

54/646(683.5) 2^e ex

Hydrologische systeemanalyse 'De Hilver'

Effecten van ingrepen op de uitspoeling van stikstof en fosfor

F.J.E. van der Bolt
J. Roelsma

BIBLIOTHEEK "DE HAAFF"
Droevendaalsesteeg 3a
6708 PB Wageningen

Rapport 683.5

Staring Centrum, Wageningen, 1999

970 670 / 970 603

Inhoud

| | | |
|------------------------|--|----|
| 1 | Inleiding | 11 |
| | 1.1 Probleemstelling en achtergrond | 11 |
| | 1.2 Doel van de vijfde deelstudie | 12 |
| | 1.3 Methode en uitwerking | 12 |
| | 1.4 Leeswijzer | 12 |
| 2 | Methode 13 | |
| | 2.1 Berekenen fluxverdeling | 14 |
| | 2.2 Gebiedskeuze | 14 |
| | 2.3 Ruimtelijke schematisering | 15 |
| | 2.4 Rekenperiode | 17 |
| | 2.5 Initialiseren van het bodemsysteem | 18 |
| | 2.6 Waterhuishouding | 19 |
| | 2.7 Bemesting | 20 |
| 3 | Resultaten | 23 |
| | 3.1 Effect van bemesting | 25 |
| | 3.1.1 Nitraat | 25 |
| | 3.1.2 Voorraad fosfor in de bodem | 25 |
| | 3.1.3 Uitspoeling fosfor naar het oppervlaktewater | 26 |
| | 3.1.4 Uitspoeling stikstof naar het oppervlaktewater | 26 |
| | 3.2 Effect van het landinrichtingsplan in combinatie met bemesting | 27 |
| | 3.2.1 Nitraat | 27 |
| | 3.2.2 Voorraad fosfor in de bodem | 27 |
| | 3.2.3 Uitspoeling fosfor naar het oppervlaktewater | 28 |
| | 3.2.4 Uitspoeling stikstof naar het oppervlaktewater | 28 |
| | 3.3 Effect van het landinrichtingsplan | 29 |
| | 3.3.1 Nitraat | 29 |
| | 3.3.2 Voorraad fosfor in de bodem | 30 |
| | 3.3.3 Uitspoeling fosfor naar het oppervlaktewater | 30 |
| | 3.3.4 Uitspoeling stikstof naar het oppervlaktewater | 31 |
| 4 | Discussie | 33 |
| | 4.1 Resultaten | 33 |
| | 4.2 Mogelijkheden voor extrapolatie. | 34 |
| | 4.3 Effecten op de grond- en oppervlaktewaterkwaliteit | 35 |
| 5 | Conclusies | 37 |
| <i>Aanhangsels</i> | | |
| 1 | SWAP | 41 |
| 2 | Nutriëntenuitspoelingmodel ANIMO | 43 |
| 3 | WSV-schematisering en SIMGRO-schematisering | 49 |
| 4 | Figuren: nitraat naar het grondwater | 51 |
| 5 | Figuren: voorraad fosfor in de bodem | 53 |
| 6 | Figuren: concentratie fosfor naar oppervlaktewater | 55 |

| | | |
|----|---|----|
| 7 | Figuren: ontwateringsfluxen | 57 |
| 8 | Figuren: vracht fosfor naar oppervlaktewater | 59 |
| 9 | Figuren: concentratie stikstof naar oppervlaktewater | 61 |
| 10 | Figuren: vracht stikstof naar oppervlaktewater | 63 |
| 11 | Figuren: concentraties als functie van de grondwaterstanden | 65 |

Woord vooraf

In opdracht van Dienst Landelijk Gebied, de provincie Noord-Brabant en Waterschap De Dommel zijn de effecten van het Landinrichtingsplan De Hilver met behulp van modellen gekwantificeerd. Met dit onderzoek wordt de effectiviteit van het plan beoordeeld. Indien noodzakelijk kunnen op basis van de resultaten aanvullende maatregelen worden gedefinieerd. Het onderzoek is in zes fasen uitgevoerd:

- Hydrologisch veldonderzoek
- Simuleren van de bestaande regionale waterhuishouding
- Berekenen van de effecten van ingrepen op de waterhuishouding
- Uitvoeren van een kwantitatieve hydrologische systeemanalyse
- Berekenen van de effecten van ingrepen op de uitspoeling van stikstof en fosfor
- Voorspellen van de ecologische effecten

Iedere fase is afzonderlijk gerapporteerd. Dit rapport beschrijft de vijfde fase: het berekenen van de effecten van de ingrepen op de uitspoeling van stikstof en fosfor.

