin maar weinig kleiner en in relatieve zin veel groter zijn dan die van Rozendaal. De absolute P-mestbijdrage is gemiddeld voor de periode 1970-1998 het grootst bij Rozendaal, het gebied met de hoogste P-mestgift, maar niet het hoogste P-overschot. Voor de periode 1983-1993 is deze P-bijdrage het grootst bij het gebied met de laagste P-mestgift en het laagste P-overschot, De Putten. Relatief gezien is de P-mestbijdrage gemiddeld het grootst bij De Putten. De Noorderkoggen met P-mestgiften die veel hoger zijn dan die van De Putten en met het grootste P-overschot heeft zowel absoluut als relatief gezien veel lagere P-mestbijdragen dan de drie andere gebieden.

Verschillen tussen de gebieden in mestbijdragen zijn niet alleen het gevolg van verschillen in bemesting(overschot) maar ook van verschillen in bodem, hydrologische condities en grondgebruik. Bemesting en grondgebruik (gewas) bepalen in sterke mate het bemestingsoverschot. Maar ook de aard van de bodem en de meteorologische/hydrologische condities zijn hierop van invloed. Grondgebruik in het rurale gebied is overal gras behalve bij De Noorderkoggen waar ook akkerbouw (41%) voorkomt, en natuur en kale grond (8%) (zie 2.3). In De Putten

wordt vanaf 1990 13% van het grasland extensief gebruikt door Staatsbosbeheer (zie 2.4). Het N-bemestingsoverschot is gemiddeld gezien het grootst bij de veenweidegebieden Bergambacht en Rozendaal door de grootste N-mestgiften en de grootste N-voorraad (eutroof veen). Het kleinste N-bemestingsoverschot heeft De Noorderkoggen waar de N-mestgiften het laagst zijn door het afwijkende grondgebruik (akkerbouw; zie tabel 9 vs. 8), en waar de N-voorraad in de bodem relatief gering is (nauwelijks veen). Bij De Putten is het N-bemestingsoverschot slechts iets groter dan bij De Noorderkoggen ondanks de veel hogere mestgift, maar dankzij de geringe N-voorraad in de bodem (zand en mesotroof veen) en vooral de hoogste gewasopname als gevolg van de hoogste gewasverdamping door gunstige meteorologische en hydrologische condities. Het P-bemestingsoverschot is gemiddeld het grootst bij De Noorderkoggen waar de gewasopname het geringst (slechts 50%) is ten opzichte van de P-bemesting, wat vooral het gevolg is van de geringe N-opname door het gewas en het relatief hoge P-gehalte van de bemesting (vooral door P-kunstmest). De N/P-verhouding van de bemesting bedraagt hier gemiddeld 6, tegen circa 10 bij de twee veenweidegebieden en 12 bij De Putten. Dit laatste gebied heeft dan ook de grootste (83%) P-gewasopname ten opzichte van de P-bemesting wat mede door de geringe (ca. 50% tov. de andere gebieden) P-voorraad in de bodem leidt tot het geringste P-bemestingsoverschot. Het hogere P-bemestingsoverschot van Rozendaal ten opzichte van Bergambacht is vooral het gevolg van hogere P-giften en een iets geringere N/P-verhouding (9 vs. 10) van de bemesting bij Rozendaal.

Verschillen in absolute mestbijdragen aan de N- en P-uitspoeling tussen de twee veenweidegebieden zijn er alleen voor de minerale N- en P-uitspoeling (fig. 17). De mestbijdrage aan deze uitspoeling is groter bij Rozendaal dan bij Bergambacht, en bestaat voor N nagenoeg geheel uit ammonium-N. Oorzaak hiervan is in de eerste plaats het grotere aandeel van de minerale bemesting bij het eerste gebied: gedurende de periode 1950-1998 gemiddeld $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ ammonium-N en $8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ ortho-P meer dan bij Bergambacht. Voor P komt dit verschil in bemesting ook tot uitdrukking in het P-bemestingsoverschot dat 25% groter is bij Rozendaal. Voor N is het bemestingsoverschot gemiddeld juist iets groter bij Bergambacht. De desondanks grotere mestbijdrage aan de totaal-N-uitspoeling bij Rozendaal is het gevolg van een groter aandeel veengebied en gemiddeld iets geringere drooglegging in dit gebied: de gevoeligheid voor uitspoeling van meststoffen is groter bij het nattere veengebied dan bij het wat drogere rivierklei-op-veengebied (38% van het oppervlakte van Bergambacht). In dat laatste gebied wordt een groter aandeel van de organische en minerale meststoffen door mineralisatie en nitrificatie omgezet in nitraat dat bij transport naar de sloten door het verzadigde veenpakket nagenoeg volledig wordt gedenitrificeerd. Ook is de binding van mineraal-P (fosfaat) aan het bodemcomplex van het drogere klei-op-veengebied sterker en meer irreversibel dan bij het nattere veengebied.

Het verschil tussen de veenweidegebieden enerzijds en het minerale klei/zavelgebied De Noorderkoggen anderzijds is dat de absolute mestbijdrage bij het laatste gebied voor N (veel) groter is en voor P veel kleiner. Het beeld voor het bemestingsoverschot is juist omgekeerd: veel kleiner voor N en (veel) groter voor P. De grotere mestbijdrage bij N is volledig in de vorm van mineraal-N (fig. 17) waarvan 93% nitraat-N. Bij De Noorderkoggen zijn de minerale bodems beter

ontwaterd en daardoor droger (fig. 5 vs. fig. 3 en 4) waardoor de organisch-N en ammonium-N uit meststoffen snel en nagenoeg volledig worden omgezet in nitraat-N. Wat daarvan niet door het gewas wordt opgenomen kan snel uitspoelen naar het oppervlaktewater, omdat in deze minerale bodems nitraat door gebrek aan een overmaat van organische stof in de verzadigde ondergrond minder dan bij de veenbodems wordt gedenitrificeerd tijdens transport naar grond- of oppervlaktewater. De geringe mestbijdrage aan de P-uitspoeling is bij De Noorderkoggen nagenoeg volledig in minerale vorm (fig. 17). Organisch-P uit mest wordt in deze relatief droge bodems voor het grootste deel gemineraliseerd tot ortho-P. De klei- en zavelbodems hebben een groot fosfaatbindendvermogen waardoor het grootste deel van de ortho-P die niet door het gewas is opgenomen wordt gebonden aan het bodemcomplex. Deze binding is vaster en meer irreversibel dan bij de veenbodems, waardoor de mestbijdrage aan de P-uitspoeling althans op de korte termijn bij De Noorderkoggen geringer is dan bij Bergambacht en Rozendaal. Pas als het bodemcomplex volledig is verzadigd met P slaat de bodem door en neemt de uitspoeling van (overtollige) P-meststoffen snel toe. Ondanks het grote P-bemestingsoverschot is bij De Noorderkoggen deze situatie nog niet bereikt.

De Putten onderscheidt zich van de andere drie gebieden door de sterke toename vanaf 1980 van de mestbijdrage aan vooral de N-uitspoeling maar ook de P-uitspoeling, die resulteert in de grootste (van alle vier de gebieden) absolute mestbijdrage voor N in 1983-1998 en voor P in 1984-1992. In 1980 neemt de N-bemesting in dit gebied fors toe met 56% of circa $230 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ (waarvan 40% ammonium-N en 26% org.-N) tot het niveau van Bergambacht (zie tabel 10). Dit leidt tot een relatief snelle en grote toename van de absolute mestbijdrage aan de N-uitspoeling van $8,3 \text{ mg totaal-N l}^{-1}$ (320%) in 10 jaar tijd. Deze toename bestaat voor 63% uit mineraal-N (fig. 17), waarvan 110% ammonium-N. De mestbijdrage met nitraat-N neemt af met 10% van deze toename of met 25% ten opzichte van 1979. Door het grotere aanbod van organische meststoffen en ammonium neemt de zuurstofvraag voor mineralisatie en nitrificatie sterk toe. Tot 1989 is de ontwatering in De Putten onvoldoende om deze extra zuurstof te leveren waardoor mineralisatie en nitrificatie achterblijven: gemiddeld per ha per jaar wordt in de periode 1980-1989 van de 60 kg ten opzichte van 1970-1979 extra aangevoerde organisch-N slechts 10 kg gemineraliseerd en van de 102 kg extra aangevoerde ammonium-N (92 direct uit mest en 10 indirect uit extra mineralisatie) slechts 43 kg genitrificeerd. Gevolg is de grotere uitspoeling van vooral ammonium maar ook organisch-N. Vanaf 1989 neemt het zuurstofaanbod toe door de vergroting van de drooglegging en vanaf 1990 neemt de zuurstofvraag af door de (sterke) daling van de N-bemesting. Mineralisatie en nitrificatie nemen daardoor vanaf 1989 relatief toe (t.o.v. het org.-N- en NH_4 -aanbod). Hierdoor neemt relatief gezien de mestbijdrage van ammonium sterk toe, die van nitraat iets af en die van organisch-N sterk af (ammonium: van 43% van de totale N-mestbijdrage in 1988 naar 65% in 1998; nitraat: van 28% naar 26%; organisch-N: van 29% naar 9%). Door de vermindering in N-mestgiften neemt vanaf 1990 de absolute mestbijdrage van alle N-componenten af (afname in 1998 t.o.v. 1988: ammonium $0,8 \text{ mg N l}^{-1}$, nitraat $1,5 \text{ mg N l}^{-1}$, en org.-N $2,8 \text{ mg N l}^{-1}$).

De P-bemesting neemt in 1980 met slechts 16% of $6 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ toe (waarvan $5 \text{ kg organisch-P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$; zie tabel 10). Toch leidt deze geringe toename in 10 jaar tijd tot een verhoging van de absolute mestbijdrage aan de P-uitspoeling met $0,3 \text{ mg totaal-P l}^{-1}$

of 900% in 1989. Deze toename in de mestbijdrage is nagenoeg volledig in de vorm van organisch-P (fig. 17). Door de toegenomen organischemest- en ammoniumgiften overschrijdt de zuurstofvraag het zuurstofaanbod waardoor ook de mineralisatie van organisch-P achterblijft bij de extra gift aan organisch-P. Organisch-P is mobieler en spoelt daardoor makkelijker uit en af dan mineraal-P dat wordt opgenomen door het gewas en gebonden aan het bodemcomplex. Doordat in 1989 door de vergroting van de drooglegging het zuurstofaanbod toeneemt en in 1990 door de sterke vermindering van de organische en ammoniumbemesting de zuurstofvraag vermindert, keldert vanaf 1990 de mestbijdrage aan de organisch-P-uitspoeling met 0,29 mg P l⁻¹ of 85% tot 0,05 mg P l⁻¹ in 1998. De mestbijdrage aan de mineraal-P-uitspoeling neemt in deze periode toe van 0,01 mg P l⁻¹ tot 0,04 mg P l⁻¹. Deze toename is vooral het gevolg van de sterke toename van de mineraal-P-bemesting (zie tabel 10).

De twee veenweidegebieden Bergambacht en Rozendaal reageren anders op een vergelijkbare sterke toename van de N-mestgiften dan De Putten. Bij deze twee gebieden wordt bijna 100% van de extra aangevoerde organisch-N uit mest gemineraliseerd en wordt 56-78% van de extra aangevoerde ammonium uit mest genitrificeerd. Het zuurstofaanbod kan hier de extra vraag beter bijhouden dan bij De Putten. Oorzaken hiervan zijn de betere ontwatering door de veel lagere drainageweerstand (kleinere slootafstanden) en de gemiddeld wat gunstigere eigenschappen van de bodem voor zuurstofdiffusie bij de twee veenweidegebieden.

De relatieve bijdrage van de mest aan de N- en P-uitspoeling verschilt sterk per gebied en wordt enerzijds bepaald door de absolute mestbijdrage – hoe reageert een bodemsysteem op N- en P-meststoffen in termen van nutriëntenuitspoeling – en anderzijds door de absolute bijdrage van de twee andere nutriëntenbronnen bodem en kwel. Tabel 14 laat zien dat de relatieve mestbijdrage voor N het geringst is bij de veenweidegebieden Bergambacht en Rozendaal (absolute mestbijdrage is laag en absolute bodem+kwelbijdrage is hoog) en het grootst is bij het zand/veengebied De Putten (hoogste absolute mestbijdrage en laagste absolute bodem+kwelbijdrage). Ook voor P is de relatieve mestbijdrage bij De Putten het grootst vooral als gevolg van de zeer lage absolute bodem+kwelbijdrage. Voor P is de relatieve mestbijdrage het kleinste bij De Noorderkoggen vooral als gevolg van de grote kwelbijdrage.

Tabel 15 Berekende mestbijdrage aan de stikstof- en fosforuitspoelingsvracht uitgedrukt als % van de totale bemesting voor het *rurale* deel van de vier proefgebieden. 'Min.' is het minimale en 'max.' het maximale jaarlijkse % en 'gem.' het langjarig gemiddelde % van de periode 1970-1998.

Gebied	Stikstof			Fosfor		
	min.	gem.	max.	min.	gem.	max.
Bergambacht	0,9	1,6	3,7	1,0	1,5	3,2
Rozendaal	1,0	2,4	4,1	0,3	1,2	2,3
De Noorderkoggen	0,8	3,2	9,6	0,1	0,5	2,1
De Putten	0,4	3,3	10,8	0,01	0,9	2,3

De mestbijdrage aan de uitspoelingsvracht uitgedrukt als percentage van de bemesting is een indicatieve maat voor het deel van de mestnutriënten dat jaarlijks uitspoelt (tabel 15). Indicatief, omdat de mestbijdrage van een jaar niet alleen de actuele uitspoeling van meststoffen betreft, maar tevens voor een deel de uitspoeling

van 'historische', in de bodem opgeslagen meststoffen. Het langjarig gemiddelde geeft daarom een beter beeld van het percentage mestnutriënten dat uitspoelt. Voor N is dit percentage het kleinst bij de twee veenweidegebieden. Ook de spreiding rond het gemiddelde percentage is hier veel geringer. Dit onderstreept dat veen een grotere buffer voor meststikstof heeft dan de (meer) minerale gebieden (zie 6.1.2). Voor P is de spreiding rond de gemiddelden voor alle vier de gebieden ongeveer gelijk (ca. 2%-punten), maar hebben de veenweidegebieden de hoogste gemiddelden. Oorzaak hiervan is het grotere aandeel organisch-P in de uitspoeling van mestnutriënten bij deze gebieden; organisch-P is mobieler dan ortho-P omdat het niet wordt gebonden aan het bodemcomplex. Bij De Noorderkoggen worden organische meststoffen meer volledig omgezet in minerale componenten, waarvan ortho-P voor het grootste deel wordt gebonden aan het kleibodemcomplex. Organische meststoffen spoelen hier nauwelijks uit (zie fig. 17). Bij De Putten is het P-verhaal complexer en voor een groot deel N gestuurd (zie hierboven).

De spreiding rond de gemiddelden wordt niet (direct) bepaald door de grootte van de mestgift: er is geen eenduidige relatie tussen het percentage van de mest dat uitspoelt en de grootte van de mestgift. Voor de neerslag is die relatie er wel: hoe groter de (het) neerslag(overschot), hoe groter het mestuitspoelingspercentage. Voor N is deze relatie (veel) sterker dan voor P (de N-uitspoeling wordt sterker beïnvloed door neerslag(overschot) dan de P-uitspoeling). De correlatie is voor de meeste gebieden echter zwak ($R^2 < 0,5$), behalve voor Rozendaal waar een redelijke correlatie bestaat ($R^2 = \text{ca. } 0,65$). In dit gebied is de correlatie tussen neerslag en uitspoelingspercentage sterker dan tussen neerslagoverschot en uitspoelingspercentage, wat het belang aangeeft van snelle transportroutes als runoff en snelle drainage via krimpischeuren die minder worden beïnvloed door de bodem- en gewasverdamping, maar meer door neerslagintensiteiten. Deze snelle uitspoelingsprocessen treden vooral op wanneer neerslag met hoge intensiteiten kort valt na een (grote) mestgift. Deze conditie zal per gebied sterk verschillen en kan daarmee voor een deel de verschillen in mate van correlatie verklaren.

6.3 De simulatieperiode per proefgebied

In deze paragraaf wordt de eigenlijke simulatieperiode 1995-1998, de voor de oppervlaktewatermodellering relevante periode, verder behandeld. Per proefgebied worden N- en P-balansen gegeven om de berekende uitspoeling naar het oppervlaktewater te kunnen plaatsen in het geheel van de nutriëntenbalansen. Omdat de bemesting bij alle gebieden niet verandert gedurende de simulatieperiode, is voor deze analyse het gemiddelde van de berekeningsuitkomsten over de simulatieperiode genomen. Verder wordt voor elk gebied gemiddeld over 1995-1998 een beeld gegeven van de ruimtelijke verdeling op twee manieren:

- 1) de cumulatieve frequentieverdeling van een aantal belangrijke balansposten: bemesting, kwel en uitspoeling;
- 2) een ruimtelijke beeld van de N- en P-uitspoeling als vracht en als uitspoelingsconcentratie.

6.3.1 Bergambacht

6.3.1.1 Nutriëntenbalansen

In het navolgende worden berekende balansen gegeven voor N en P (tabel 16), achtereenvolgens voor het rurale deel van het totale peilgebied, van het klei-opveengebied (385 van de oppervlakte) en van het veengebied. In de balansen zijn als ingaande posten opgenomen: bemesting, nutriënten uit bagger van de eenmalige grote baggeroperatie van het gehele gebied in 1997, atmosferische depositie, kwel en infiltratie vanuit het oppervlaktewater. De uitgaande posten zijn: netto gewasopname, denitrificatie (bij N), wegzijging en uitspoeling naar het oppervlaktewater. Vervluchting van ammoniak-N (ca. 22 kg N ha⁻¹ j⁻¹) is in alle gevallen verrekend met de bemesting. De voorlaatste kolom geeft de verandering van de totale nutriëntenvoorraad in de bodem weer (voorraad in organische stof, opgelost in het bodemvocht en gebonden aan het bodemcomplex). Deze term is gelijk aan het verschil tussen de ingaande en uitgaande posten. In de laatste kolom staat de term ‘aanvoer-minus-afvoer’ als mestgift minus netto gewasopname. Deze term komt overeen met de gelijknamige term in het achtergronddocument van de Evaluatie van het Mestbeleid (Schoumans et al., 2002) die daar voor N is gedefinieerd als de bemesting met kunstmest en dierlijke mest na aftrek van de ammoniakemissie bij mesttoediening minus de netto gewasopname, en voor P als de bemesting met dierlijke mest minus de netto gewasopname. Deze term is een vertaling van de verliesnormen volgens de MINAS-systematiek die gelden op bedrijfsniveau naar verliesnormen op perceels- of plotschaal. In Schoumans et al. (2002) worden waarden voor deze term gegeven bij verschillende MINAS-verliesnormen.

Tabel 16 Berekende stikstof- en fosforbalansen voor het rurale deel van proefgebied Bergambacht gemiddeld voor de simulatieperiode 1995-1998. Alle termen zijn uitgedrukt in kg totaal-N of totaal-P ha⁻¹ j⁻¹. In de tabel zijn drie gebieden onderscheiden: het gehele proefgebied, het klei(op-veen)gebied en het veengebied.

Stikstof	Ingaand					Uitgaand				Verandering bodemvoorraad	Aanvoer -minus- afvoer ³
	Gebied	mest ¹	bag-ger	depo-sitie	kwel	infil-tratie	netto gewas-opname	Denitri-ficatie	Weg-zijging		
Geheel	382	329	42	10	3	399	207	3	30 (6,9)	127	-17
Klei	382	329	42	14	2	460	249	2	27 (5,5)	31	-78
Veen	382	329	42	7	3	364	183	5	32 (8,0)	179	18

Fosfor	Ingaand					Uitgaand			Verandering bodemvoorraad	Aanvoer -minus- afvoer ³
	Gebied	mest ¹	bag-ger	depo-sitie	kwel	infil-tratie	netto gewas-opname	Weg-zijging		
Geheel	35,0	31,0	0,8	1,1	0,6	38,6	0,4	3,0 (0,68)	26,5	-4,6
Klei	35,0	31,0	0,8	1,5	0,4	41,5	0,2	2,9 (0,58)	24,1	-7,5
Veen	35,0	31,0	0,8	0,8	0,7	36,9	0,5	3,0 (0,76)	27,9	-2,9

¹ mest = kunstmest + organische mest – (bij N) NH₃-vervluchting (ca. 22 kg N ha⁻¹ j⁻¹)

² getallen tussen haakjes: gemiddelde uitspoelingsconcentratie (nutriëntenvracht gedeeld door watervracht) in mg l⁻¹

³ aanvoer-minus-afvoer (Schoumans et al., 2002) = voor N: dierlijke + kunstmest – netto gewasopname
voor P: dierlijke mest – netto gewasopname

De berekende verandering in de bodemvoorraad laat zien dat zowel voor N als P ophoping plaatsvindt. Vooral door de eenmalige grote baggeractie in 1997, waarbij met de bagger een grote toevoer van nutriënten plaatsvindt van 1316 kg totaal-N ha⁻¹ en 124 kg totaal-P ha⁻¹. De ophoping in de bodem is vooral bij N veel groter in het veengebied dan in het klei-op-veengebied. Dit is vooral het gevolg van het eerder genoemde (6.1.2) grotere 'geheugen' van het veen voor bemestingsnutriënten en de geringere gewasopname en denitrificatie in het veengebied. De waarde van aanvoer-minus-afvoer die een maat op perceelsschaal is voor de MINAS-verliesnorm behorende bij het Mestbeleid 2003 bedraagt voor grasland op veen 101 kg N ha⁻¹ j⁻¹ (MINAS-verliesnorm 180 kg N ha⁻¹ j⁻¹) en op klei 129 kg N ha⁻¹ j⁻¹ (MINAS-verliesnorm 180 kg N ha⁻¹ j⁻¹), en voor grasland op zowel veen als klei -3 kg P ha⁻¹ j⁻¹ (MINAS-verliesnorm 9 kg P ha⁻¹ bij een P-kunstmestgift van 12 kg P ha⁻¹ j⁻¹) (Schoumans et al., 2002). Omdat bij Bergambacht de P-kunstmestgift slechts 1 kg P ha⁻¹ j⁻¹ bedraagt, kan hier als maat voor de MINAS-verliesnorm 8 kg P ha⁻¹ j⁻¹ worden genomen. Vergelijken van deze maten voor de MINAS-verliesnorm met de term aanvoer-minus-afvoer van tabel 16 toont aan dat de bemesting, gemiddeld gezien over de drie (deel)gebieden, ruimschoots voldoet aan de verliesnormen.

De grootste uitgaande posten zijn de gewasopname, de opbouw van de bodemvoorraad en bij N de denitrificatie. De uitspoeling is een relatief geringe post op de balans: circa 4% van de totale input. De uitspoeling is vooral voor N iets groter bij het veengebied dan bij het kleigebied. Het veengebied is gevoeliger voor uitspoeling van vooral organische meststoffen, omdat het natter is (geringere drooglegging) en meer organischestof in de bovengrond bevat dan het klei-op-veengebied (Hendriks, 1993). Verder is de gewasopname in het veengebied lager door een geringere gewasverdamping (23 mm) als gevolg van natschade, waardoor meer nutriënten beschikbaar zijn voor uitspoeling. Denitrificatie is groter bij het wat drogere klei-op-veengebied, omdat hier meer organisch- en ammonium-N van meststoffen wordt omgezet in nitraat dat in de veenondergrond nagenoeg volledig wordt gedenitrificeerd (de nitraatuitspoeling is zeer gering).

6.3.1.2 Ruimtelijke verdeling

Figuur 18 toont voor proefgebied Bergambacht de ruimtelijke spreiding in een aantal belangrijke balansposten als cumulatieve frequentiediagrammen voor de mestgift, de nutriëntenaanvoer via kwel en de uitspoeling als vracht en concentratie. De spreiding in de bemesting is nihil; het grootste deel van het gebied bestaat uit grasland dat overal dezelfde mestgift krijgt (zie 3.1). De rest van de landoppervlakte bestaat uit stedelijk gebied met een zeer lage 'bemesting' (zie 5.2.1.2). Zowel bij N als P heeft de minerale component sterk de overhand. Ammonium is de belangrijkste N-meststof.

De spreiding in de kwelvrachten is groot en vrij uniform: de cumulatieve frequentiecurves benaderen rechte lijnen van 0 naar een maximale vracht van 19 kg N ha⁻¹ j⁻¹ en 2,2 kg P ha⁻¹ j⁻¹. Oorzaak hiervan is dat de kwelvracht het produkt is van kwelintensiteit en concentraties in het kwelwater. Deze beide grootheden vertonen een grote ruimtelijke spreiding waardoor hun produkt een grote variatie aan kwelvrachten geeft,

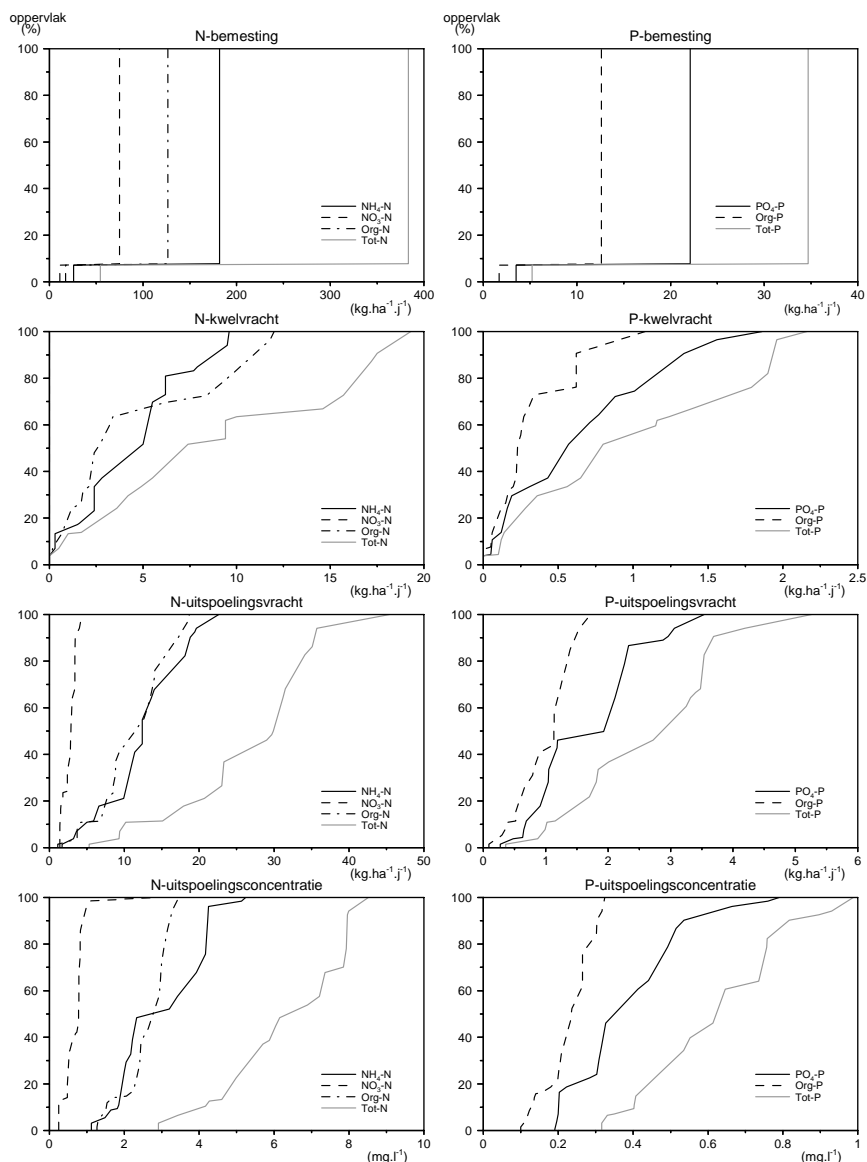


Fig. 18 Cumulatieve frequentieverdeling van de N- en P-bemesting, de berekende N- en P-kwel- en uitspoelingsvrachten en de berekende gemiddelde N- en P-uitspoelingsconcentraties gemiddeld voor de simultieperiode 1995-1998 voor Bergambacht. Concentraties zijn vrachten gedeeld door waterafvoeren. N-bemesting is zonder ammoniak die vervluchtigt tijdens aanwending.

ondanks hun bijna tegengestelde ruimtelijke patronen. Ammonium en organisch-N zijn gemiddeld even belangrijk, terwijl nitraat niet aanwezig is in het kwelwater. Bij P heeft ortho-P duidelijk de overhand. De 4% van het gebied met een kwelvracht van nul kent uitsluitend wegzijging en is geconcentreerd rond de grondwateronttrekking.

Ook de spreiding in nutriëntenbelasting is groot, groter dan die in de kwelvrachten. De grote variabiliteit in de bijdragen van de kwel aan de nutriëntenbelasting wordt versterkt door de variabiliteit in de twee andere bronnen van N- en P-belasting: de bodem en de bemesting. De variabiliteit van de laatste bron wordt vooral bepaald door de combinatie van bodem en hydrologie; die van de eerste behelst voornamelijk

het onderscheid tussen het veen- en het klei-op-veengebied: het laatste gebied heeft een geringere bodembijdrage (zie ook 6.2 en 6.3.1.1). De spreiding in de vrachten is groter dan die in de concentraties. Dit heeft als oorzaak de grote spreiding in de waterafvoeren die terugkomt in de vrachten aangezien deze het produkt zijn van waterafvoeren en concentraties. De uitspoeling van ammonium-N en organisch-N zijn nagenoeg gelijk; die van nitraat is zeer gering. De uitspoeling van ortho-P is ongeveer 1,5 keer zo groot als die van organisch-P.

Figuur 19 geeft een ruimtelijk beeld van de gemiddelde N- en P-emissie naar het oppervlaktewater in de periode 1995-1998 als uitspoelingsvracht en als jaargemiddelde uitspoelingsconcentratie. De ruimtelijke beelden zijn een afspiegeling van de ruimtelijke patronen van de drie belangrijkste bronnen van diffuse nutriëntenemissie in het gebied: bemesting, bodem en kwel. De bemesting is gelijk over het gehele rurale deel van het gebied. De laagste 'bemesting' vindt plaats in de stedelijke kernen.

De bodem beïnvloedt de nutriëntenemissie in twee hoedanigheden: direct als (natuurlijke) bron van nutriënten en indirect als medium waaraan de meststoffen worden toegediend. In beide hoedanigheden levert de veenbodem een grotere bijdrage aan de N- en P-emissie dan de klei-op-veenbodem. Veen bezit van nature een grote potentie aan N en P, opgeslagen in de organische stof van het veen, waardoor de achtergrondbelasting van het oppervlaktewater met N en P in veengebieden veel groter is dan in kleigebieden (Hendriks, 1993). Bij de nattere en organischestofrijkere veenbodems spoelt een veel groter deel van vooral de organische meststoffen uit en af dan bij de kleibodems (Hendriks, 1993). Het ruimtelijke patroon van de bodem als nutriëntenbron wordt dus vooral bepaald door het ruimtelijke onderscheid tussen veen- en klei-op-veengebied (figuur 3).

Het ruimtelijke patroon van de derde bron van nutriënten, de kwel, wordt bepaald door twee aspecten: het ruimtelijke patroon van de kwelintensiteit en dat van de nutriëntenconcentraties in het kwelwater. Het algemene beeld voor de intensiteit is dat deze het hoogst is in het zuiden direct langs de rivier de Lek en afneemt in noordelijke richting. Iets ten oosten van het midden van het gebied vindt grote wegzijging plaats als gevolg van de plaatselijke wateronttrekking (clusters 5 en 7, fig. 9). Het ruimtelijke patroon van de kwelwaterconcentraties is dat deze toenemen van het zuiden richting het noorden en van het oosten richting het westen (Aanhangsel 3). De hoogste concentraties worden derhalve gevonden in de noordwestelijke hoek en de laagste in de zuidoostelijke. Dit levert een redelijk complex ruimtelijk patroon op van de aanvoervrachten van N en P via kwel. De algemene trend is dat de kwelvrachten het hoogst zijn in het zuiden direct langs de Lek met uitzondering van het midden van deze strook waar ze nihil zijn. In het westen en middennoorden zijn de vrachten ook relatief hoog, maar voor N bijna twee keer zo laag als en voor P een weinig lager dan in het zuiden. In het midden en het noordoosten zijn de kwelvrachten nihil tot nul, omdat in deze gebieden nauwelijks tot geen kwel optreedt.

De ruimtelijke beelden van de N- en P-emissie in figuur 19 zijn een optelsom van de bovengeschetste ruimtelijke patronen van de drie bronnen van N en P. Dit resulteert in een duidelijk verschil in ruimtelijk beeld tussen N en P, en tussen vrachten en

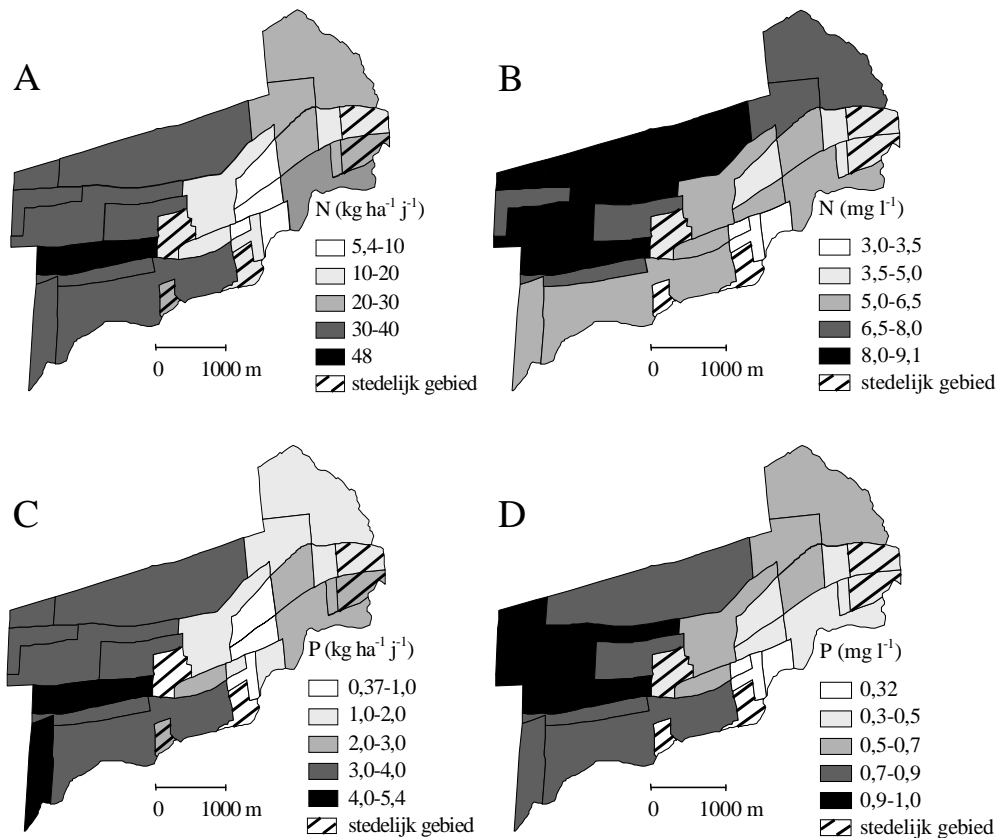


Fig. 19A, B, C, D Ruimtelijke weergave van de berekende nutriëntenemissie vanuit en vanaf de bodem naar het oppervlaktewater in Bergambacht gemiddeld in de periode 1995-1998, weergegeven als vracht voor N (A) en P (C) en als gemiddelde uitspoelingsconcentratie voor N (B) en P (D). Let op: ondergrenzen in de laagste klasse komen overeen met de laagst voorkomende waarden en bovengrenzen met de hoogst voorkomende waarden.

concentraties. Voor de N-vrachten worden de hoogste waarden gevonden in het midden- en noordwesten en middennoorden als gevolg van een veenbodem en vrij hoge kwelvrachten. Ook in het zuiden zijn de vrachten vrij hoog, vooral als gevolg van de hoge kwelvrachten. In het midden zijn de N-vrachten het laagst, vooral als gevolg van de grote wegzijging. Het patroon van de N-concentraties (fig. 19B) is vooral verschillend van dat van de vrachten doordat de concentraties in het kwelwater in het zuiden lager zijn dan in het noorden waardoor de uitspoelingsconcentraties in het zuiden ook relatief laag zijn ten opzichte van die in het noorden. De laagste waarden worden ook hier gevonden in het midden en in de stedelijke kernen.

De ruimtelijke beelden voor P (figuur 19C en D) zijn grofweg hetzelfde als die voor N. Het grootste verschil is dat de hoogste waarden voor de P-uitspoelingsvrachten en -concentraties wat meer geconcentreerd in het westen worden gevonden. Dit is vooral het gevolg van verschillen in de patronen van de kwelvrachten en kwelwaterconcentraties: bij P zijn de verschillen in concentratie in het kwelwater tussen west en oost veel groter dan bij N.

Zelfs in de laagste klassen zijn de gemiddelde uitspoelingsconcentraties overal hoger dan de MTR-waarden, zowel voor N als P. Het uit de bodem spoelende water is dus een potentiële bron van eutrofiëring voor het oppervlaktewater.

6.3.2 Rozendaal

6.3.2.1 Nutriëntenbalansen

Tabel 17 geeft de berekende balanstermen voor het rurale deel van proefgebied Rozendaal en het gehele bemalingsgebied De Keulevaart (voor uitleg van de termen, zie 6.3.1.1). De verschillen tussen de twee gebieden zijn gering. Bij Rozendaal is de aanvoer via kwel wat minder en de afvoer via wegzijging iets groter dan gemiddeld voor het bemalingsgebied. De bemesting is daarentegen iets groter bij Rozendaal, omdat in De Keulevaart een onbemest natuurgebied voorkomt. Hierdoor zijn de gewasopname en de denitrificatie eveneens iets groter bij Rozendaal. Dit alles resulteert in een iets kleinere N-uitspoeling en iets grotere P-uitspoeling bij Rozendaal.

De grootste ingaande post is de bemesting. Bij N is ook de uitputting van de bodemvoorraad (mineralisatie van veen) nog een substantiële post. De belangrijkste uitgaande posten zijn de gewasopname, en bij N de denitrificatie en bij P de opbouw van de bodemvoorraad. De uitspoeling is een relatief geringe post: 4% (P) tot ruim 6% (N) van de totale input.

Tabel 17 Berekende stikstof- en fosforbalansen voor het rurale deel van proefgebied Rozendaal en bemalingsgebied De Keulevaart gemiddeld voor de simulatieperiode 1995-1998. Alle termen in kg totaal-N of totaal-P ha⁻¹ j⁻¹.

Stikstof	Ingaand				Uitgaand				Verandering bodemvoorraad	Aanvoer -minus- afvoer ³
	Gebied	Mest ¹	depositie	kwel	infiltratie	netto gewasopname	denitrificatie	wegzijging		
Rozendaal	536	44	9	6	459	242	7	38 (9,9)	-151	77
Keulevaart	508	44	15	6	457	234	5	40 (9,8)	-163	51

Fosfor	Ingaand				Uitgaand			Verandering bodemvoorraad	Aanvoer -minus- afvoer ³
	Gebied	mest ¹	depositie	kwel	infiltratie	netto gewasopname	wegzijging		
Rozendaal	59,0	0,7	0,9	1,1	41,8	0,6	2,5 (0,64)	16,8	1,2
Keulevaart	56,0	0,7	1,0	1,1	40,3	0,4	2,4 (0,58)	15,7	0,5

¹ mest = kunstmest + organische mest - (bij N) NH₃-verluchting (ca. 33 kg N ha⁻¹ j⁻¹)

² getallen tussen haakjes: gemiddelde uitspoelingsconcentratie (nutriëntenvrucht gedeeld door watervracht) in mg l⁻¹

³ aanvoer-minus-afvoer (Schoumans et al., 2002) = voor N: dierlijke + kunstmest - netto gewasopname
voor P: dierlijke mest - netto gewasopname

De waarde van aanvoer-minus-afvoer die een maat op perceelsschaal is voor de MINAS-verliesnorm behorende bij het Mestbeleid 2003 ligt voor N bij Rozendaal onder de norm voor grasland op veen van 101 kg N ha⁻¹ j⁻¹ (zie 6.3.1.1 voor verklaring). Dit impliceert dat de N-bemesting in het proefgebied nét voldoet aan de MINAS-verliesnorm. Voor P is dat niet het geval en ligt de aanvoer-minus-afvoer

waarde ruimschoots boven de norm van $-7 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ (norm van $-3 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ die geldt bij een P-kunstmestgift van $12 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ aangepast voor de kunstmestgift in Rozendaal van $16 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$; zie 6.3.1.1 voor verklaring). De P-bemesting voldoet daarmee niet aan de norm, wat is terug te vinden in de sterke (28% van de mestgift) P-ophoping in de bodem.

6.3.2.2 Ruimtelijke verdeling

Figuur 20 geeft voor bemalingsgebied De Keulevaart de spreiding in een aantal belangrijke balansposten weer als cumulatieve frequentiediagrammen voor de mestgift, de nutriëntenaanvoer via kwel en de uitspoeling. Evenals bij Bergambacht is de spreiding in de bemesting nihil, omdat nagenoeg het gehele gebied uit grasland bestaat dat dezelfde mestgiftten krijgt (zie 3.2). De rest van het landoppervlak bestaat uit stedelijk gebied met een zeer lage 'bemesting' (zie 5.2.2.2) en een natuurgebied dat niet wordt bemest. Zowel bij N als P heeft de minerale component sterk de overhand. Bij N is ammonium de belangrijkste meststof.

De spreiding in kwelvrachten is voor N veel groter dan bij Bergambacht: 60% ligt tussen 8 en $35 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en 38% tussen 0 en $3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. Oorzaak hiervan is dat de ruimtelijke patronen van kwelintensiteit en N-concentratie in het kwelwater bij De Keulevaart meer samenvallen dan bij Bergambacht (hoge intensiteiten met hoge concentraties en omgekeerd). De 38% met lage vrachten vormt het westelijk deel van het gebied waar overwegend wegzijging optreedt en derhalve kwelintensiteiten laag zijn. De laatste 2% heeft een vracht van ruim $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. Deze extreme vracht is het gevolg van de onderbemaling bij Hoenkoop, waar ook de nutriëntenconcentraties in het kwelwater hoog zijn. Het kwelwater bevat bijna uitsluitend ammonium en geen nitraat. De spreiding in P-kwelvrachten is kleiner dan bij Bergambacht als gevolg van een geringere spreiding in de P-concentraties van het kwelwater: 55% van het gebied heeft vrachten tussen $0,7$ en $1,7 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en 38% een vracht van minder dan $0,15 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. De onderbemaling heeft de extreemste P-kwelvracht van $6,6 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. Ortho-P is de belangrijkste P-component in het kwelwater.

Bij de spreiding in N-uitspoelingsvrachten is de driedeling van de spreiding in N-kwelvrachten te herkennen, wat aangeeft dat de kwelvracht de onderscheidende factor is voor de spreiding in de N-uitspoelingsvracht: 38% heeft relatief lage uitspoelingsvrachten van 11 tot $25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$, 60% hoge vrachten tussen 37 en $70 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en 2% een extreem hoge vracht van $126 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. Bij de N-concentraties is de spreiding wat uniformer, omdat de grote spreiding in waterafvoeren vooral als gevolg van verschillen in kwelintensiteit hier minder een rol speelt. De spreiding in N-uitspoelingsconcentraties wordt vooral veroorzaakt door de variabiliteit in N-concentraties in het kwelwater. Ammonium is de belangrijkste N-component die uitspoelt, vooral bij de hogere vrachten en concentraties, wat het belang van de kwelbijdrage aan de uitspoeling onderstreept.