De studie is begeleid door een werkgroep bestaande uit:

| | |
|-----------------------------------|-------------------------|
| G.A. Schouten (vz., vanaf 1-1-98) | Dienst Landelijk Gebied |
| H. Vissers (vz., tot 1-1-98) | Dienst Landelijk Gebied |
| F. Helmich | Provincie Noord-Brabant |
| M. van Betuw | Waterschap De Dommel |
| J. van Baken | Staring Centrum |

Samenvatting

Doel van landinrichtingsplan De Hilver is om in de beekdalen binnen de EHS een verhoging van de grondwaterstanden te realiseren met behoud of versterking van de kwelsituatie en om buiten de EHS zo mogelijk een landbouwkundig optimale situatie te creëren. In deze studie wordt de effectiviteit van het landinrichtingsplan beoordeeld. In dit deelrapport worden de gevolgen op de uitspoeling van nutriënten naar grond- en oppervlaktewater beschreven voor twee voorbeeldgebieden met grote ecologische potenties.

De resultaten van de simulatie van de waterhuishouding in de Hilver zijn gebruikt om de flux- en vochtverdeling in de bodem binnen de voorbeeldgebieden te berekenen. De flux- en vochtverdelingen zijn nodig om het transport- en de omzettingsprocessen van stikstof, fosfor en organische stof te kunnen berekenen. Daarvoor is gebruik gemaakt van het instrument dat is ontwikkeld voor de Watersysteemverkenningen (WSV). Het mestscenario Beleid 1995 uit de WSV is gebruikt om de bemesting in deze studie te simuleren. De mestgiftten die voor de in dat beleid vastgestelde verliesnormen in de WSV zijn berekend lijken erg groot. Ook de concentraties in het kwelwater zijn gedefinieerd overeenkomstig de WSV. Het jaar 2000 is als uitgangssituatie gedefinieerd. De effecten op de uitspoeling van nutriënten zijn voor een periode van 30 jaar berekend voor de bestaande waterhuishouding en voor de waterhuishouding na uitvoering van het landinrichtingsplan. De verschillen in de rekenresultaten zijn het gevolg van de veranderde waterhuishouding. De verschillen ten opzichte van de uitgangssituatie geven het effect van het mestscenario en de totale effecten.

Het Landinrichtingsplan leidt in de twee voorbeeldgebieden tot een afname van 75% in de concentratie nitraat in het bovenste grondwater. De concentratie stikstof in de afvoer naar het oppervlaktewater neemt met ongeveer 4% af, de concentratie fosfor in de afvoer naar het oppervlaktewater neemt met bijna 13% toe.

Het landinrichtingsplan leidt tot deze effecten door de vernatting die binnen de voorbeeldgebieden wordt gerealiseerd en door het uit productie nemen van landbouwgrond (waardoor niet langer wordt bemest). Het effect van vernatting is zichtbaar gemaakt door de uitspoeling in de bestaande natuurgebieden voor de plan- en de huidige situatie te onderscheiden:

- Door vernatting wordt de uitspoeling van nitraat naar het grondwater in de bestaande natuurgebieden met 75% gereduceerd.
- Door vernatting neemt de afspoeling van fosfor naar het oppervlaktewater in de bestaande natuurgebieden met 17% toe.
- Door vernatting wordt de uitspoeling van stikstof naar het oppervlaktewater in de bestaande natuurgebieden met 21% gereduceerd.

Het effect van het uit productie nemen van landbouwgrond zonder vernatting is niet uit de rekenresultaten af te leiden. Wel is aan te geven in welke richting het uit

productie namen van landbouwgronden en het vernatten aan de veranderingen bijdragen .