De spreiding in de P-uitspoelingsvrachten wordt iets minder sterk bepaald door de spreiding in de P-kwelvrachten, 93% ligt tussen $0,7$ en $3,5 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. De extreem

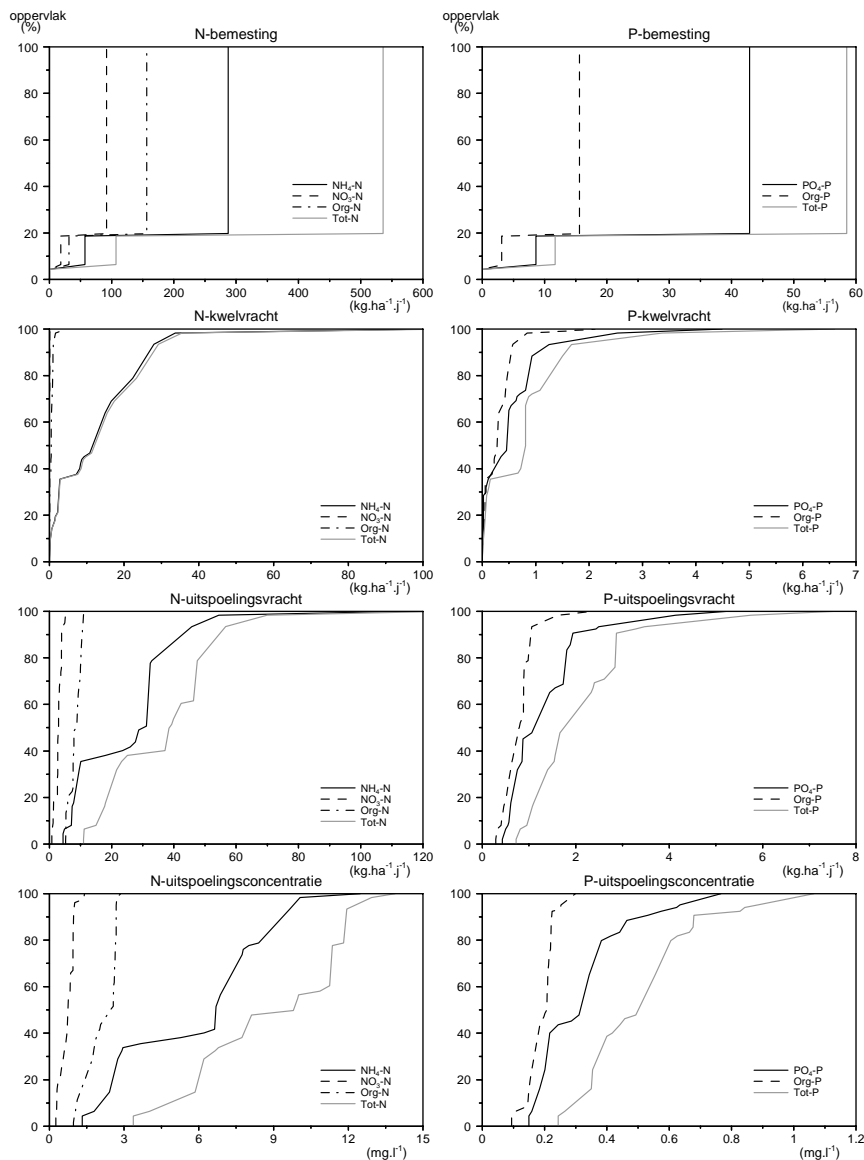


Fig. 20 Cumulatieve frequentieverdeling van de N- en P-bemesting, de berekende N- en P-kwel- en uitspoelingsvrachten en de berekende gemiddelde N- en P-uitspoelingsconcentraties gemiddeld voor de simultieperiode 1995-1998 voor bemalingsgebied De Kenlevaart. Concentraties zijn vrachten gedeeld door waterafvoeren. N-bemesting is zonder ammoniak die vervluchtigt tijdens aanwending.

hoge vrachten tussen 5,8 en 7,5 kg P ha⁻¹ j⁻¹ bij de overige 7% zijn wel duidelijk het gevolg van extreme P-kwelvrachten. De spreiding in P-uitspoelingsconcentraties is voor de eerste 91% vrij uniform en wordt vooral bepaald door de variabiliteit in P-concentraties in het kwelwater. De laatste 9% vertoont extreme waarden als gevolg van zeer hoge P-concentraties in het kwelwater. De uitspoeling van ortho-P is ongeveer 1-2 keer zo groot als die van organisch-P. Net als bij N voor ammonium is het aandeel ortho-P in de uitspoeling groter naarmate de P-uitspoeling groter is, wat duidt op een sterke invloed van kwel bij de hogere uitspoelingen.

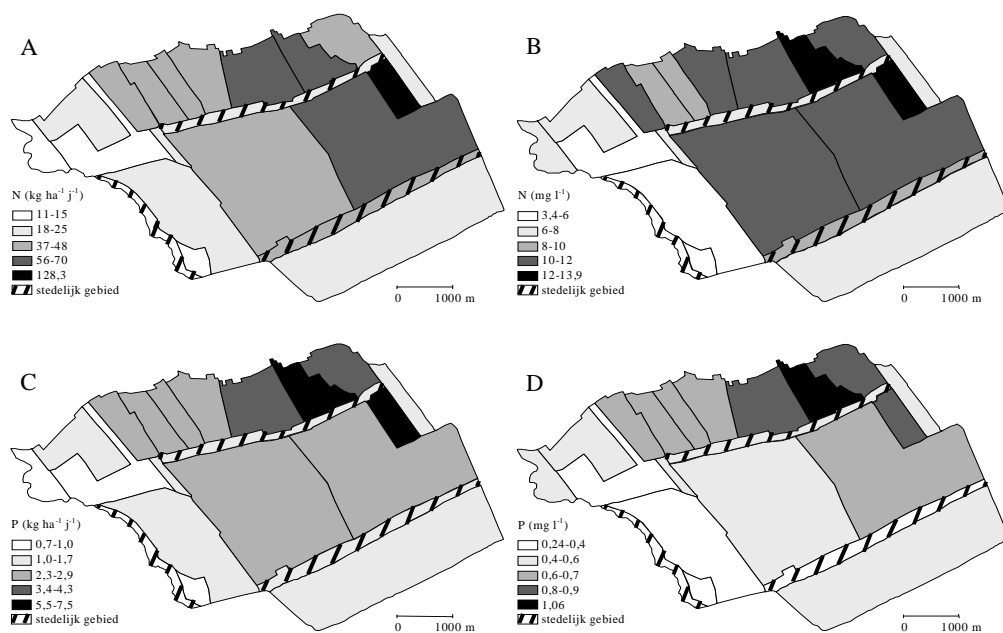


Fig. 21 A, B, C, D Ruimtelijke weergave van de berekende nutriëntenemissie vanuit en vanaf de bodem naar het oppervlaktewater in De Keulevaart gemiddeld in de periode 1995-1998, weergegeven als vracht voor N (A) en P (C) en als gemiddelde uitspoelingsconcentratie voor N (B) en P (D). Let op: ondergrenzen in de laagste klasse komen overeen met de laagst voorkomende waarden en bovengrenzen met de hoogst voorkomende waarden.

Figuur 21 toont een ruimtelijk beeld van de gemiddelde N- en P-emissie naar het oppervlaktewater in 1995-1998 als uitspoelingsvracht en als jaargemiddelde uitspoelingsconcentratie. De ruimtelijke beelden zijn vooral een afspiegeling van het ruimtelijk patroon van de nutriëntenaanvoer via kwel, aangezien dit de belangrijkste ruimtelijk gedifferentieerde bron van nutriënten is.

In tegenstelling tot Bergambacht is de grondsoort in vrijwel elk cluster gelijk: veen. De enige uitzondering vormt cluster 20 (zie fig. 10), dat uit rivierklei bestaat (zie fig. 4). De drooglegging varieert enigszins van cluster tot cluster, maar ligt bij de meeste clusters in dezelfde orde van grootte. Alleen cluster 6 springt eruit door een grote drooglegging. In dit cluster vindt de sterke onderbemaling plaats. De invloed van de kwel is in dit cluster daardoor erg groot, wat in combinatie met de relatief hoge nutriëntenconcentraties in het kwelwater in dit deel van het gebied de relatief hoge N- en P-vrachten en -concentraties in het uitspoelende water verklaart.

De bemesting is in vrijwel alle clusters gelijk. Een uitzondering hierop vormen cluster 12 (natuurgebied) dat niet wordt bemest, en de stedelijke clusters 2, 7 en 10. Vooral in clusters 7, 10 en 12 zijn voor zowel N als P lagere vrachten en concentraties dan in de omliggende clusters te zien. Kwel vormt de belangrijkste oorzaak voor de verschillen in uitspoelingsvrachten en -concentraties tussen de clusters. De concentraties van N en P in het kwelwater nemen toe van zuid naar noord. Verder is er een toenemende gradiënt in de kwelintensiteit van west naar oost: in het westen vindt netto wegzijging plaats, in het oosten is er sprake van netto kwel. Uitzondering in het oosten vormen de clusters 3 en 20 waar door hun hogere ligging netto

wegzijging optreedt. Genoemde gradiënten zijn duidelijk terug te vinden in de ruimtelijke verdeling van de vrachten en concentraties van N en P. Voor beide nutriënten is een toenemende gradiënt van zowel vracht als concentratie van het zuidwesten naar het noordoosten te zien. Cluster 3 en in geringere mate cluster 20 vormen door hun netto wegzijging een uitzondering hierop.

Polder en proefgebied Rozendaal (clusters 16 en 17) voldoen wat betreft vrachten en concentraties van N en P aan het hierboven geschetste beeld. Cluster 17 heeft iets grotere vrachten en concentraties dan 16. Dit verschil is echter zo gering dat beide clusters in dezelfde klassen vallen.

Evenals bij Bergambacht zijn zelfs in de laagste klassen de gemiddelde N- en P-uitspoelingsconcentraties overal hoger dan de MTR-waarden. Het uit de bodem spoelende water is dus een potentiële bron van eutrofiëring voor het oppervlaktewater.

6.3.3 De Vier Noorderkoggen

6.3.3.1 Nutriëntenbalansen

Tabel 18 geeft de berekende balanstermen voor het rurale deel van proefgebied De Vier Noorderkoggen (voor uitleg van de balanstermen, zie 6.3.1.1). Omdat het gebied is op te splitsen in een deel met kwel (de onderbemalingen; zie 2.3) en een deel met uitsluitend wegzijging (ruim tweederde van de oppervlakte) zijn deze twee deelgebieden eveneens opgenomen in tabel 18.

Evenals bij Rozendaal en Bergambacht is de bemesting de grootste ingaande post, en zijn de gewasopname en bij N de denitrificatie en bij P de opbouw van de bodemvoorraad de grootste uitgaande posten. Bij N zijn ook de depositie en de intering op de bodemvoorraad relatief nog van betekenis, hoewel de laatste post veel geringer is dan bij de andere drie gebieden met veen als gevolg van geringere mineralisatie door een veel kleinere organischestofvoorraad in de bodem. De uitspoeling is een relatief geringe post: voor N 6% en voor P 4% (bij het gehele gebied) van de totale input.

In absolute zin zijn al deze posten kleiner dan bij de twee veenweidegebieden als gevolg van een ander grondgebruik met minder bemesting – het rurale deel bevat naast gras ook 41% akkerbouw en 8% onbemest land (zie 2.3 en 3.3). Uitzondering hierop vormt de P-bemesting die in dezelfde orde van grootte ligt als die van Bergambacht en Rozendaal. Omdat ondanks de hoge P-giften de gewasopname toch relatief gering is door de geringe N-opname, is er een groot overschot aan P uit bemesting dat nagenoeg volledig leidt tot de relatief zeer grote opbouw van de P-voorraad in de bodem (zelfde orde als gewasopname). De uitspoeling van dit P-overschot is maar zeer gering: in het wegzijgingsgebied slechts 3%. Oorzaak hiervan is het grote fosfaatbindendvermogen van de klei- en zavelgronden in de Noorderkoggen.

Het kwelgebied kent een extra ingaande post in de vorm van aanvoer via kwel. Hoewel relatief gering ten opzichte van de overige ingaande posten heeft deze post

Tabel 18 Berekende stikstof- en fosforbalansen voor het *rurale* deel van proefgebied De Vier Noorderkoggen gemiddeld voor de simulatieperiode 1995-1998. Alle termen zijn uitgedrukt in kg totaal-N of totaal-P ha⁻¹ j⁻¹. In de tabel zijn drie gebieden onderscheiden: het gehele proefgebied, het gebied met kwel en het gebied met wegzijging.

Stikstof	Ingaand				Uitgaand				Verandering bodemvoorraad	Aanvoer -minus-afvoer ³
	Gebied	mest ¹	depositie	kwel	infiltratie	netto gewasopname	denitrificatie	wegzijging		
Geheel	292	40	3	4	205	147	5	21 (7,0)	-39	87
Kwel	341	40	13	1	249	177	2	30 (5,8)	-63	92
Wegzijg.	275	40	0	5	192	137	6	18 (7,7)	-33	83

Fosfor	Ingaand				Uitgaand			Verandering bodemvoorraad	Aanvoer -minus-afvoer ³
	Gebied	mest ¹	depositie	kwel	infiltratie	netto gewasopname	wegzijging		
Geheel	41,4	0,9	0,9	1,1	20,5	0,4	1,7 (0,57)	21,7	-0,1
Kwel	46,0	0,9	3,4	0,3	26,2	0,5	5,3 (1,02)	18,6	-1,2
Wegzijg.	40,0	0,9	0,0	1,3	19,0	0,4	0,6 (0,24)	22,2	0,0

¹ mest = kunstmest + organische mest – (bij N) NH₃-verluchting (ca. 14 kg N ha⁻¹ j⁻¹)

² getallen tussen haakjes: gemiddelde uitspoelingsconcentratie (nutriëntenvrucht gedeeld door watervracht) in mg l⁻¹

³ aanvoer-minus-afvoer (Schoomans et al., 2002) = voor N: dierlijke + kunstmest – netto gewasopname
voor P: dierlijke mest – netto gewasopname

een grote invloed op de uitspoeling: een verhoging van de uitspoelingsvrucht van 60% voor N en ruim 700% voor P ten opzichte van het wegzijgingsgebied. Hoewel de N- en P-bemesting in het kwelgebied hoger zijn dan in het wegzijgingsgebied is deze verhoging van de uitspoeling toch voor het grootste deel toe te schrijven aan de kwel; de hogere bemesting geeft vooral een grotere gewasopname en denitrificatie.

De waarde van aanvoer-minus-afvoer die een maat op perceelsschaal is voor de MINAS-verliesnorm behorende bij het Mestbeleid 2003 ligt voor N bij De Vier Noorderkoggen gemiddeld rond de norm voor grasland en bouwland op klei van gemiddeld 90 kg N ha⁻¹ j⁻¹ (MINAS-verliesnorm 180 en 100 kg N ha⁻¹ j⁻¹ resp. voor gras- en bouwland; zie 6.3.1.1 voor verklaring). Dit impliceert dat de N-bemesting in het proefgebied net voldoet aan de MINAS-verliesnorm. Voor P is dat niet het geval en ligt de maat ruimschoots boven de norm van -13 kg P ha⁻¹ j⁻¹ (norm van -3 kg P ha⁻¹ j⁻¹ die geldt bij een P-kunstmestgift van 12 kg P ha⁻¹ j⁻¹ aangepast voor de kunstmestgift in De Vier Noorderkoggen van 21 kg P ha⁻¹ j⁻¹; zie 6.3.1.1 voor verklaring). De P-bemesting voldoet daarmee niet aan de norm, wat is terug te vinden in de sterke (50% van de mestgift) P-ophoping in de bodem.

6.3.3.2 Ruimtelijke verdeling

Figuur 22 geeft voor proefgebied De Vier Noorderkoggen de spreiding in een aantal belangrijke balansposten weer als cumulatieve frequentiediagrammen voor de mestgift, de nutriëntenaanvoer via kwel en de uitspoeling. In tegenstelling tot de andere drie gebieden is de spreiding in de bemesting groot. In de modelberekeningen komen in het gebied drie grondgebruiksvormen voor met ieder hun eigen bemesting:

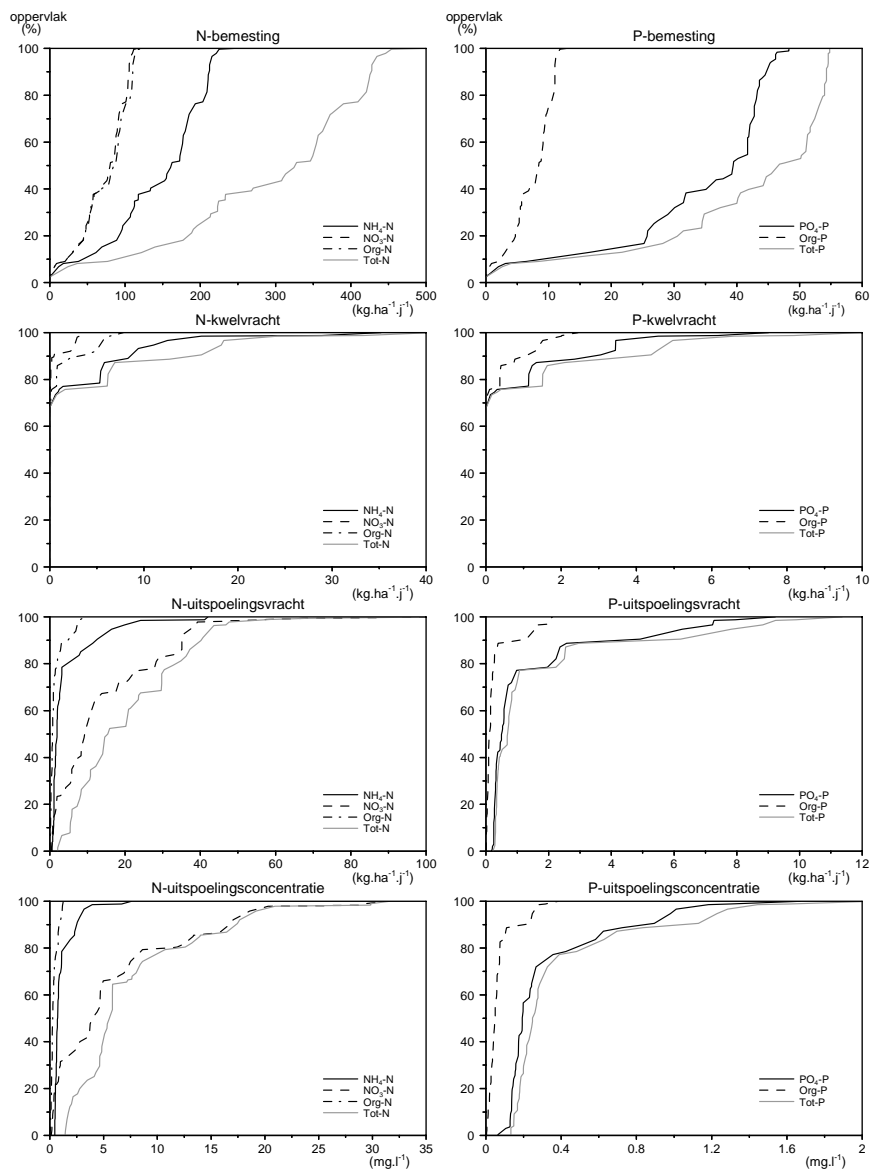


Fig. 22 Cumulatieve frequentieverdeling van de N- en P-bemesting, de berekende N- en P-kwel- en uitspoelingsvrachten en de berekende gemiddelde N- en P-uitspoelingsconcentraties gemiddeld voor de simulatieperiode 1995-1998 voor De Vier Noorderkoggen. Concentraties zijn vrachten gedeeld door waterafvoeren. N-bemesting is zonder ammoniak die vervluchtigt tijdens aanwending.

grasland met relatief hoge bemesting, ‘gemiddeld bouwland’ met voor N intermediaire en voor P hoge bemesting en onbemeste natuur (zie 3.3 en 5.1.3). De clusters, die als rekenenheden de basis vormen van de frequentieverdeling, zijn qua grondgebruik een mix van deze drie grondgebruiksvormen. Omdat per cluster de onderlinge verhoudingen tussen de grondgebruiksvormen sterk kunnen variëren, is de variabiliteit in oppervlaktegewogen gemiddelde mestgiften eveneens groot. Ammonium is de belangrijkste mestcomponent voor N en ortho-P voor P.

Bijna 70% van de gebiedsoppervlakte kent uitsluitend wegzijging. In de overige 30% (meest onderbemalingen) komt kwel voor met wisselende intensiteit en N- en P-

concentraties in het kwelwater. Vooral de ruimtelijke variabiliteit in kwelintensiteiten is groot. De spreiding in de kwelvrachten die het produkt zijn van de variabele intensiteiten en concentraties is daarom groot. Het beeld is gelijk voor N en P. Vooral P heeft extreem hoge waarden tengevolge van combinaties van hoge intensiteiten en hoge ortho-P-concentraties in het kwelwater. Het kwelwater bevat vooral ammonium en ortho-P.

De spreiding in N-uitspoelingsvrachten is groot: er is een vrij uniforme verdeling tussen 3 en 43 kg N ha⁻¹ j⁻¹ met voor de laatste 2% een uitschieter naar 104 kg N ha⁻¹ j⁻¹. De N-vracht en de spreiding daarin worden vooral bepaald door de nitraatvracht en de spreiding daarin. De ruimtelijke variabiliteit in nitraatuitspoelingsvracht is groot en wordt veroorzaakt door verschillen in landgebruik, en daarmee bemesting, bodem en hydrologie (ontwatering en kwel/wegzijging). Bij ammonium is duidelijk het kwelbeeld terug te zien: tot circa 75% lage waarden tussen 1 en 3 kg ammonium-N ha⁻¹ j⁻¹, daarna een geleidelijke toename tot 24 kg N ha⁻¹ j⁻¹ bij 98% en een sprong voor de laatste 2% naar 42 kg N ha⁻¹ j⁻¹. De conclusie die hieraan kan worden verbonden, is dat ammonium in De Noorderkoggen vooral uitspoelt via kwel. In de kwelgebieden is ammonium ook een iets belangrijkere uitspoelingscomponent dan nitraat, terwijl in de wegzijgingsgebieden de ammoniumuitspoeling gemiddeld slechts 10% bedraagt van de nitraatuitspoeling. De uitspoeling van organisch-N is gering, vooral in de wegzijgingsgebieden.

De spreiding in N-uitspoelingsconcentraties is minder uniform dan die in vrachten. Er zijn vier klassen te onderscheiden: 0-17% met lage concentraties (1,5-2,2 mg l⁻¹), 17-65% met intermediaire concentraties en weinig spreiding (3-6 mg l⁻¹), 65-98% met hoge concentraties en grote spreiding (7-21 mg l⁻¹) en de laatste 2% met extreem hoge concentraties (30-32 mg l⁻¹). De laagste klasse bevat vooral de clusters met weinig landbouw (gemiddeld minder dan 30%). In de overige clusters komt voornamelijk landbouw voor (gemiddeld 80%). Het onderscheid tussen de intermediaire klasse en de hoge klassen heeft vooral te maken met verschillen in bodems en drooglegging, en ook landgebruik. Bij de hoge klassen zijn de voorwaarden voor nitrificatie gunstiger: er is een duidelijke correlatie tussen de nitrificatie en de N-uitspoelingsconcentratie. Ook komt bij de hoge klassen meer bouwland voor dan grasland. De extreme klasse heeft een extreem hoge mineralisatie en nitrificatie, en bestaat nagenoeg geheel uit bouwland.

De spreiding in P-uitspoelingsvrachten en die in P-uitspoelingsconcentraties worden sterk bepaald door de spreiding in kwelvrachten. Er is een sterke correlatie tussen P-uitspoeling en P-kwelvrachten ($R^2 = 0,92$). Tot ongeveer 70% van de gebiedsoppervlakte zijn zowel de P-uitspoeling als de spreiding daarin relatief gering. Dit deel van het gebied omvat het volledige wegzijgingsgebied. In de overige 30% - het kwelgebied – is de spreiding groot en zijn de maximale waarden extreem. Dit onderstreept de conclusie dat de P-uitspoeling in De Noorderkoggen vooral het gevolg is van P-rijke kwel (zie ook 6.2 en 6.3.3.1).

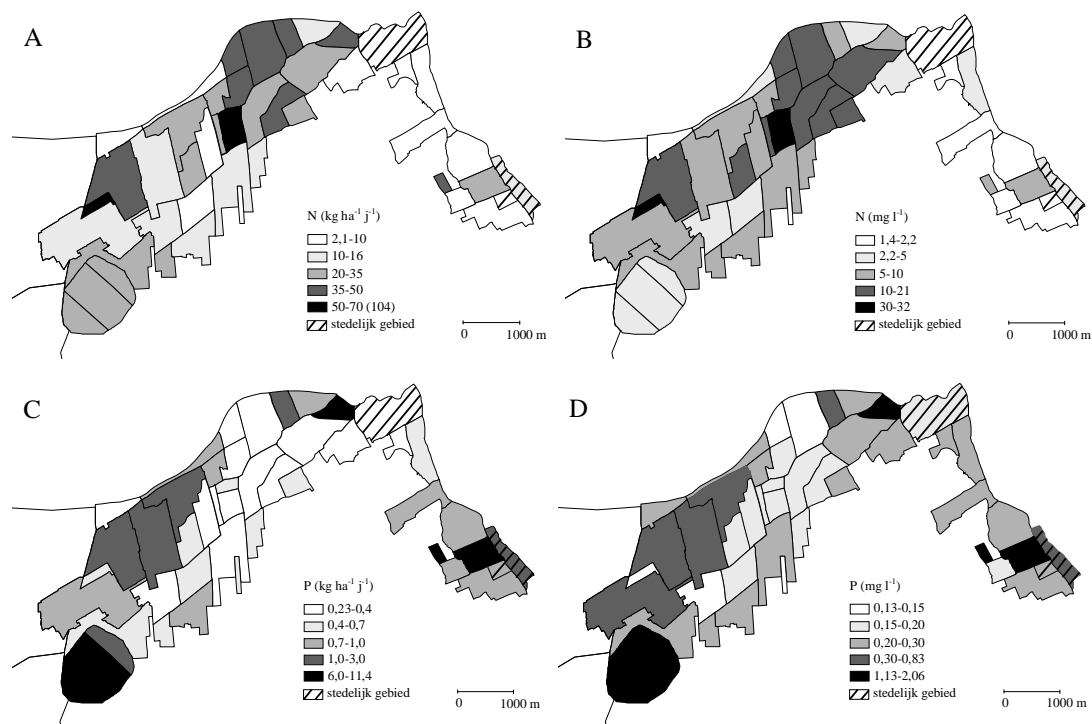


Fig. 23 A, B, C, D Ruimtelijke weergave van de berekende nutriëntenemissie vanuit en vanaf de bodem naar het oppervlaktewater in De Vier Noorderkoggen gemiddeld in de periode 1995-1998, weergegeven als vracht voor N (A) en P (C) en als gemiddelde uitspoelingsconcentratie voor N (B) en P (D). Let op: ondergrenzen in de laagste klasse komen overeen met de laagst voorkomende waarden en bovengrenzen met de hoogst voorkomende waarden.

Figuur 23 toont een ruimtelijk beeld van de gemiddelde N- en P-emissie naar het oppervlaktewater in 1995-1998 als uitspoelingsvracht en als jaargemiddelde uitspoelingsconcentratie. De ruimtelijke beelden zijn een afspiegeling van de ruimtelijke patronen van de drie bronnen van diffuse nutriëntenemissie in het gebied: bemesting, bodem en kwel. De variabiliteit in die bronnen is groot en dus ook de variabiliteit in nutriëntenuitspoeling. Deze variabiliteit is groter dan in de drie andere proefgebieden en vooral dan in de twee veenweidegebieden.

De laagste N-uitspoeling treedt voornamelijk op in het oostelijk gelegen gebiedsdeel. Het grootste deel hiervan wordt niet voor landbouw gebruikt en derhalve niet bemest, heeft een geringe drooglegging (zie fig. 5) en kent geen kwel. De clusters met (lichte) kwel binnen dit gebiedsdeel (cluster 35 en 36; fig. 11) vallen in een hogere N-uitspoelingsklasse. De hoogste N-uitspoeling wordt vooral gevonden in het kleigebied dat de grootste drooglegging heeft (zie fig. 5 en 11), en dan vooral in de clusters die (nagenoeg) volledig landbouwkundig worden gebruikt. Hiervan hebben de clusters met bouwland een hogere N-uitspoeling dan de graslandclusters. De drie clusters (19, 21 en 45) die in de hoogste klasse vallen voldoen aan dit beeld: ze hebben een grote drooglegging en worden volledig landbouwkundig gebruikt; cluster 45 voor 50% en de andere twee volledig als bouwland. Ook in de clusters met hoge kwelintensiteit (de onderbemalingen; clusters 2, 4, 8, 30, 31, 32) is de N-uitspoelingsvracht relatief groot. Bij de N-uitspoelingsconcentratie geldt dit niet voor al deze

clusters. In de clusters 8, 30, 31 en 32 is de N-concentratie in het kwelwater 2 tot 3 keer zo laag als in de clusters 2 en 4. De hoge kwelintensiteit leidt bij deze eerste clusters wel tot een grote N-vracht, maar heeft een verdunnend effect op de uitspoelingsconcentraties vanwege de relatief lage concentraties ($4\text{--}7 \text{ mg N l}^{-1}$) in het kwelwater ten opzichte van de concentraties in het uit het bovenste deel van de bodem stromende neerslagoverschot.

Voor de P-uitspoeling is het ruimtelijk beeld van de vrachten en dat van de concentraties in grote lijnen identiek. Bij het wegzijgingsgebied is het ruimtelijk beeld van de P-uitspoeling bijna omgekeerd aan dat van de N-uitspoeling. In het nattere oostelijke deel van het gebied is de P-uitspoeling – vooral als vracht – meestal groter dan in het drogere kleigebied. Dit is het gevolg van de sterkere vastlegging van fosfaat aan het bodemcomplex in het laatste gebied. Organisch-P uit mest wordt in deze aërobe bodems volledig gemineraliseerd tot ortho-P en spoelt daardoor nauwelijks uit. Bij de kwelgebieden komt de hoogste P-uitspoeling voor, vooral in de gebieden met de hoogste kwelintensiteit, clusters 30, 31 en 32 (onderbemaling polder Bennemeer) en clusters 10, 36 en 43. Hier werkt het kwelwater niet verdunnend, ook niet bij de clusters met de laagste P-concentraties in het kwelwater (30, 31 en 32). De P-concentraties in het kwelwater zijn met $1,8$ tot $3,2 \text{ mg P l}^{-1}$ veel hoger dan de concentraties in het uit het bovenste deel van de bodem stromende neerslagwater.

In de clusters met de laagste N-concentratieklasse (17% van de totale oppervlakte) en die met de laagste P-concentratieklasse (9% van de totale oppervlakte) is de gemiddelde uitspoelingsconcentratie lager dan de MTR-waarde voor oppervlakte-waterkwaliteit. In de rest van het gebied zijn deze concentraties overal hoger dan de MTR-waarden en vormt het uit de bodem spoelende water dus een potentiële bron van eutrofiëring voor het oppervlaktewater.

6.3.4 De Putten

6.3.4.1 Nutriëntenbalansen

Tabel 19 toont de berekende balanstermen voor proefgebied De Putten (voor uitleg van de balanstermen, zie 6.3.1.1). Het gebied is onder te verdelen in een zandgebied (eenderde van de oppervlakte) en een gebied met veen- en moerige gronden (zie 2.4). Om na te gaan wat de verschillen in balanstermen zijn voor deze gebieden zijn ze eveneens in tabel 19 opgenomen. Verder is het beheersgebied (voornamelijk veen en moerig) apart opgenomen in de tabel.

Evenals bij Rozendaal zijn bij De Putten de bemesting en bij N ook de intering op de bodemvoorraad de grootste ingaande posten. De gewasopname en bij N de denitrificatie zijn de grootste uitgaande posten. De uitspoeling is een relatief geringe post: voor N 6-8% en voor P slechts 2% van de totale input. Alleen bij het beheersgebied is de uitspoeling relatief ten opzichte van de totale input groter.

Tabel 19 Berekende stikstof- en fosforbalansen voor het *rurale* deel van proefgebied De Putten gemiddeld voor de simulatieperiode 1995-1998. Alle termen zijn uitgedrukt in kg totaal-N of totaal-P ha⁻¹ j⁻¹. In de tabel zijn vier gebieden onderscheiden: het gehele proefgebied, het zandgebied, het veen/moeriggebied en het beheersgebied.

Stikstof	Ingaand				Uitgaand				Verandering bodemvoorraad	Aanvoer -minus-afvoer ³
	Gebied	mest ¹	depositie	kwel	infiltratie	netto gewasopname	denitrificatie	weg-zijging		
Geheel	397	34	10	0	394	93	11	35 (9,2)	-92	3
Zand	422	34	12	0	391	81	9	41 (9,1)	-54	31
Veen/m.	382	34	9	0	396	101	12	31 (9,2)	-115	-14
Beheers	62	34	8	1	172	55	13	22 (6,4)	-102	-110

Fosfor	Ingaand				Uitgaand			Verandering bodemvoorraad	Aanvoer -minus-afvoer ³
	Gebied	mest ¹	depositie	kwel	infiltratie	netto gewasopname	weg-zijging		
Geheel	35,0	0,6	0,4	0,0	32,5	0,3	0,8 (0,20)	1,4	-5,3
Zand	37,0	0,6	0,5	0,0	36,3	0,3	0,9 (0,20)	0,6	-7,5
Veen/m.	34,0	0,6	0,3	0,0	30,3	0,4	0,7 (0,19)	1,5	-3,9
Beheers	8,0	0,6	0,3	0,1	18,5	0,4	0,8 (0,22)	-10,7	-10,5

¹ mest = kunstmest + organische mest – (bij N) NH₃-vervluchtiging (ca. 11 (3 bij Beheers) kg N ha⁻¹ j⁻¹)

² getallen tussen haakjes: gemiddelde uitspoelingsconcentratie (nutriëntenvrucht gedeeld door watervracht) in mg l⁻¹

³ aanvoer-minus-afvoer (Schoumans et al., 2002) = voor N: dierlijke + kunstmest – netto gewasopname
voor P: dierlijke mest – netto gewasopname

In absolute zin is de uitspoeling het grootst in het zandgebied; het verschil in uitspoelingsvrucht tussen het zand- en veen/moeriggebied bedraagt circa 30%. De input in de vorm van mest en kwel zijn bij het zandgebied eveneens groter dan bij het veen/moeriggebied. Gewasopname van N, denitrificatie en intering op de N-voorraad in de bodem zijn daarentegen groter bij het veen/moeriggebied. Voor de eerste twee termen is dat het gevolg van verschillen in hydrologische condities: het zandgebied is gemiddeld droger waardoor droogteschade meer optreedt en de gewasgroei en -opname achterblijven ondanks de hogere bemesting, en waardoor de denitrificatie geringer is ten opzichte van het veen/moeriggebied. Het veen/moeriggebied heeft echter een grotere N-voorraad in de vorm van organische stof die door mineralisatie de geringere N-bemesting kan compenseren. Door het grotere bemestingsoverschot (mestgift min opname) en de geringere denitrificatie is de N-mineraaluitspoeling bij het zandgebied groter dan bij het veen/moeriggebied. Voor P is de gewasopname groter bij het zandgebied. Desondanks is ook de de P-uitspoeling hier groter. Dit is voor een groot deel het gevolg van het geringere fosfaatbindend-vermogen van de zandgronden. Ook de grotere kwelvrucht draagt bij aan de grotere N- en P-uitspoeling bij het zandgebied.

Het beheersgebied kent de laagste nutriënteninput door de veel geringere bemesting. Voor N leidt dit tot een kleinere gewasopname, denitrificatie en ook uitspoeling ten opzichte van het vergelijkbare veen/moeriggebied. Het verschil in N-uitspoeling is in verhouding echter veel kleiner dan het verschil in N-bemesting. Oorzaken hiervan zijn de geringere drooglegging in het beheersgebied en de bijdragen van de

(veen)bodem en kwel aan de uitspoeling (zie 6.2). Voor P is ondanks de geringere bemesting de uitspoeling in het beheersgebied zelfs iets groter dan in het veen/moeriggebied. Belangrijkste oorzaak hiervan is de geringere drooglegging in het beheersgebied. De gewasopname van P is wel kleiner in het beheersgebied, en de opbouw van de P-voorraad is omgeslagen in intering op die voorraad.

De waarde van aanvoer-minus-afvoer als maat op perceelsschaal voor de MINAS-verliesnorm behorende bij het Mestbeleid 2003 ligt zowel voor N als P bij De Putten ruimschoots onder de norm voor grasland op veen en zand van respectievelijk 101 en 150 kg N ha⁻¹ j⁻¹, en circa 1 kg P ha⁻¹ j⁻¹ (P-norm aangepast voor de kunstmestgift in De Putten van 8 kg P ha⁻¹ j⁻¹; zie 6.3.1.1 voor verklaring). Dit impliceert dat de bemesting in het proefgebied ruimschoots voldoet aan de MINAS-verliesnormen.

6.3.4.2 Ruimtelijke verdeling

Figuur 24 toont voor proefgebied De Putten de spreiding in een aantal belangrijke balansposten als cumulatieve frequentiediagrammen voor de mestgift, de nutriënten-aanvoer via kwel en de uitspoeling. Evenals bij Bergambacht en De Keulevaart is de spreiding in de bemesting nihil, omdat nagenoeg het gehele gebied uit grasland bestaat dat dezelfde mestgiften krijgt (zie 3.4). Het beheersgebied (12% van de oppervlakte) krijgt lagere mestgiften. Bij N is ammonium de belangrijkste meststof, bij P ortho-P.

De spreiding in kwelvrachten is voor de eerste 96% vrij uniform. De laatste 4% bevat relatief extreme vrachten. Voor N zijn deze vrachten ook in absolute zin vrij extreem. De P-vrachten zijn op de extreme waarden na relatief laag. De spreiding in kwelvrachten is volledig het gevolg van de spreiding in kwelintensiteiten. De kwelconcentraties zijn gelijk voor het gehele gebied. Ze zijn laag (3,6 mg N l⁻¹ en 0,14 mg P l⁻¹); de kwelintensiteiten zijn daarentegen hoog (150-430 mm j⁻¹ met een uitschieter van 800 mm j⁻¹). Bij N is ammonium de overheersende component in het kwelwater en bij P is ortho-P de belangrijkste component.

Bij de N-uitspoelingsvrachten is de spreiding voor de eerste 92% eveneens vrij uniform en ook vrij groot (15-50 kg N ha⁻¹ j⁻¹). Voor een deel is dat terug te voeren op de spreiding in de ammoniumvrachten aangevoerd met het kwelwater. Voor een ander deel is dat het gevolg van spreiding in de uitspoeling van ammonium en nitraat afkomstig van meststoffen en uit de bodemvoorraad. Hierbij zijn vooral de variabiliteit in bodemsoorten – zand versus veen en moerig – en drooglegging van belang, maar ook het verschil tussen landbouw- en beheersgebied. De clusters met beheersgebied vallen alle in de onderste 40%. De laatste 8% (clusters 2 en 10, zie fig. 12) kent extreme N-uitspoelingsvrachten van 65-80 kg N ha⁻¹ j⁻¹, gedeeltelijk als gevolg van grote (cluster 10) of zelfs de grootste (cluster 2) kwelvrachten en gedeeltelijk door een grote uitspoeling van ammonium en nitraat uit bemesting die op deze natte zandgronden met weinig organische stof in de ondergrond snel uitspoelen. Ammonium is de belangrijkste N-uitspoelingscomponent.

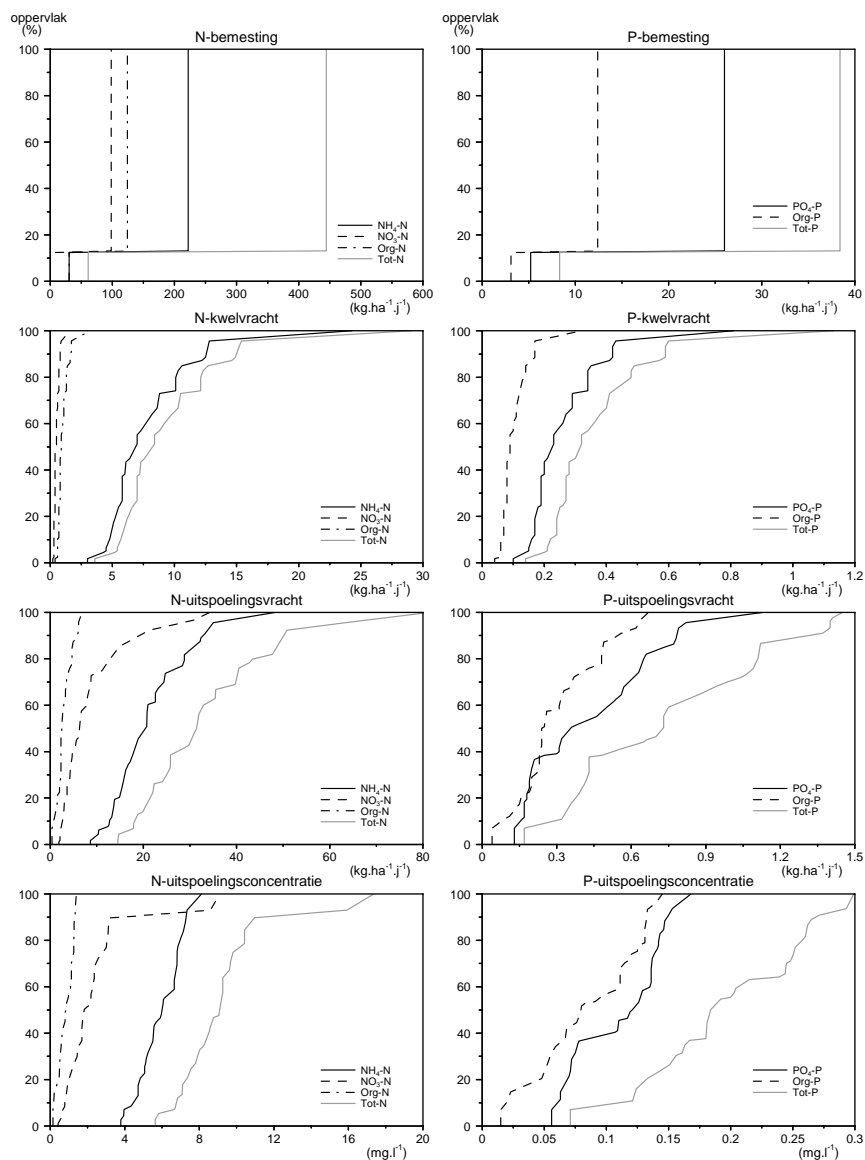


Fig. 24 Cumulatieve frequentieverdeling van de N- en P-bemesting, de berekende N- en P-kwel- en uitspoelingsvrachten en de berekende gemiddelde N- en P-uitspoelingsconcentraties gemiddeld voor de simulatieperiode 1995-1998 voor De Putten. Concentraties zijn vrachten gedeeld door waterafvoeren. N-bemesting is zonder ammoniak die vervluchtigt tijdens aanwending.

De spreiding in de N-uitspoelingsconcentraties is voor de eerste 90% eveneens vrij uniform, maar geringer dan die in de vrachten (6-11 mg N l⁻¹). Alle clusters binnen het beheersgebied vallen in de onderste 13% met concentraties van 6 tot 7 mg N l⁻¹. De meeste clusters met hoge kwelintensiteit liggen in het middendeel met concentraties tussen 7 en 9 mg N l⁻¹. In vergelijking met deze uitspoelingsconcentraties is de N-concentratie in het kwelwater (3,6 mg N l⁻¹) laag. De uitspoeling van grote hoeveelheden kwelwater werkt hier verdunnend op de N-uitspoelingsconcentraties. De laatste 10% met extreme concentraties van 16 en 17

mg N l⁻¹ betreft twee clusters (10 en 17) met de grootste nitraatuitspoeling gepaard gaande met een grote ammoniumuitspoeling en relatief geringe waterafvoer.

De spreiding in P-uitspoeling is groot, vooral bij de vrachten, en iets minder uniform dan bij N. In tegenstelling tot bij N is er bij P geen relatie tussen bemestingsniveau en uitspoeling: de beheersgebieden komen verspreid voor over het gehele bereik van de P-uitspoeling. De beheersgebieden krijgen sinds 1990 een lagere bemesting. Voor de P-uitspoeling is deze verlaging te recent; de bodem is nog opgeladen met P van de hoge bemesting uit de periode 1970-1989. Ook de verschillende bodemsoorten komen verspreid voor over het gehele bereik van de P-uitspoeling. De P-uitspoeling wordt vooral bepaald door de ontwateringstoestand en de kwelsituatie die aan elkaar zijn gerelateerd. Clusters met hoge (netto) kwel zijn natter dan clusters met grote (netto) wegzijging en daardoor kwetsbaarder voor uitspoeling van P. Bij de P-vrachten is er een duidelijke relatie tussen kwelvracht en uitspoelingsvracht. Deze relatie werkt op twee manieren: hoge P-kwelvrachten betekenen 1) extra aanvoer van P waarvan een deel uitspoelt, en 2) hoge kwelintensiteiten (P-concentraties in het kwelwater zijn overal gelijk en laag) en dus nattere bodems. De relatie tussen kwelvracht en P-uitspoelingsconcentratie is eveneens aanwezig maar minder sterk dan die tussen kwelvracht en uitspoelingsvracht. Ook hier kent deze relatie twee aspecten, die hier echter tegengesteld werken. Hogere kwelintensiteiten betekenen nattere bodems en daardoor hogere P-uitspoelingsconcentraties, maar werken ook verlagend op deze hoge concentraties door verdunning met kwelwater met lage P-concentraties (0,14 mg P l⁻¹). Het eerste aspect is belangrijker dan het tweede, vooral bij de uitspoeling van organisch-P waarvan de concentraties in het kwelwater lager zijn dan die van ortho-P. Dat is de reden waarom de spreiding in de concentraties bij organisch-P groter is dan bij ortho-P. De laatste is wel de belangrijkste component in de P-uitspoeling.

Figuur 25 geeft een ruimtelijk beeld van de gemiddelde N- en P-emissie naar het oppervlaktewater in 1995-1998 als uitspoelingsvracht en als jaargemiddelde uitspoelingsconcentratie. De ruimtelijke beelden zijn een afspiegeling van de ruimtelijke patronen van de drie bronnen van diffuse nutriëntenemissie in het gebied: bemesting, bodem en kwel. De bemesting is gelijk over het landbouwkundige gebied. In de beheersgebieden – gesitueerd in het zuidoosten (clusters 19 en 25 t/m 29; zie fig. 12) - is de bemesting beduidend lager dan in het landbouwgebied.

Bij de N-uitspoeling vallen alle beheersgebieden in de laagste twee klassen. Bij de concentraties vallen ze alle op één na (die op zand) in de laagste klasse en zijn ze duidelijk te herkennen in het ruimtelijke beeld. Bij P komen ze verspreid over vier klassen voor en zijn daarmee niet te herkennen in het ruimtelijke beeld.

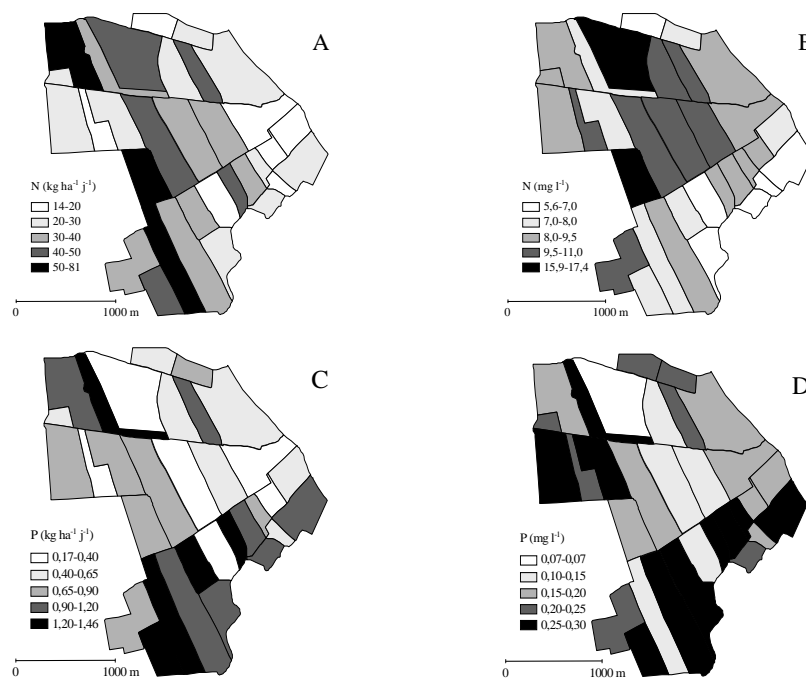


Fig. 25 A, B, C, D Ruimtelijke weergave van de berekende nutriëntenemissie vanuit en vanaf de bodem naar het oppervlaktewater in De Putten gemiddeld in de periode 1995-1998, weergegeven als vracht voor N (A) en P (C) en als gemiddelde uitspoelingsconcentratie voor N (B) en P (D). Let op: ondergrenzen in de laagste klasse komen overeen met de laagst voorkomende waarden en bovengrenzen met de hoogst voorkomende waarden.

De grootste N-vrachten worden gevonden op zandgronden met een hoge kwelintensiteit. De zandclusters die in de laagste twee klassen vallen zijn netto-wegzijgingsgebieden. Bij de N-concentraties is dit beeld grotendeels omgekeerd: de wegzijgingsgebieden vallen in de hogere klassen en de clusters met hoge kwel in de lagere klassen als gevolg van verdunning met relatief N-arm kwelwater. De landbouwkundig gebruikte moerige en veengronden behoren voor de N-vrachten tot de lagere klassen en voor de N-concentraties tot de middenklassen. De uitspoelingsconcentraties zijn hoog tot zeer hoog. Zelfs de concentraties van de laagste klasse zijn hoger dan de MTR-waarde voor oppervlaktewaterkwaliteit. In het gehele gebied vormt het uit de bodem spoelende water een potentiële bron van N-eutrofiëring voor het oppervlaktewater.

Bij P komen de ruimtelijke patronen van vracht en concentratie wat meer overeen dan bij N. De hoogste vrachten en concentraties worden gevonden aan de zuidkant langs het meer De Leyen waar de kwelintensiteiten het hoogst zijn en de bodems daardoor natter. De laagste klassen komen voor in het midden en noorden. De P-uitspoelingsconcentraties zijn laag; bij de twee onderste klassen (28% van de oppervlakte) lager dan de MTR-waarde voor oppervlaktewaterkwaliteit, en bij de hoogste klasse circa twee keer de MTR-waarde. In de laatste gebieden vormt het uit de bodem spoelende water een potentiële bron van eutrofiëring voor het oppervlaktewater.

7 Conclusies

De conclusies zijn opgesplitst naar de twee doelstellingen van de modelstudie:

- het produceren van invoer voor de oppervlaktewatermodellen (7.1);
- het beschrijven en analyseren van de berekende nutriëntenbelasting (7.2).

7.1 Producteren van invoer voor de oppervlaktewatermodellen

De berekeningen met de bodemmodellen SWAP_{cr} en ANIMO hebben voor de vier proefgebieden uitvoer opgeleverd in de vorm van de diffuse water- en nutriëntenbelasting vanuit en vanaf de landbodem op het oppervlaktewatersysteem voor de simulatieperiode 1995-1998. Door converteren van deze uitvoer met de conversieprogramma's is bruikbare invoer verkregen voor de oppervlaktewatermodellen DUFLOW voor kwantiteit, en PCDitch en NUSWA voor kwaliteit. Toetsing van (voorlopige) resultaten van met de oppervlaktewatermodellen berekende waterbalansen en nutriëntenconcentraties aan meetgegevens heeft uitgewezen dat de uitvoer van de bodemmodellen realistisch is.

7.2 Analyse berekende nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater

Vergelijking trend in de belasting van de vier proefgebieden

Voor het analyseren van trends in de nutriëntenbelasting zijn de gemiddelde uitspoelingsconcentraties⁶ (nutriëntenvrucht gedeeld door watervracht op jaarbasis) het meest geschikt. Invloeden van weerjaren werken hierin veel minder door dan in de uitspoelingsvruchten.

Bij onderling vergelijken van langjarige (1970-1998) trends van de proefgebieden blijkt dat er geen eenduidig verband bestaat tussen het bemestingsniveau en de hoogte van de uitspoelingsconcentraties. Bij de relatie bemesting-uitspoeling spelen naast bemestingsniveau meer aspecten een rol, zoals de bufferende werking van de bodem, hydrologische condities en het bestaan van andere bronnen van N en P.

Vergelijking van de langjarige trend in de bijdrage van de bemesting aan de nutriëntenuitspoeling met de trend in het bemestingsniveau wijst uit dat de top van de mestbijdrage enkele jaren naïjlt ten opzichte van de top van de bemesting. Deze naïjling is het grootst (4-6 jaar) bij de veenweidegebieden en het kleinst (1 jaar) bij de gebieden met minerale gronden. Veen heeft een sterker 'geheugen' voor nutriënten uit mest dan minerale gronden, door het grotere bufferend vermogen in de vorm van de grotere voorraad organische stof (vastlegging) en grote(re) capaciteit voor binding aan het bodemcomplex.

⁶ De term 'uitspoeling' staat in dit rapport voor de gezamenlijke transportroutes oppervlakkige afspoeling en uitspoeling naar het oppervlaktewater

Bronnen van nutriëntenbelasting

Naast de bemesting zijn de bodem en kwel andere belangrijke bronnen van diffuse nutriëntenbelasting in de vier proefgebieden. In vergelijking met de bijdrage van de bemesting die afhankelijk is van het variabele bemestingsniveau, zijn deze twee bronnen als gemiddelde uitspoelingsconcentratie vrij constant in de tijd.

De bijdrage van de **bodem** is zowel in relatieve als absolute zin het grootst bij de twee eutrofe veenweidegebieden Bergambacht en Rozendaal en bedraagt als gemiddelde uitspoelingsconcentratie rond 2,7 mg N l⁻¹ en 0,20 mg P l⁻¹. Dit is voor beide nutriënten hoger dan de MTR-waarden voor oppervlakte waterkwaliteit van 2,2 mg N l⁻¹ en 0,15 mg P l⁻¹, gemiddeld voor het zomerhalfjaar. De eutrofe veenbodem is daarmee van nature een potentiële bron van eutrofiëring van het oppervlaktewater. Bij beide andere gebieden blijft de bodembijdrage met gemiddeld 1,2 mg N l⁻¹ en 0,11 mg P l⁻¹ in De Vier Noorderkoggen (zavel en lichte klei), en 1,7 mg N l⁻¹ en 0,07 mg P l⁻¹ in De Putten (zand, moerig en mesotroof veen) onder de MTR-waarden.

De **kwel**bijdrage is afhankelijk van de kwelintensiteit en de nutriëntenconcentraties in het kwelwater. Deze grootheden zijn het hoogst bij de twee veenweidegebieden die dan ook zowel absoluut als relatief gezien de grootste kwelbijdrage hebben. Kwel is hier relatief gezien gemiddeld de grootste bron van nutriënten: 38 tot 46% van de totale belasting. Bij de twee andere gebieden is de relatieve kwelbijdrage met 15-24% geringer als gevolg van geringe kwelintensiteiten en/of lage concentraties in het kwelwater. Uitzondering vormt De Noorderkoggen met de hoogste (65%) relatieve kwelbijdrage voor P dankzij hoge P-concentraties in het kwelwater.

De **mest**bijdrage is afhankelijk van bemestingsniveau, bodemsoort en ontwaterings-toestand, en bij de relatieve bijdrage ook van de bodem- en kwelbijdrage. Bij onderling vergelijken van de proefgebieden blijkt dat er geen eenduidig verband bestaat tussen bemestingsniveau en –overschot enerzijds en mestbijdrage anderzijds.

De twee veenweidegebieden hebben het grootste N-overschot door de grote voorraad N in het eutrofe veen, maar een absolute mestbijdrage die klein is ten opzichte van dit overschot door de bufferende werking van de veenbodem (denitrificatie). De relatieve mestbijdrage aan de N-uitspoeling is bij deze gebieden beduidend kleiner dan bij beide andere gebieden (23-32% vs. 54-74% van de N-uitspoeling). De grootste absolute en relatieve mestbijdrage aan de N-uitspoeling heeft De Putten als gevolg van de natste bodems. Bij de veenweidegebieden spoelt 0,9-4,1% (gem. 2,0%) van de N-bemesting uit. Bij de twee andere gebieden is dat 0,4-10,8% (gem. 3,3%).

De Noorderkoggen heeft het grootste P-overschot, maar de kleinste mestbijdrage aan de P-uitspoeling. In dit drogere zavel/kleigebied wordt organisch-P volledig omgezet in ortho-P dat wordt vastgelegd aan het bodemcomplex. Bij de twee veenweidegebieden is de mestbijdrage het grootst door het grote aandeel van mobiel organisch-P waarvan de omzetting niet volledig is in deze nattere bodems. Dat laatste geldt eveneens voor De Putten dat ondanks het geringste P-overschot een intermediaire mestbijdrage heeft. Bij de veenweidegebieden spoelt 0,3-3,2% (gem. 1,4%) van de P-bemesting uit. Bij de twee andere gebieden is dat 0,01-2,3% (gem. 0,7%).

De simulatieperiode per proefgebied

De voor de simulatieperiode 1995-1998 berekende nutriëntenbelasting is per proefgebied nader geanalyseerd. Omdat het bemestingsniveau bij alle proefgebieden constant is over deze periode, is deze analyse gebaseerd op gemiddelde waarden van de gehele simulatieperiode.

Bergambacht

De *N-uitspoeling* bedraagt als vracht $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en als gemiddelde uitspoelingsconcentratie $6,9 \text{ mg N l}^{-1}$. Dit is 4% van de totale N-input. De mestbijdrage vormt 28% van de totale N-uitspoeling en bedraagt 2% van de bemesting, die ruimschoots voldoet aan de MINAS-verliesnorm. De grootste (36%) bron van N-uitspoeling is de bodem. De ruimtelijke spreiding in de N-uitspoeling is groot bij de vrachten ($5\text{-}45 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) en minder groot bij de concentraties ($2,9\text{-}8,5 \text{ mg N l}^{-1}$) en wordt vooral veroorzaakt door variabiliteit in kwelintensiteiten en N-concentraties in het kwelwater, en in mindere mate door variabiliteit in bodems (veen vs. klei-op-veen) en drooglegging.

De *P-uitspoeling* bedraagt $3,0 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en $0,68 \text{ mg P l}^{-1}$, of 4% van de totale P-input. De mestbijdrage vormt 23% van de totale P-uitspoeling en bedraagt 2% van de bemesting, die ruimschoots voldoet aan de MINAS-verliesnorm. Kwel is de grootste (47%) bron van P-uitspoeling. De spreiding in de uitspoeling ($0,4\text{-}5,3 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en $0,32\text{-}0,99 \text{ mg P l}^{-1}$) wordt veroorzaakt door dezelfde factoren als bij N, maar is groter als gevolg van de grotere variabiliteit in P-concentraties in het kwelwater.

Rozendaal (en bemalingsgebied De Keulevaart bij de spreiding)

De *N-uitspoeling* bedraagt $38 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en $9,9 \text{ mg N l}^{-1}$. Dit is 6% van de totale N-input. De mestbijdrage vormt 32% van de totale N-uitspoeling en bedraagt 2% van de bemesting, die net voldoet aan de MINAS-verliesnorm. Kwel is de grootste (39%) bron van uitspoeling. De spreiding in de uitspoeling is bij de vrachten zeer groot ($11\text{-}126 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$), maar minder groot bij de concentraties ($3,4\text{-}13,9 \text{ mg N l}^{-1}$). Ze wordt vooral veroorzaakt door variabiliteit in kwelintensiteiten en N-concentraties in het kwelwater, en enigszins door variabiliteit in drooglegging en bemesting.

De *P-uitspoeling* bedraagt $2,5 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en $0,64 \text{ mg P l}^{-1}$, of 4% van de totale P-input. De mestbijdrage vormt 28% van de totale P-uitspoeling en bedraagt 1% van de bemesting, die niet voldoet aan de MINAS-verliesnorm. Kwel is de grootste (40%) bron van P-uitspoeling. De spreiding in de uitspoeling ($0,7\text{-}7,5 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en $0,24\text{-}1,07 \text{ mg P l}^{-1}$) wordt veroorzaakt door dezelfde factoren als bij N.

De Vier Noorderkoggen

De *N-uitspoeling* bedraagt als vracht $21 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en als gemiddelde uitspoelingsconcentratie $7,0 \text{ mg N l}^{-1}$. Dit is 6% van de totale N-input. Bemesting is verreweg de grootste bron van N-uitspoeling; de mestbijdrage vormt 58% van de totale N-uitspoeling en bedraagt 4% van de bemesting, die net voldoet aan de MINAS-verliesnorm. De spreiding in de N-uitspoeling is zeer groot ($2\text{-}104 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en $1,4\text{-}31,6 \text{ mg N l}^{-1}$) en wordt vooral veroorzaakt door verschillen in landgebruik (grasland vs. bouwland) en daarmee bemesting, en bodems en hydrologie

(ontwatering en kwel/wegzijging). In 30% van het gebied (voornamelijk onderbemalingen) speelt kwel een rol. De grootte van de kwelinvloed is zeer variabel en draagt daarmee bij aan de grote spreiding in de N-uitspoeling.

De *P-uitspoeling* bedraagt $1,7 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ of $0,57 \text{ mg P l}^{-1}$. Dat is 4% van de totale P-input. De mestbijdrage is klein en vormt slechts 18% van de totale P-uitspoeling en bedraagt 0,7% van de bemesting, die niet voldoet aan de MINAS-verlies-norm. Kwel is de grootste (61%) bron van P-uitspoeling. De spreiding in de uitspoeling is groot ($0,2\text{-}11,4 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en $0,13\text{-}2,06 \text{ mg P l}^{-1}$) en wordt vooral veroorzaakt door variabiliteit in kwelintensiteiten en P-concentraties in het kwelwater.

De Putten

De *N-uitspoeling* bedraagt $35 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ of $9,2 \text{ mg N l}^{-1}$. Dit is 8% van de totale N-input. De bemesting is de overheersende bron van N-uitspoeling: de mestbijdrage vormt 74% van de totale N-uitspoeling en bedraagt 6% van de bemesting, die ruimschoots voldoet aan de MINAS-verliesnorm. De spreiding in de N-uitspoeling is groot bij de vrachten ($15\text{-}81 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) en minder groot bij de concentraties ($5,6\text{-}17,4 \text{ mg N l}^{-1}$). Oorzaken van de spreiding zijn vooral verschillen in bodems (zand vs. veen en moerig) in combinatie met variatie in hydrologie (ontwatering en kwel/wegzijging). Bij het onderscheid tussen landbouw- en beheersgebied speelt het verschil in bemesting eveneens een rol.

De *P-uitspoeling* is relatief klein en bedraagt $0,8 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en $0,20 \text{ mg P l}^{-1}$, of 2% van de totale P-input. De mestbijdrage vormt 43% van de totale P-uitspoeling en bedraagt 1% van de bemesting, die ruimschoots voldoet aan de MINAS-verliesnorm. De bemesting is hiermee de grootste bron van P-uitspoeling. De spreiding in de uitspoeling is vrij groot ($0,2\text{-}1,5 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en $0,07\text{-}0,30 \text{ mg P l}^{-1}$) en wordt vooral veroorzaakt door verschillen in de ontwateringstoestand en de kwelsituatie die aan elkaar zijn gerelateerd (bodems met hoge kwelintensiteiten zijn natter). Verschillen tussen landbouw- en beheersgebied spelen geen rol.

De proefgebieden onderling vergeleken

De *N-uitspoeling* is als vracht en als concentratie het grootst bij Rozendaal, gevolgd door De Putten waar de uitspoeling slechts iets kleiner is. De Vier Noorderkoggen heeft de kleinste uitspoelingsvracht en samen met Bergambacht de kleinste uitspoelingsconcentratie. De uitspoelingsconcentraties overschrijden bijna overal de MTR-waarde voor oppervlaktewaterkwaliteit met uitzondering van 17% van de gebiedsoppervlakte van De Noorderkoggen. Het uitspoelende water vormt daarmee in de meeste gebieden een potentiële bron van eutrofiëring van het oppervlaktewater.

De *P-uitspoeling* is het grootst bij de twee veenweidegebieden Bergambacht en Rozendaal, als vracht en als concentratie. In deze gebieden zijn de uitspoelingsconcentraties overal hoger dan de MTR-waarde en vormt het uitspoelende water een potentiële bron van eutrofiëring. De Putten heeft verreweg de kleinste P-uitspoeling; 28% van dit gebied heeft uitspoelingsconcentraties lager dan de MTR-waarde. Bij De Noorderkoggen, met een intermediaire plaats voor de P-uitspoeling, is dat 9%.

Literatuur

Aelmans, F.G., 1976. *Grondwaterkaart van Nederland. Gorinchem, 38 Oost*. Dienst Grondwaterverkenning TNO, Delft.

Bakker, J.W., J.J.H. van den Akker, P. Cornelissen & D. Boels, 1995. *Oorzaak en preventie van schade aan wegen door vochtonttrekking door bomen*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 318.

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, J.A.P.H. Vermulst, 1997. *Watersteemverkenningen. Huidige en toekomstige belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat vanuit de landbouw*. Lelystad, RIZA. Rapport 97.013.

Boogaard, H.L. & J.G. Kroes, 1997. *GONAT. Geographical Orientated National simulations with ANIMO 3.5 of nutrients*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Technical Document 41.

Boswinkel, J.A., 1979. *Grondwaterkaart van Nederland. Gorinchem, 38 West*. Delft, Dienst Grondwaterverkenning TNO.

Bronswijk, J.J.B., 1988. Modeling of water balance, cracking and subsidence of clay soils. *J. Hydrol.* 97, 199-212.

CBS, STATLINE. Digitale CBS-rapportage.
<http://www.cbs.nl/nl/cijfers/statline/index.htm>

Dam, J.C. van, J. Huygen, J.G. Wesseling, R.A. Feddes, P. Kabat, P.E.V. van Walsum, P. Groenendijk & C.A. van Diepen, 1997. *Theory of SWAP version 2.0. Simulation of water flow, solute transport and plant growth in the Soil-Water-Atmosphere-Plant environment*. Wageningen, DLO Winand Staring Centre, Technical Document 45.

Drent, J., R.F.A. Hendriks, J.W.H. van der Kolk & R.D. Groen, 1997. Maatregelen ter verbetering van de kwaliteit van het oppervlaktewater in Bergambacht. *H₂O* (30) 1997, nr. 3: 70-73.

Ernst, L.F., 1978. Drainage of undulating sandy soils with high groundwater tables. I. A drainage formula based on a constant hydraulic head ratio. *J. Hydrol.*, 39: 1-30.

Groenendijk, P. & J.G. Kroes, 1999. *Modelling the nitrogen and phosphorus leaching to groundwater and surface water with ANIMO 3.5*. Wageningen, Winand Staring Centre. Report 144.

Habers, P., 1981. *Bodemkaart van Nederland; schaal 1 : 50 000. Toelichting bij kaartblad 38 Oost Gorinchem*. Wageningen, Stichting voor Bodemkartering.

- Hendriks, R.F.A., 1991. *Afbraak en mineralisatie van veen. Literatuuronderzoek*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 199.
- Hendriks, R.F.A., 1993. *Nutriëntenbelasting van oppervlaktewater in veenweidegebieden*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 251.
- Hendriks, R.F.A., J.W.H. van der Kolk & H.P. Oosterom, 1994. *Effecten van beheersmaatregelen op de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater van peilgebied Bergambacht. Een modelstudie*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 272.
- Hendriks, R.F.A., 1997a. Oorzaken van diffuse stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater in veenweidegebieden. *H₂O* (30) 1997, nr. 3: 66-69.
- Hendriks, R.F.A., 1997b. *Methodieken en resultaten van experimenteel onderzoek en veldonderzoek naar bodemchemische en bodemfysische parameters in laagveen*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 271.
- Hendriks, R.F.A., K. Oostindie & P. Hamminga, 1999. Simulation of bromide tracer and nitrogen transport in a cracked clay soil with the FLOCR/ANIMO model combination. *J. Hydrol.*, 215: 94-115.
- Hoogeveen M.W. & H. Leneman, 2000. *Landgebruik, bemesting en mineralenbalansen in de Lopikervaard en de Vier Noorderkoggen*. Den Haag, LEI. Rapport 3.00.08.
- ICW, 1973. *De landinrichting van de Lopikervaard. Bodemgesteldheid en waterhuishouding*. Wageningen, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding. Regionale studies 4/II.
- ICW, 1977. *De landinrichting van de Lopikervaard. Bodemgesteldheid en waterhuishouding, landbouweconomische aspecten, inrichtingsaspecten, evaluatie van plannen, conclusies*. Hoofdrapport. Wageningen, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding. Regionale studies 4/I.
- Janssen, B.H., 1986. "Een één-parametermodel voor de berekening van de decompositie van organisch materiaal". *Vakblad voor biologen* 66 (20).
- Janssen, F.B., 1992. *Hydrologisch onderzoek "De Putten"*. Leeuwarden, Landinrichtingsdienst Friesland, Afd. Ontwikkeling en Realisatie.
- Janssen, F.B. & J.E. Meijer, 1993a. *Ecohydrologisch onderzoek rond Burgumermar en De Leijen – Deel 1: Rapport*. Leeuwarden, Landinrichtingsdienst Friesland, Afd. Ontwikkeling en Realisatie.
- Janssen, F.B. & J.E. Meijer, 1993b. *Ecohydrologisch onderzoek rond Burgumermar en De Leijen – Deel 2: Kaarten en figuren*. Leeuwarden, Landinrichtingsdienst Friesland, Afd. Ontwikkeling en Realisatie.

Klein, P. (red.), 2001. *Milieucompendium 2001; het milieu in cijfers*. CBS en RIVM. <http://www.rivm.nl/milieucompendium>

Kroes, J.G., C.W.J. Roest, P.E. Rijtema & L.J. Locht, 1990. *De invloed van enige bemestingsscenario's op de afvoer van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater in Nederland*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 55.

Kroes, J & J. Roelsma, 1998. *ANIMO 3.5. User's guide for the ANIMO version 3.5 nutrient leaching model*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Technical Document 46.

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

Lageman, R. & M. Homan, 1979. *Grondwaterkaart van Nederland. Alkmaar, 19 Oost, 19 West en 20A*. Delft, Dienst Grondwaterverkenning TNO.

Lekahena, E.G. & J.B.M. Langbein, 1980. *Grondwaterkaart van Nederland. Medemblik, 14 Oost, 14 West (alsmede 9D en 15C)*. Delft, Dienst Grondwaterverkenning TNO.

Limbeek, M.C.E., 2001. *Differentiatie van nutriëtnormen voor de Krimpenerwaard*. Royal Haskoning referentie 42366a/R0001/MaL/Rott1 in opdracht van LNV.

Markus, W.C., 1984. *Bodemkaart van Nederland; schaal 1 : 50 000. Toelichting bij kaartblad 38 West Gorinchem*. Wageningen, Stichting voor Bodemkartering.

Noij, I.G.A.M., A.H.J. van der Putten, J. Roelsma, J. Dijk, H. Leneman & C.W.J. Roest, 1997. *Naar een geïntegreerde berekening van nutriëntenstromen op landbouwbedrijven en uitspoeling naar grond- en oppervlaktewater. Integratie van STONE met het Stofstromenmodel*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 538.

Oostindie, K & J.J.B. Bronswijk, 1992. *FLOCR - A simulation model for the calculation of water balance, cracking and surface subsidence of clay soils*. Wageningen, DLO Winand Staring Centre. Report 47.

Oosterom, H.P., 1996. *NPK_GRAS, een programma om de bemesting op grasland te berekenen*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 557.

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

Rosing, H., 1995. *Bodemkaart van Nederland 1 : 50 000. Toelichting bij de kaartbladen Blad 9 West Texel (gedeeltelijk) – 14 West Medemblik, Blad 14 Oost Medemblik - 15 West Stavoren (Noordhollands gedeelte), Blad 19 West Alkmaar*. Wageningen, DLO-Staring Centrum.

- Schans, R.P.H.P. van der & J.J. Vleeshouwer, 1957. *De bodemgesteldheid van het ruilverkavelingsobject Garijp – Wartena*. Wageningen, Stichting voor Bodemkartering. Rapport No. 459.
- Schoumans, O.F. & A. Breeuwsma, 1990. *Methodiek voor de bodemschematisatie van PAWN-districten op basis van de Bodemkaart schaal 1 : 250 000*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 45.
- 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*. Wageningen, Alterra. Rapport 552.
- Stiboka, 1976. *Bodemkaart van Nederland 1 : 50 000. Toelichting bij kaartblad 11 West Heerenveen*. Wageningen, Stichting voor Bodemkartering.
- Stiboka, 1981. *Bodemkaart van Nederland 1 : 50 000. Toelichting bij de kaartbladen Blad 6 West Leenwarden, Blad 6 Oost Leenwarden, Bladen 2 West en Oost (vaste land)*. Wageningen, Stichting voor Bodemkartering.
- Ven, F.H.M. van de & B.R. Voortman, 1985. De waterbalans van een stedelijk gebied; ervaringen in twee meetgebieden in Lelystad. *H2O* (18) 1985, nr. 8: 170-176
- VenW, 1989. *Derde Nota Waterhuishouding (regeringsvoorstel)*, SDU, Den Haag.
- VenW, 1998. *Vierde Nota Waterhuishouding (regeringsvoorstel)*, SDU, Den Haag.
- Vries, F. de, 1993. *Een fysisch-chemische karakterisering van de eenheden van de Bodemkaart van Nederland, schaal 1 : 250 000*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 265.
- Wesseling, J.G., 1991. *Meerjarige simulatie van grondwaterstroming voor verschillende bodemprofielen, grondwatertrappen en gewassen met het model SWATRE*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 152.
- Wind, G.P. & W. Van Doorne, 1975. A numerical model for the simulation of unsaturated vertical flow of moisture in soils. *J. Hydrol.* 24, 1-20.
- Wit, A.J.W. de, T.G.C. van der Heijden & H.A.M. Thunnissen, 1999. *Vervaardiging en nauwkeurigheid van het LGN3-grondgebruiksbestand*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 663.
- Wösten, J.H.M., F. de Vries, J. Denneboom & A.F. van Holst, 1988. *Generalisatie en bodemfysische vertaling van de Bodemkaart van Nederland, 1 : 250.000, ten behoeve van de PAWN-studie*. Wageningen, Stiboka. Rapport 2055.

Wösten, J.H.M., G.J. Veerman, W.J.M. de Groot & J. Stolte, 2001. *Waterretentie- en doorlatendheidskarakteristieken van boven- en ondergronden in Nederland: de Staringreeks. Vernieuwde uitgaven 2001*. Wageningen, Alterra. Rapport 153.

Niet-gepubliceerde bronnen

Buitendijk, J., 1984. *FLOWEX: een numeriek model voor simulatie van verticale waterstroming door onverzadigde, gelaagde bodems*. Wageningen, ICW. Nota 1494.

DGM/DWL, 1997. *Concept strategienotitie: 'Gebiedsgedifferentieerde normstelling en mest- en ammoniakbeleid'*.

Hendriks, R.F.A. & K. Oostindie, 1997. *User's Guide FLOCR 3.0/ANIMO 3.5.5 Model Combination. Technical program description and input instructions*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Technisch Document 51.

Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier, 1995. *De kwaliteit van water, bodem en oevers in het Waterschap West-Friesland, 1992-1993*. Edam, Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier.

ICW, 1987. *Wateraanvoerbehoefte Zuidhollandse Eilanden en Waarden. Peilbeheersing en verzilting*. Wageningen, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding. Nota 1801.

Koeling, R. & A. van der Vlugt, 1997. *Aqua Digitalis, Modelstudie waterbeheersing polder De Putten m.b.v. RAM en Duflow*. Groningen en Leeuwarden, Van Hall Instituut / Wetterskip Lauwerswâlden. Afstudeerrapport.

Kolenbrander, G.J., 1969. *De bepaling van de waarde van verschillende soorten organische stof ten aanzien van hun effect op het humusgehalte bij bouwland*. Haren, Instituut voor Bodemvruchtbaarheid.

Liere, L. van, 1998. *Projectdocument: Gedifferentieerde normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater. Een voorstel voor onderzoek en modellering*. RIVM/RIZA/RIKZ/SC-DLO/IBN-DLO/IKC-N.

Meijer, K.H.G.B., 1993. *Een waterhuishoudkundige verkenning van de Leijen*. Groningen, Van Hall Instituut. Stageverslag.

Witteveen+Bos, 1999. *Duflow-schematisatie proefgebied Vier Noorder Koggen*. Deventer, Witteveen+Bos Raadgevende ingenieurs b.v.

Work Group SWAP, 1994. *SWAP 1993. Input instructions manual*. Wageningen, DLO Winand Staring Centre. Internal Note 291.

Aanhangsel 1 Nadere beschrijving van het modelinstrumentarium

1.1 FLOCR (SWAP_{cr})

FLOCR (Oostindie & Bronswijk, 1992; Hendriks et al., 1999) is een dynamisch simulatiemodel voor het berekenen van de hydrologie van de onverzadigde zone van macroporeuze gronden als klei- en veengronden. De kern van het model is het FLOWEX model (Wind & Van Doorne, 1975; Buitendijk, 1984) waarmee dynamisch de verticale waterstroming in een onverzadigde bodemkolom kan worden gesimuleerd onder invloed van processen aan de randen: neerslag en bodem/gewasverdamping aan de bovenrand, kwel/wegzijging aan de onderrand en drainage naar een drainbuis aan de laterale rand. De onverzadigde, verticale waterstroming wordt hierbij numeriek bepaald op basis van een geïntegreerde term van de vergelijking van Darcy.

Bronswijk (1988) heeft de simulatie van zwel en krimp van de (klei)bodemmatrix aan FLOWEX toegevoegd, en de daarmee samenhangende dynamische simulatie van maaiveldzakking, krimpscheurvolumen en watertransport door krimpscheuren naar het grondwater. Versie 2.0 van het zo ontstane FLOCR-model is beschreven door Oostindie & Bronswijk (1992). Deze versie is door Hendriks (1993) aangepast voor de berekening van de waterhuishouding in veenweidegebieden ten behoeve van de simulatie van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in deze gebieden. Belangrijkste aanpassingen behelsden de toevoeging van snelle drainage via krimpscheuren en laterale infiltratie van water vanuit krimpscheuren in de onverzadigde bodemmatrix, uitbreiding van de drainage via een drainbuis tot drainage naar en infiltratie vanuit maximaal twee ontwateringsmiddelen (sloot en greppel of drainbuis) met een fluctuerend peil, en koppeling met het nutriëntenuitspoelingsmodel ANIMO.

Deze laatste versie is door Hendriks et al. (1999) omgevormd tot FLOCR versie 3.0 die in deze studie is gebruikt. Doel van deze versie was het beter beschrijven van het macroporievolumen en de waterstroming en -berging hierin (vooral de uitwisseling tussen macroporiën en matrix) van macroporeuze klei- en veengronden. In FLOCR 3.0 zijn de processen opgenomen zoals geïllustreerd in figuur A1.1.

Schematisering

Het FLOCR-model representeert een eendimensionale grondkolom. De bovengrens is het maaiveld, de ondergrens de diepte van de lokale grondwaterstroming; de laterale begrenzing wordt gevormd door de drainage(oppervlaktewater)systemen. Voor de simulering van de verticale waterstroming in de onverzadigde en verzadigde zone, en de preferentiële waterstroming door macroporiën wordt de kolom gediscrèteerd in horizontale bodemcompartimenten (fig. A1.1). De compartimentsindeling geschiedt mede op grond van de bodemfysische eigenschappen van de verschillende bodemhorizonten. Op basis van deze schematisering van het bodemprofiel berekent FLOCR waterfluxen tussen compartimenten onderling, en tussen compartimenten en de boven-, onder- en zijrand (laterale stroming naar en vanuit drainagemiddelen), en tussen bodemmatrix en macroporiën.

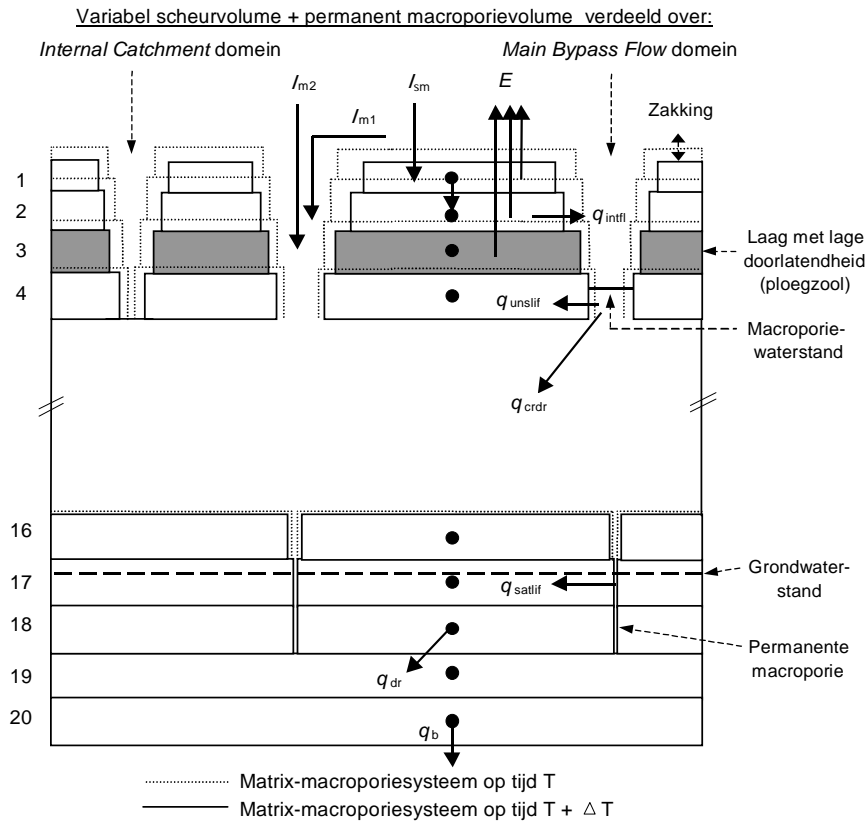


Fig. A1.1 Schematische weergave van processen en fluxen in FLOCR (SWAP_v). Nummers links verwijzen naar bodemcompartimenten.

Hierbij worden de volgende fluxen (cm d^{-1}) onderscheiden (Fig. A1.1):

- I_{sm} = infiltratie in de bodemmatrix aan maaiveld;
- I_{m1} = infiltratie in macroporiën aan maaiveld via *overland flow* van het deel van de neerslag dat niet kan infiltreren in de bodemmatrix;
- I_{m2} = infiltratie in macroporiën aan maaiveld als neerslag direct in macroporiën;
- E = actuele evapotranspiratie (bodem- en gewasverdamping);
- q_i = Darcy-flux tussen twee modelknooppunten van de bodemmatrix;
- q_{dr} = drainage(infiltratie)flux via de matrix naar max. twee ontwateringsmiddelen;
- q_b = onderrandflux (kwel of wegzijging);
- q_{unslif} = laterale infiltratie vanuit de macroporiën in de onverzadigde matrix;
- q_{satif} = laterale infiltratie vanuit de macroporiën in de verzadigde matrix;
- q_{intfl} = *interflow*-flux in de macroporiën over slecht doorlatende bodemlagen;
- q_{crdr} = snelle-drainageflux via een netwerk van (krimp)scheuren naar de ontwateringsmiddelen;

Macroporiestroming

Basis voor de stroming in de macroporiën vormt de beschrijving van de geometrie van de macroporiën. Hiertoe wordt het macroporievolumen onderscheiden naar twee eigenschappen (zie fig. A1.1):

- 1) Continuïteit en daarmee samenhangend functionaliteit voor de waterstroming en het stoftransport. Deze eigenschap bepaalt het lot van instromend water en

opgeloste stoffen. Het macroporievolume wordt voor deze eigenschap onderscheiden in twee domeinen met ieder een eigen functie:

- 1.1) *Main bypass flow domain*: het systeem van continu in de diepte doorlopende, onderling verbonden structuur- en krimpscheuren, dat zorgt voor transport door *bypass flow* naar grotere diepte en snelle drainage naar ontwateringsmiddelen;
- 1.2) *Internal catchment domain*: het systeem van discontinue macroporiën die eindigen op verschillende diepten en die de fractie van het aan maaiveld instromend water afvangen die niet in het *main bypass flow domain* komt, waardoor deze fractie gedwongen is te infiltreren in de (meestal) onverzadigde zone op verschillende, relatief geringe diepten. Voor de horizontale discretisatie wordt dit domein opgedeeld in een aantal (max. 4) subdomeinen die apart worden doorgerekend;
- 2) *Persistentie*: zijn de macroporiën of het macroporievolume wel of niet voortdurend aanwezig. Deze eigenschap bepaalt de grootte van het macroporievolume in de tijd en in de diepte. Twee typen macroporievolume worden onderscheiden:
 - 2.1) Het *permanente, statische* macroporievolume (worm- en wortelgangen, structuurscheuren): is voortdurend aanwezig met een gelijkblijvend volume dat in de diepte kan verschillen. Het statische macroporievolume als functie van de diepte is constant in de tijd;
 - 2.2) Het *tijdelijke, dynamische* macroporievolume: het voorkomen en de grootte zijn afhankelijk van bepaalde voorwaarden die dynamisch veranderen in de tijd. Dit is het volume aan krimpscheuren, dat wordt bepaald door de horizontale krimp van de bodemmatrix, die wordt gestuurd door het vochtgehalte en de krimpkarakteristiek.

Het totale macroporievolume op een zekere diepte en tijdstip wordt bepaald door de som van het statische en dynamische volume. Dit volume wordt verdeeld over het *main bypass flow domain* en de subdomeinen van het *internal catchment domain* naar rato van hun proporties op die diepte.

Neerslagwater kan op twee manieren aan maaiveld de macroporiën instromen (fig. A1.1): via *overland flow* van water dat niet kan infiltreren in de bodemmatrix (I_{m1}) en als directe neerslag in de macroporiën (I_{m2}). De grootte van deze infiltratiefluxen is afhankelijk van de neerslagintensiteit P (cm d^{-1}) in relatie tot de infiltratiecapaciteit van de bodemmatrix I_{\max} volgens:

$$\begin{aligned}
 P \leq I_{\max} : \quad & I_{sm} = A_{sm}P \\
 & I_{m1} = 0 \\
 & I_{m2} = A_m P \\
 P > I_{\max} : \quad & I_{sm} = A_{sm}I_{\max} \\
 & I_{m1} = A_{sm}(P - I_{\max}) \\
 & I_{m2} = A_m P
 \end{aligned}$$

en

$$I_m = I_{m1} + I_{m2}$$

waarin I_{sm} is de infiltratieflux in de matrix (cm d^{-1}) en I_m de totale infiltratieflux aan maaiveld in de macroporiën. A_{sm} en A_m zijn de relatieve oppervlakten ($\text{cm}^2 \text{ cm}^{-3}$) van respectievelijk bodemmatrix en macroporiën. A_m wordt bepaald door de som van het statische en dynamische macroporievolume aan maaiveld. De verdeling van de infiltratieflux aan maaiveld over de verschillende macroporie(sub)domeinen geschiedt naar rato van de verhouding van hun relatieve oppervlakten aan maaiveld.

Water dat aan maaiveld de macroporiën instroomt wordt geborgen op de bodem van de (sub)domeinen. Over de verzadigde hoogte van de domeinen kan uitwisseling met de bodemmatrix plaatsvinden. De laterale infiltratie van macroporiewater in de onverzadigde zone q_{unslif} (fig. A1.1) wordt berekend met Philip's sorptivity (zie Hendriks et al, 1999) en die in de verzadigde zone q_{satlf} met de wet van Darcy. Bij een hoger potentiaal in de verzadigde matrix dan in de macroporiën kan exfiltratie vanuit de matrix in de macroporiën plaatsvinden. Dit kan voorkomen in de vorm van interflow q_{intfl} vanuit een verzadigde bodemlaag boven een slecht doorlatende laag (ploegzool). Vanuit het *main bypass flow domain* kan snelle drainage plaatsvinden naar de ontwateringsmiddelen (drainbuis, sloot).

In- en uitvoer van het model

De invoergegevens voor SWAP_{cr} (FLOCR) betreffen gegevens over de initiële toestand (vochtgehalten, grondwaterstand), modelparameters die de gemodelleerde processen sturen (zoals waterretentie-, doorlatendheids- en krimp karakteristieken, drainagegeweerstanden), tijdsafhankelijke invoergegevens die de randvoorwaarden van het door te rekenen systeem vormen (zoals neerslag- en verdampingsgegevens, slootpeilen, potentiaal van de diepere grondwater).

De uitvoer van SWAP_{cr} betreft per gekozen ANIMO-tijdstap (in deze studie: 1 dag):

- per modelcompartiment: vochtgehalte, drukhoogte, fluxen tussen compartimenten onderling en tussen compartimenten en macroporiedomeinen, evapotranspiratiefluxen, fluxen naar verschillende drainagemiddelen (zoals sloten en greppels), drainagefluxen uit scheuren, watervoorraad in macroporiën. De fluxen en watervoorraden van de subdomeinen van het *internal catchment* domein worden geaggregeerd zodat uitvoer voor de twee domeinen *main bypass flow* en *internal catchment domain* naar ANIMO wordt doorgegeven;
- grondwaterstand;
- fluxen voor bodemverdamping, oppervlakkige afstroming (runoff), kwel/wegzijging;
- verandering van het matrixvolume en daarmee samenhangend het scheurvolumen.

1.2 ANIMO

ANIMO (Groenendijk & Kroes, 1999; Kroes & Roelsma, 1998) is een dynamisch simulatiemodel voor de evaluatie van de uitspoeling van nutriënten. Het model berekent de uitspoeling van stikstof (N) en fosfor (P) naar grond- en oppervlaktewater bij verschillende bodemkundige, hydrologische en landbouwkundige landgebruiksituaties en de daarbij horende toedieningen van dierlijke meststoffen en kunstmest. Het concept is gebaseerd op de koolstof-, stikstof- en fosforcyclus binnen onverzadigde en verzadigde bodemsystemen.

Schematisering

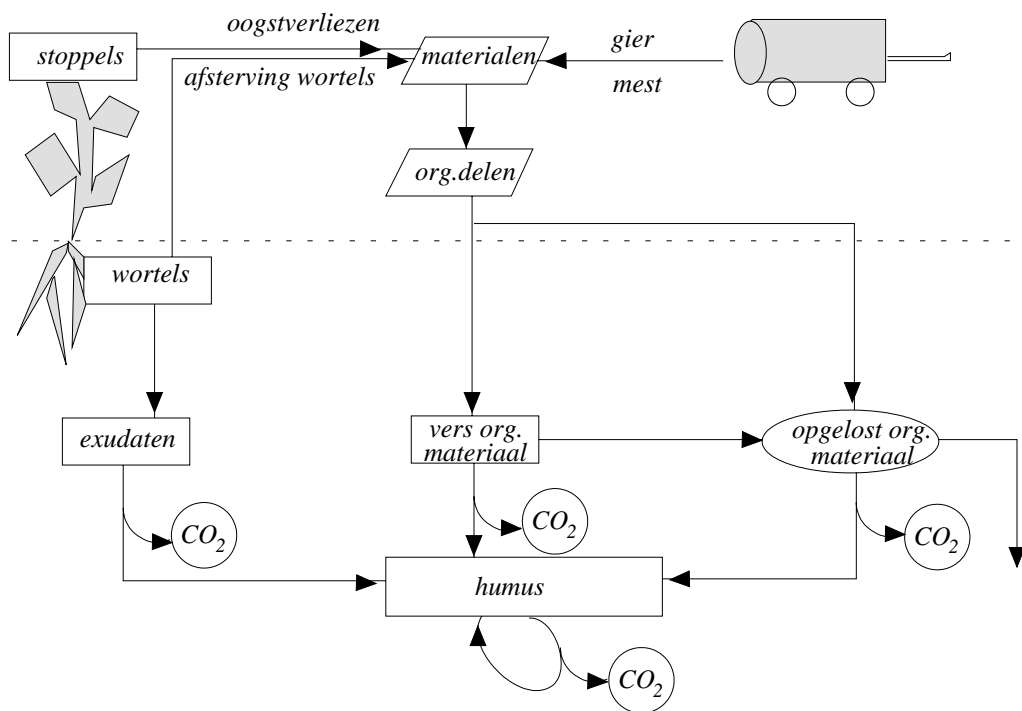
Het ANIMO-model is in essentie een ééndimensionale grondkolom. De bovengrens is het maaiveld, de ondergrens de diepte van de lokale grondwaterstroming; de laterale begrenzing wordt gevormd door de oppervlaktewatersystemen. De voornaamste gesimuleerde processen zijn mineralisatie en immobilisatie, gewasopname, denitrificatie als functie van (gedeeltelijke en tijdelijke) anaërobie, decompositie van organische stof, de verdeling van zuurstof en temperatuur in de bodem, nitrificatie, desorptie en adsorptie van ammonium en fosfor aan het bodemcomplex, afvoer naar verschillende oppervlaktewatersystemen en uitspoeling naar het grondwater. De tijdstap van simulatie is 1 tot 30 dagen en de standaardeenheid van oppervlakte 1 m².

Voor de toepassing van ANIMO zijn waterbalansgegevens nodig die door een extern waterkwantiteitsmodel worden berekend. Het model heeft opties voor de koppeling met (agro)hydrologische perceelsmodellen als SWAP en FLOCR en regionale grondwaterstromingsmodellen zoals SIMGRO. Deze waterbalansgegevens worden per tijdstap voor het perceel of per subgebied en per landgebruiksvorm ingelezen. Gepoogd is om in het model ANIMO de belangrijkste processen die een rol spelen in de kringloop van stikstof, de fosfor en organische stof kwantitatief te beschrijven.

Kringloop van organische stof

In de koolstofcyclus worden de volgende processen beschreven (fig. A1.2):

- toediening van verschillende soorten organisch materiaal aan de bodem zoals vaste mest, drijfmest, plantenresten, stro, enz. Een gedeelte van de mest en de drijfmest bestaat uit DOC (=Dissolved Organic Carbon);
- de uitscheiding van wortellexudaten en afsterving van haarwortels bij 'niet-gras'-gewassen;
- de afsterving van wortels bij gras;
- de afbraak van het verse toegediende of gevormde organische materiaal. Bij de degradatie worden de kleinere moleculen mobiel en kunnen als DOC met de waterstroom door het bodemprofiel worden verplaatst;
- de omzetting van de afgescheiden wortellexudaten/haarwortels, het toegediende verse materiaal en het opgeloste organische koolstof naar humus;
- de 'turn-over' van de humus.

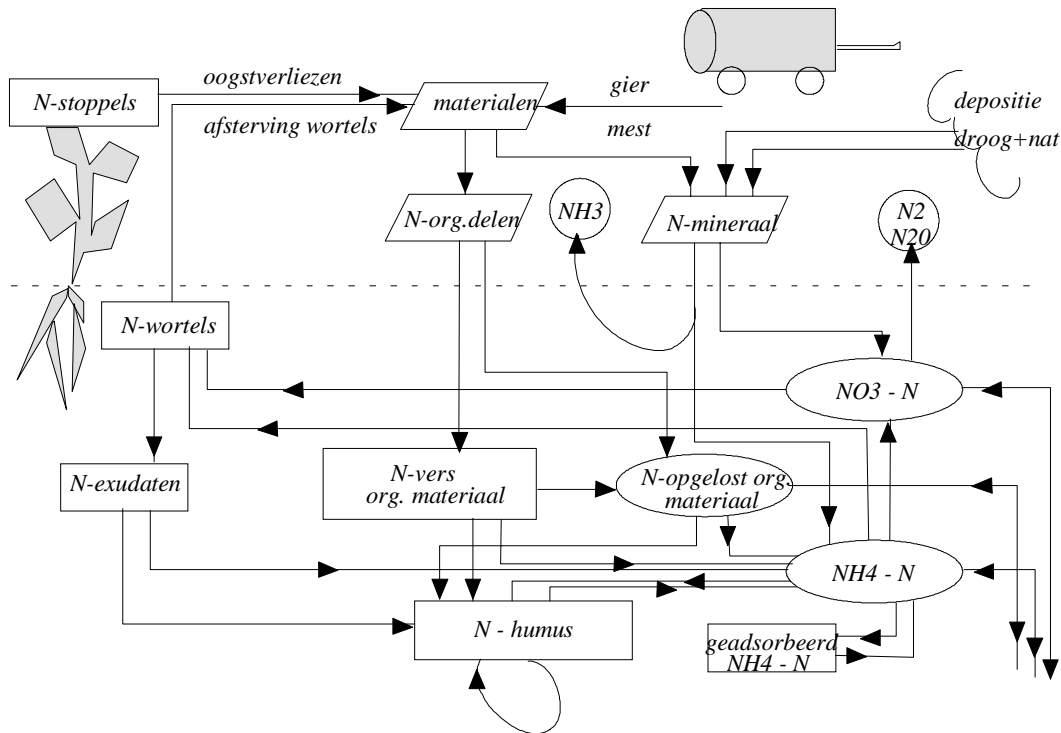


Figuur A1.2 Schematische weergave van de organische stofkringloop in ANIMO

Om een breed scala aan landbouwkundige situaties door te kunnen rekenen zijn de verse organische materialen zo geformuleerd dat de uiteenlopende eigenschappen beschreven kunnen worden. Materialen kunnen verschillen qua gewichtsfractie aan organische delen, het gehalte aan DOC 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 met de tijd afneemt 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 afbraakarakteristiek kan in principe worden afgeleid uit afbraakexperimenten van bijvoorbeeld Kolenbrander (1969) of uit een eenvoudig organischestofmodel dat rekening houdt met de afname van de relatieve afbraaksnelheid (bijv. Janssen, 1986).

In 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 wordt gedissimileerd.

Opgeloste organische bestanddelen worden snel afgebroken. In situaties waarin de afbraak door een onvoldoende aëratie van het bodemprofiel bij ondiepe grondwaterpiegels wordt geremd, en er sprake is van toevoer van DOC met drijfmest, zoals in veenweidegebieden, kan de afvoer van opgelost organisch materiaal naar het oppervlaktewater aanzienlijk zijn.



Figuur A1.3 Schematische weergave van de stikstofkringloop in ANIMO

Stikstofkringloop

In de stikstofkringloop zijn de volgende processen beschreven (fig. A1.3):

- toediening van organisch stikstof met verschillende soorten organisch materiaal aan de bodem zoals vaste mest, drijfmest, plantenresten, stro, enz. Een gedeelte van de mest en drijfmest bestaat uit opgelost organisch stikstof;
- de uitscheiding van organisch stikstof in wortellexudaten en afsterving van haarwortels bij niet-gras gewassen;
- 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 depositie uit de atmosfeer;
- 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.

Het organische deel van de stikstofkringloop loopt grotendeels parallel aan de organischestofcyclus. 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/dissimilatieverhouding. Nitrificatie is in het algemeen een snel proces. Op zandgronden bevindt het overgrote deel van mineraal stikstof zich in de nitraatvorm. In klei- en veengronden neemt ammonium een belangrijker deel in. Vervluchtiging is in het model eenvoudig 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 mineraalstikstof 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.

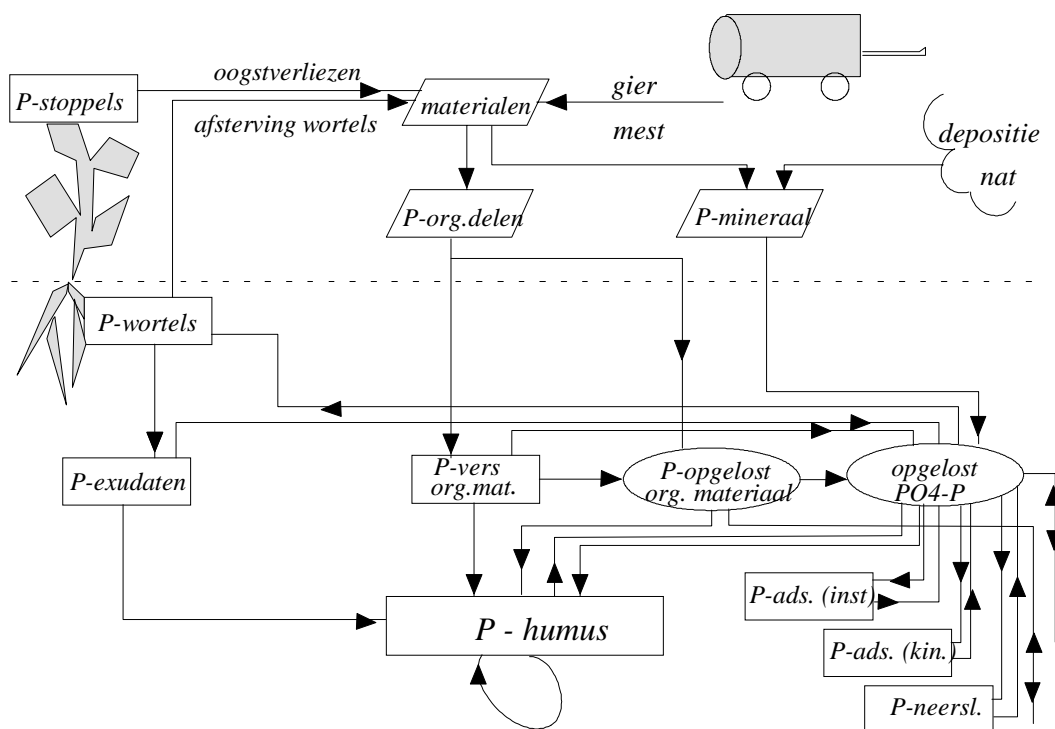
Fosforkringloop

De fosforcyclus bevat de volgende onderdelen (fig. A1.4):

- toediening van organisch fosfor met verschillende soorten organisch materiaal aan de bodem zoals vaste mest, drijfmest, plantenresten, stro, enz. Een gedeelte van de mest en drijfmest bestaat uit opgelost organisch fosfor;
- de uitscheiding van organisch fosfor in wortellexudaten en afsterving van haarwortels bij niet-gras gewassen;
- 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 termijnberekeningen met relatief hoge fosfaatgehalten in de bodem en lage mestgiften in de toekomst kan de desorptiesnelheid van belang zijn voor de hoogte van de uitspoelconcentratie.

Evenals bij stikstof loopt het organische deel van de P-kringloop grotendeels parallel aan de organischestofcyclus. Bij de definitie van de materialen wordt per fractie een stikstofgehalte opgegeven. De relatieve mineralisatiesnelheid hangt af van de C/P-



Figuur A1.4 Schematische weergave van de fosforkringloop in ANIMO

verhouding in het verse materiaal, de C/P-verhouding in de te vormen humus/biomassa en de assimilatie/dissimilatieverhouding. Reversibele sorptie van fosfaat wordt beschreven met een Langmuir-curve. Deze curve wordt gekenmerkt door een maximum niveau. Irreversibele sorptie wordt in het model doorgaans beschreven met drie parallelle 'sorptiepools'. In de steady-state situatie zou de hoeveelheid geadsorbeerd fosfaat in elk van de pools beschreven kunnen worden met een Freundlich-vergelijking. Iedere sorptiepool wordt gekenmerkt door een eigen snelheidsconstante voor adsorptie en desorptie, en coëfficiënten voor de Freundlich-vergelijking.

Ook bij fosfor vormt gewasopname een belangrijk deel van de totale hoeveelheid mobiele mineraal fosfaat die jaarlijks in omloop is. Door de genoemde adsorptieprocessen is de totale voorraad mineraal fosfaat echter 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 bij de potentiële opname achterblijft 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 ten opzichte van de referentiewaarde bij de gemiddelde jaartemperatuur.

Correctiefactor voor vocht: onder droge omstandigheden, bij pF 3,2 en hoger, wordt de processnelheid gereduceerd omdat de microbiologische populatie lijdt aan droogtestress. Bij pF-waarden groter dan 4,2 bedraagt de reductiefactor 0,2. De correctiefactor is tussen pF 3,2 en pF 4,2 lineair gekoppeld aan de berekende drukhoogte.

De *correctiefactor voor pH* is geformuleerd als een sigmoïde curve, met een halfwaarde 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 organisch 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.

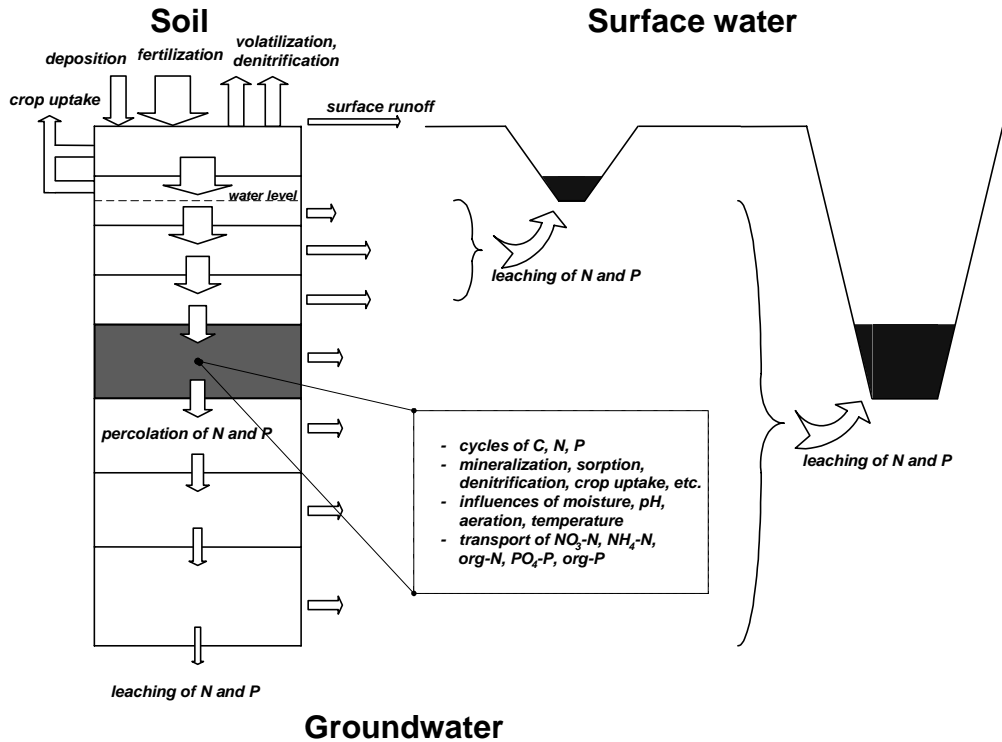
Transportprocessen

De waterstroming in het bodemprofiel met het transport van de verschillende opgeloste stoffen wordt als een ééndimensionaal systeem gemodelleerd (fig. A1.5). Hierbij is het bodemprofiel in horizontale lagen geschematiseerd, waaruit via horizontale uitstroming de verdamping en de afvoer naar de drainagemiddelen wordt gesimuleerd. De bovenste lagen voeren overtollig water af naar greppels (vierde orde) en perceelssloten (derde orde); lager gelegen lagen naar (tweede orde) afvoerkanalen. Via de onderste laag is sprake van verticale kwel vanuit, of wegzijging naar de aquifer (eerste orde). Tevens vindt er intern verticaal transport plaats van laag tot laag. In de hydrologische schematisering wordt ervan uitgegaan dat een kanaal tevens als sloot en als greppel functioneert; een sloot functioneert ook als greppel.

De laagindeling geschiedt op grond van de bodemfysische en -chemische eigenschappen van de verschillende bodemhorizonten. De horizonten waarin de belangrijkste veranderingen in de stikstof- en fosforhuishouding plaatsvinden (meestal de bovenste horizonten) worden in meerdere en dus dunnere lagen opgesplitst. Naast afvoer naar ontwateringsmiddelen kan het model afspoeling van oppervlakkig toegediende meststoffen over het bodemoppervlak simuleren.

Voor iedere 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.



Figuur.A1.5 Schematische weergave van het transport van opgeloste stoffen naar het grondwater en naar oppervlaktewater in ANIMO

Preferentieel transport via macroporiën wordt berekend op basis van de door FLOCR aangeleverde waterbalanstermen van het *main bypass flow domain* en het *internal catchment domain* (zie A1.1). Voor beide macroporiedomeinen wordt een volledige water- en stoffenbalans berekend. Binnentredende stoffen worden instantaan en volledig gemengd met de watervoorraad in de domeinen. In de macroporiën vinden geen omzettings- en bindingsprocessen plaats. Stoffen treden de macroporiën binnen via convectief transport aan maaiveld met infiltrerend neerslag- en *runoff*-water, en via uitwisseling met de bodemmatrix door convectief transport (exfiltratie) en moleculaire diffusie. Stoffen verlaten de macroporiën door snelle drainage, en door convectief transport (infiltratie) en moleculaire diffusie naar de bodemmatrix.

Het aantal balansvariabelen bedraagt circa 50. De voornaamste zijn zuurstofbehoefte, afbraaksnelheden van vier soorten organische stof, snelheid van nitrificatie, sorptie van ammonium en fosfor en waterfluxen (neerslag, afvoer, kwel, uitspoeling, tweede- en derde orde drainage en infiltratie, drie evaporatietermen, transpiratie, in- en exfiltratie in en uit de twee macroporiedomeinen, snelle drainage via macroporiën). Het aantal toestandsvariabelen bedraagt circa 75, gerelateerd aan o.a. vochtgehalten, humus, organische stof, geadsorbeerd ammonium, fosfor en nitraat.

In- en uitvoer van het model

Het aantal invoervariabelen bedraagt circa 80 en is gerelateerd aan de waterbalans van de bodem, het beheer van meststoffen (hoeveelheid, soort, tijd en diepte van giften), fysische bodemparameters (pF, bulkdichtheid, vijf temperatuurparameters, diffusiecoëfficiënten voor zuurstof in de bodem), chemische eigenschappen van de bodem (pH, sorptiecoëfficiënten en -snelheden) en randvoorwaarden in ruimte en tijd.

Er kunnen circa 100 variabelen worden uitgevoerd, waaronder alle termen van volledige balansen van een bodem-water-gewassysteem voor water, nitraat-N, ammonium-N, organische-N, ortho-P en organische-P.

A.1.3 Schil- en conversieprogramma's

A.1.3.1 GONAT

GONAT is een schilprogramma dat is ontwikkeld om berekeningen met ANIMO op nationale schaal uit te voeren (Boogaard & Kroes, 1997). Voor de toepassing in deze regionale studie zijn enkele aanpassingen aan het programma gepleegd.

GONAT organiseert en manipuleert de invoer (pre-processing) en de uitvoer (post-processing) van ANIMO. Verder roept GONAT ANIMO aan voor een aantal door te rekenen plots (rekeneenheden). Daartoe maakt het programma gebruik van een numerieke code van twee posities die het plotnummer aangeeft (in deze regionale versie max. 99 plots), en van een drietal eenlettercodes die staan voor: het gebied (bv. B voor Bergambacht), het SWAP_{cr}-scenario en het ANIMO-scenario. Deze codes worden, individueel en in combinatie, gebruikt in de invoerfiles en in de namen van sommige invoerfiles en alle uitvoerfiles. Op basis van deze codes en codecombinaties kan GONAT voor elke rekeneenheid van elk gebied verschillende SWAP_{cr}-runs(scenario's) en ANIMO-scenario's combineren tot ANIMO-invoer, en hiermee vervolgens ANIMO doorrekenen. Op deze wijze komt de regionale koppeling van de bodemmodellen SWAP_{cr} en ANIMO tot stand. In deze studie genereert GONAT voor de conversieprogramma's specifieke uitvoer op dagbasis om te converteren naar invoer voor de oppervlaktewatermodellen.

A.1.3.2 Conversieprogramma's

De drie conversieprogramma's CVSWADUF, CVGONPCD en CVGONNUS bezitten naast de in de hoofdtekst genoemde twee hoofdfunctionaliteiten van het koppelen van de bodemmodellen aan de netwerkmodellen en het verrekenen van relatieve bodemuitvoer met de subgebiedsoppervlakte tot absolute oppervlaktewaterinvoer, nog enkele extra functionaliteiten die van belang zijn voor het genereren van correcte invoer voor de netwerkmodellen:

- a) het samenvoegen van bepaalde uitvoertermen tot één invoerterm;
- b) het middelen van uitvoer van meerdere clusters tot uitvoer van een 'samengesteld cluster' [zie 5.1 onder a)];

- c) het berekenen van neerslag en depositie van nutriënten direct op, en verdamping direct uit het oppervlaktewater;
- d) het inschatten van piekafvoeren voor het aandeel verhard oppervlak, in de vorm van riooloverstorten bij hevige regenbuien met grote neerslagintensiteit. Deze functionaliteit is een alternatief voor de vergelijkbare functionaliteit in SWAP_{cr} en is daar conceptueel ook op gebaseerd (zie 4.2.1). De functionaliteit van SWAP_{cr} is bedoeld voor stedelijke clusters met verhard oppervlak dat gelijkmatig verspreid is over het clustergebied, terwijl de hier besproken functionaliteit geldt voor clusters met verhard oppervlak dat geconcentreerd is in een apart deel van het clustergebied. Deze laatste situatie doet zich in deze studie voor in het gebied De Vier Noorderkoggen, waarvoor deze extra functionaliteit dan ook is toegepast. Het verschil in benadering tussen beide functionaliteiten komt tot uitdrukking in de berekening van de waterbalans en de grondwaterstand van het onverharde deel: bij de SWAP_{cr}-benadering wordt die wel en bij de conversieprogramma-benadering niet beïnvloed door het aandeel verhard oppervlak. Bij de conversieprogrammabebanding wordt in SWAP_{cr} de kwel onder verhard oppervlak op dezelfde wijze berekend als de kwel direct op het oppervlaktewater, m.a.w. er wordt aangenomen dat de grondwaterstand onder verhard oppervlak gelijk is aan het droogleggingsniveau (het peil);
- e) het verdelen van de water- en nutriëntenbelasting van een subgebied over de knooppunten van de oppervlaktewaterschematisatie (hoofdwaterloop-, sloot- en bufferknooppunten) volgens een verdeling die voortkomt uit die oppervlakte-water-schematisatie (zie hiervoor de rapportage over het oppervlaktewaterdeel).

Om de gewenste conversie te plegen, hebben de drie bodemconversieprogramma's gegevens nodig over de gebiedsschematisatie. Deze worden vastgelegd in een gebiedsschematisatiebestand dat gelijk is voor alle drie de conversieprogramma's. De belangrijkste gegevens worden per subgebied vastgelegd en betreffen:

de subgebiedscode, het corresponderende clusternummer, de schematisatiestatus [voor bovengenoemde functionaliteit e)], de totale oppervlakte (land en water), de totale lengte en gemiddelde breedte van de hoofdwaterlopen, de totale lengte en gemiddelde breedte van de sloten, de drainagefactor [voor functionaliteit e)], en het % verhard oppervlak en een switch [beide voor functionaliteit d)].

De naam van de schematisatiefile bevat twee eenlettercodes, conform de drie onder A.1.3.1 genoemde codes: de gebiedscode en een schematisatiecode. Deze laatste kan worden gebruikt om verschillende versies van de gebiedsschematisatie vast te leggen en door te rekenen. De door de conversieprogramma's gegenereerde uitvoer, de invoer voor de netwerkmodellen, is daarmee gekenmerkt door de vier codes voor: 1) het gebied, 2) de SWAP_{cr}-run, 3) het ANIMO-scenario en 4) de schematisatieversie. Deze codes zijn alle vier in de naam van de gegenereerde uitvoerfiles opgenomen.

Tijdens het runnen van de conversieprogramma's worden de vier codes, al dan niet interactief, ingelezen. Op basis van de codes opent en leest elk programma de juiste SWAP_{cr}-, GONAT- en schematisatiefiles, voert de juiste conversie uit, en stelt de juiste namen van de uitvoerfiles samen. Op deze wijze is de invoer voor de

netwerkmodellen per gebied eenduidig vastgelegd als resultaat van gebieds-schematisatie en SWAP_{cr}- en GONAT/ANIMO-runs.

In het navolgende worden enkele specifieke aspecten van de drie bodem-conversieprogramma's in het kort besproken.

CVSWADUF

Dit programma verzorgt de conversie van SWAP_{cr}-uitvoer naar DUFLOW-invoer. SWAP_{cr} produceert per run en per cluster een ongeformatteerde file voor ANIMO met alle relevante waterbalanstermen op ANIMO-tijdstapbasis (1 dag). De schil rond SWAP_{cr} geeft deze files een naam waarin de numerieke clustercode, de gebiedscode en de SWAP_{cr}-runcode zijn verwerkt. CVSWADUF leest uit deze files de relevante aan- en afvoerfluxen in $m^3 d^{-1}$ en zet deze voor DUFLOW om in (samengevoegde) aan- en afvoerdebieten in $m^3 sec^{-1}$. De resultaten worden weggeschreven naar de file Dqn_GSXC.tss, waarin G = gebiedscode, S = SWAP_{cr}-code, X = hier niet gebruikt (ANIMO-code), C = schematisatiecode. Deze file kan door DUFLOW worden gebruikt als invoerfile voor de debieten op de knooppunten.

CVGONPCD

Dit conversieprogramma verzorgt de koppeling tussen GONAT en PCDitch. GONAT produceert per run en per cluster een file met relevante termen van de balansen van koolstof (organisch-C in oplossing), van de stikstofcomponenten (NH₄, NO₃ en organisch-N in oplossing) en van de fosforcomponenten (ortho-P en organisch-P in oplossing), en met relevante waterbalanstermen, alle op dagbasis. In de naam van deze file zijn de numerieke clustercode, de gebiedscode, de SWAP_{cr}-runcode en de ANIMO-scenariocode verwerkt. CVGONPCD leest de relevante termen uit deze files in $kg ha^{-1} d^{-1}$ en zet deze om in aanvoervrachten aan stoffen in $gr sec^{-1}$. De waterbalanstermen worden hierbij louter gebruikt als hulpgegevens voor het berekenen van bepaalde vrachten [bv. de afvoervrachten vanaf verhard oppervlak in het geval van bovengenoemde functionaliteit c)]. De resultaten worden weggeschreven naar de file Dql_GSAC.tss, waarin A = ANIMO-code (overige codes als onder ***CVSWADUF***). Deze file kan door DUFLOW/PCDitch worden gebruikt als invoerfile voor de aanvoervrachten op de knooppunten.

CVGONNUS

Dit programma converteert GONAT-uitvoer naar NUSWA-invoer. Hiertoe worden dezelfde GONAT-uitvoerfiles gebruikt als genoemd onder ***CVGONPCD***. CVGONNUS leest de relevante termen uit deze files in $m^3 d^{-1}$ (water) en $kg ha^{-1} d^{-1}$ (stoffen) en zet deze om in aan- en afvoerdebieten in $m^3 d^{-1}$ en aanvoervrachten aan stoffen in $gr d^{-1}$. De waterbalanstermen worden hierbij gebruikt als hulpgegevens voor het berekenen van bepaalde vrachten conform CVGONPCD, maar ook na conversie doorgegeven aan NUSWA voor controle van de waterbalansen in dit model. De resultaten worden weggeschreven naar de file Nus_GSAC.inp, met betekenis van de codes als onder ***CVGONPCD***. Deze file kan door NUSWA worden gebruikt als invoerfile voor de aan- en afvoerdebieten en aanvoervrachten op de knooppunten.

Aanhangsel 2 Profielbeschrijving van de bodemeenheden van de vier proefgebieden

Dit aanhangsel geeft een beschrijving van de profielopbouw van de bodemeenheden die in de bodemschematisatie van de vier proefgebieden zijn onderscheiden. Per bodemhorizont wordt het dieptetraject waarover deze voorkomt vermeld en worden waarden van enkele voor de modelberekeningen belangrijke bodemfysische en bodemchemische parameters gegeven. Verder wordt voor elke horizont de representatieve bouwsteen van de Staringreeks aangegeven, een standaardreeks van bodemfysische karakteristieken (Wösten et al., 2001).

2.1 Bergambacht en Rozendaal

De profielopbouw van de bodemeenheden van Bergambacht en Rozendaal is gegeven in tabel A2.1. De eigenschappen van de horizonten komen niet volledig overeen met die van de bodemfysische eenheden van de PAWN-schematisatie, maar stammen uit

Tabel A2.1 Profielopbouw en bodemfysische en –chemische eigenschappen van peilgebied Bergambacht en polder Rozendaal

Bodem-eenheid code	Hori-zont	Diepte-traject (cm - mv)	Bouw-steen Staring-reeks	Gehalte organi-sche stof (%) ¹	Gehalte lutum (%) ²	Volu-mieke massa (kg m ⁻³)	Poro-siteit (m m ⁻³)	k _{sat} ³ (cm d ⁻¹)	Gehalte Al en Fe (mmol kg ⁻¹)	pH-KCl (-)
BAM1	1	0- 16	B17	15,0	50	780	0,749	2,0	472	5,4
	2	16- 52	B17	5,5	61	1150	0,749	2,0	280	5,4
	3	52- 76	O17	40,0	30	531	0,886	5,0	388	5,4
	4	76-500	O17	75,0	4	154	0,910	11,4	108	5,9
	5	500-700	O12	2,5	40	1200	0,560	10,0	80	6,7
BAM2	1	0- 30	B12	10,0	67	900	0,749	2,0	472	4,9
	2	30- 40	B18	30,0	70	603	0,886	5,0	388	5,4
	3	40- 64	O17	75,0	4	193	0,900	10,0	303	6,1
	4	64-500	O17	75,0	5	154	0,910	11,4	108	5,9
	5	500-700	O12	2,5	40	1200	0,560	10,0	80	6,7
BAM3	1	0- 29	B17	26,0	59	639	0,749	2,0	472	5,4
	2	29- 39	B18	39,0	30	537	0,886	5,0	388	5,4
	3	39- 66	O17	73,0	4	200	0,900	10,0	303	6,1
	4	66-500	O17	73,0	5	154	0,910	11,4	108	5,9
	5	500-700	O12	2,5	40	1200	0,560	10,0	80	6,7
BAM4	1	0- 17	B18	40,0	62	531	0,886	5,0	388	5,4
	2	17- 60	O17	75,0	4	193	0,900	10,0	303	6,1
	3	60-500	O17	80,0	5	140	0,910	11,4	108	6,0
	4	500-700	O12	2,5	40	1200	0,560	10,0	80	6,7

¹ massa-% van de droge stof

² massa-% van de minerale delen

³ verticale verzadigde doorlatendheid

de modelstudie Bergambacht van Hendriks et al. (1994). Ze zijn voornamelijk gebaseerd op metingen uit de veenweidestudie van Hendriks (1993 en 1997b) aan het veenweideperceel De Donkse Laagten in de Alblasserwaard, circa 5 km ten zuidwesten van Bergambacht, en aangevuld met gegevens uit het databestand van de bodemfysische eenheden van de PAWN-schematisatie (Wösten et al., 1988; De Vries, 1993; Schoumans en Breeuwsma, 1990).

2.2 De Vier Noorderkoggen

De profielopbouw van de bodemeenheden van De Vier Noorderkoggen is gegeven in tabel A2.2. De diepte van het grensvlak tussen twee horizonten en de gehalten lutum en organische stof zijn bepaald aan de hand van de profielen van eenheden van de bodemkaart, schaal 1 : 50.000. Hierbij is rekening gehouden met het oppervlak van de bodemeenheden, en met het grondgebruik ter plaatse van het kaartvlak. Van een aantal bodemeenheden zijn zowel profielen op grasland als op bouwland beschikbaar. Voor het gehalte lutum is de gemiddelde waarde van de bouwsteen overgenomen. Het gehalte organische stof is afgeleid uit de gemiddelde waarden van de bouwsteen én het bodemprofiel. De porositeit en verzadigde doorlatendheid zijn afgeleid van de Staringreeks. De andere eigenschappen van de horizonten zijn afkomstig van het databestand van de bodemfysische eenheden van de PAWN-schematisatie (Wösten et al., 1988; De Vries, 1993; Schoumans en Breeuwsma, 1990).

Tabel A2.2 Profielopbouw en bodemfysische en -chemische eigenschappen van polder De Vier Noorderkoggen

Bodem-eenheid code	Hori-zont	Diepte-traject (cm - mv)	Bouw-steen Staring-reeks	Gehalte organi-sche stof (%) ¹	Gehalte lutum (%) ²	Volu-mieke massa (kg m ⁻³)	Porositeit (m m ⁻³)	k _{sat} ³ (cm d ⁻¹)	Gehalte Al en Fe (mmol kg ⁻¹)	pH-KCl (-)
NOK1	1	0- 25	B08	4,0	15	1400	0,43	2,3	83	7,3
	2	25- 50	O09	1,2	15	1400	0,46	2,2	75	7,8
	3	50-100	O09	0,8	15	1400	0,46	2,2	75	7,8
	4	100-700	O09	0,8	15	1400	0,46	2,2	75	7,8
NOK2	1	0- 20	B10	9,0	28	1400	0,42	1,2	83	7,3
	2	20- 40	O10	4,0	25	1400	0,49	2,2	75	7,4
	3	40-100	O10	0,9	25	1400	0,49	2,2	75	7,7
	4	100-700	O10	0,9	25	1400	0,49	2,2	75	7,7
NOK3	1	0- 15	B12	9,0	50	1200	0,55	15,5	220	5,0
	2	15- 40	O13	2,0	50	1300	0,57	3,3	152	5,1
	3	40- 90	O17	50,0	50	200	0,91	2,8	219	4,9
	4	90-700	O17	50,0	50	200	0,91	2,8	66	4,9
NOK4	1	0- 25	B08	2,5	15	1400	0,43	2,3	83	7,4
	2	25- 60	O10	0,9	25	1400	0,49	2,2	75	7,6
	3	60-700	O02	0,3	3	1500	0,38	15,6	29	7,8

¹ massa-% van de droge stof

² massa-% van de minerale delen

³ verticale verzadigde doorlatendheid

2.3 De Putten

Tabel A2.3 geeft de gemiddelde profielopbouw zoals die is toegekend aan de drie eenheden van de bodemschematisatie van De Putten. De dikte en eventueel ook het voorkomen van de horizonten van een bodemeenheid kunnen per cluster verschillen. De gemiddelde dikte, waarop de gemiddelde profielopbouw is gebaseerd, en de minimale en maximale dikten zoals die in de corresponderende clusters voorkomen, zijn daarom tevens in de tabel vermeld. De gemiddelde dikte is verkregen door weging naar clusteroppervlak.

Tabel A2.3 Gemiddelde profielopbouw met gemiddelde, minimale en maximale dikten van de profielhorizonten van polder De Putten

Bodem- eenheid code	Hori- zont	Gemiddeld dieptetraject (cm - mv)	Dikte (cm)			Bouwsteen Staringreeks
			gem.	min.	max.	
PUT1	1	0- 20	20	20	20	B18
	2	20-103	83	60	110	O17
	3	103-151	48	0	90	O02a
	4	151-288	137	100	195	O06
	5	288-700	412	350	500	O02b
PUT2	1	0- 20	20	20	20	B16
	2	20- 67	47	0	110	O17
	3	67- 86	19	0	145	O02a
	4	86-243	157	0	205	O06
	5	100-700	457	375	620	O02b
PUT3	1	0- 25	25	20	40	B03
	2	25- 68	43	10	60	O02a
	3	68-256	188	145	260	O06
	4	256-700	444	350	475	O02b

De horizonten per bodemeenheid uit tabel A2.3 zijn gecodeerd met de codes van de bouwstenen van de Staringreeks. Hierbij is onderscheid aangebracht tussen de ondiepe horizont O02a en de diepe horizont O02b hoewel er in de Staringreeks geen verdere indeling bestaat van bouwsteen O02. De bodemfysische en bodemchemische eigenschappen van gelijkgecodeerde horizonten zijn voor alle bodemeenheden hetzelfde en staan vermeld in tabel A2.4. De waarden voor de gehalten organische stof en lutum, de verzadigde doorlatendheid en de porositeit zijn ontleend aan de bodemkaart 1: 50.000, lokale gegevens (Schans en Vleeshouwer, 1957), en de gegevens over de bouwstenen. De overige eigenschappen van de horizonten zijn afkomstig van het databestand van de bodemfysische eenheden van de PAWN-schematisatie (Wösten et al., 1988; De Vries, 1993; Schoumans en Breeuwsma, 1990).

Tabel A2.4 Bodemfysische en –chemische eigenschappen van de relevante profielhorizonten van polder De Putten

Omschrijving horizont	Bouw- steen- Staring- reeks	Gehalte organi- sche stof (%) ¹	Gehalte lutum (%) ²	Volu- mieke massa (kg m ⁻³)	Porositeit (m m ⁻³)	k _{sat} ³ (cm d ⁻¹)	Gehalte Al en Fe (mmol kg ⁻¹)	pH- KCl (-)
bovengrond, lemig zand	B03	9,0	7	1300	0,46	17,8	75	5,0
bovengrond, (zandig) veen	B16	35,0	20	710	0,80	13,4	250	5,0
bovengrond, kleiig veen	B18	50,0	40	670	0,77	6,7	420	5,0
ondiepe ondergrond, fijn tot matig fijn zwak lemig zand	O02a	6,0	4	1600	0,38	15,6	75	4,5
diepe ondergrond, fijn tot matig fijn zwak lemig zand	O02b	0,2	4	1600	0,38	15,6	25	4,5
(ondiepe) ondergrond, keileem	O06	0,3	15	1700	0,41	5,5	50	4,0
ondiepe ondergrond, mesotroof en eutroof veen	O17	70,0	25	250	0,86	2,8	350	5,0

¹ massa-% van de droge stof

² massa-% van de minerale delen

³ verticale verzadigde doorlatendheid

Aanhangsel 3 Gemeten kwelconcentraties in Bergambacht

Tabel A3.1 N- en P-concentraties (mg l^{-1}) in het kwelwater van de clusters van Bergambacht zoals geïnterpreteerd uit de resultaten van de metingen in de peilbuisen (nitraat is niet in relevante concentraties gemeten)

Cluster	Stikstof			Fosfor		
	NH ₄ -N	org-N	tot-N	ortho-P	org-P	tot-P
1	2,0	4,4	6,4	0,68	0,11	0,80
2	2,0	4,4	6,4	0,50	0,23	0,73
3	1,7	2,3	4,0	0,21	0,17	0,38
4	0,6	0,3	0,8	0,21	0,03	0,24
5	1,6	3,1	4,7	0,32	0,30	0,62
6	2,8	2,9	5,7	0,21	0,32	0,53
7	1,9	4,0	6,0	0,37	0,39	0,76
8	6,3	4,0	10,3	1,02	0,22	1,24
9	2,2	4,9	7,2	0,45	0,37	0,83
10	5,0	4,8	9,8	0,78	0,39	1,17
11	8,7	4,4	13,1	1,22	0,38	1,60
12	14,5	3,2	17,7	1,89	0,28	2,17
13	2,9	6,7	9,6	0,59	0,62	1,21
14	5,8	4,2	10,0	0,46	0,41	0,87
15	7,2	3,5	10,7	0,48	0,35	0,84
16	14,8	3,9	18,7	1,95	0,38	2,32
17	9,2	4,5	13,7	1,05	0,42	1,47

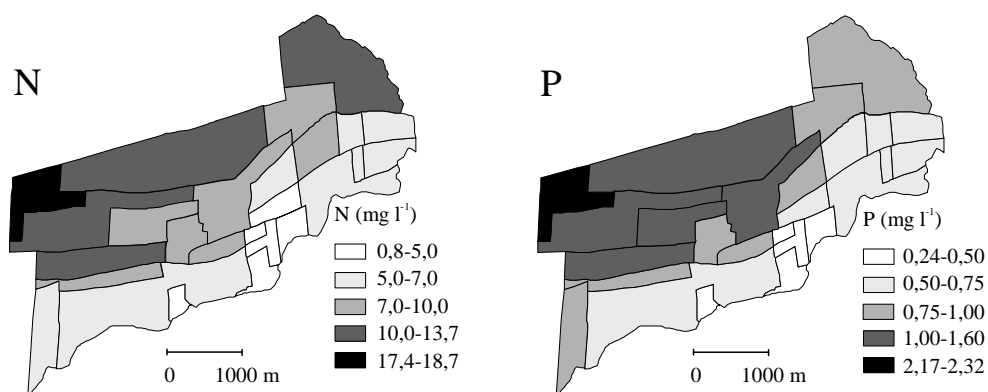


Fig. A3.1 Ruimtelijk beeld van de gemeten N- en P-concentraties in het kwelwater van peilgebied Bergambacht