Effecten van het uit productie nemen van landbouwgrond ('EHS'), vernatten en van beide gecombineerd (totaal). > betekent toename, < staat voor afname, << staat voor een grote afname, = betekent nauwelijks verandering.

| | EHS | Vernatten | Totaal |
|-----------------------|-----|-----------|--------|
| Concentratie Nitraat | << | << | << |
| Concentratie Stikstof | < | < | < |
| Concentratie Fosfor | = | >> | >> |

Door vernatten neemt de denitrificatie toe waardoor de uitspoeling van nitraat naar het grondwater afneemt. Vernatten leidt tot een afname van de mineralisatie en tot een toename van de immobilisatie van organisch materiaal; de hoeveelheid organisch materiaal in de bodem wordt groter. De concentratie stikstof in de afvoer van bodemwater naar het oppervlaktewater neemt daardoor af. Ook de verminderde aanvoer via mest door het uit productie nemen van de EHS leidt tot een daling van de uitspoeling van nitraat en stikstof. Vernatting tot aan maaiveld resulteert in hogere fosfaatconcentraties doordat het vochtgehalte in de vroegere bouwvoor (hier bevindt zich de voorraad fosfor) toeneemt en doordat de afvoer via greppels toeneemt.

De uitspoeling vanuit de EHS op uit productie genomen landbouwgronden is voor de plansituatie onderscheiden van de uitspoeling uit de bestaande natuurgebieden:

- De gemiddelde uitspoeling van nitraat onder de uit productie genomen landbouwgronden is groter dan de uitspoeling vanuit de bestaande natuurgebieden.
- De gemiddelde afspoeling van fosfor in de uit productie genomen landbouwgronden is groter dan de uitspoeling vanuit de bestaande natuurgebieden.
- De verschillen in de concentraties stikstof naar het oppervlaktewater tussen de bestaande natuurgebieden en de uit productie genomen landbouwgronden zijn gering.

Het landinrichtingsplan leidt tot kleinere concentraties nitraat naar het grondwater en stikstof naar het oppervlaktewater en versterkt de effecten van het mestbeleid. Voor de voorbeeldgebieden wordt een totale daling van de concentratie nitraat naar het grondwater van meer dan 80% berekend en een daling van de concentratie stikstof in de afvoer naar het oppervlaktewater van bijna 10%. De streefwaarde voor nitraat in het grondwater wordt vrijwel overal in de voorbeeldgebieden gerealiseerd. Ook de norm voor stikstof in het oppervlaktewater wordt in nagenoeg de volledige voorbeeldgebieden in het uittredend bodemwater bereikt. In ongeveer de helft van de voorbeeldgebieden wordt voor het uittredend water ook aan de streefwaarde voor de concentratie stikstof in het oppervlaktewater voldaan. Het landinrichtingsplan resulteert in een toename van de concentraties fosfor en doet de effecten van het mestbeleid teniet. In de bestaande natuurgebieden neemt de concentratie fosfor in de afvoer naar het oppervlaktewater door vernatten met 17% toe. Voor de voorbeeldgebieden wordt voor de concentratie fosfor in de afvoer naar het oppervlaktewater een totale toename van 3 tot 4% berekend. Er wordt in minder rekeneenheden aan de norm voor de concentratie fosfor in het oppervlaktewater in het uittreden water voldaan.

De concentraties in het oppervlaktewater zijn in deze studie niet berekend. De processen in de slootwand en in het oppervlaktewater zijn niet gekwantificeerd.

De uitspoeling van fosfaat blijft vanwege de grote in de bodem aanwezige voorraad fosfor nog lang voortduren. De voorraad fosfor in de bodem kan sneller worden gereduceerd via 'uitmijnen' (via gewasopname, maaien en oogsten) of via afgraven van de bouwvoor.

1 Inleiding

1.1 Probleemstelling en achtergrond

In het voorontwerp van het landinrichtingsplan voor landinrichtingsgebied De Hilver (Figuur 1) is een globale invulling gegeven van de EHS door middel van natuurdoelen en inrichtingsmaatregelen. Doel van het landinrichtingsplan is om in de beekdalen binnen de EHS een verhoging van de grondwaterstanden te realiseren met behoud of versterking van de kwelsituatie en om buiten de EHS een landbouwkundig optimale situatie te creëren.

Ten behoeve van de nadere invulling van verschillende landinrichtingsmaatregelen binnen het landinrichtingsproject 'De Hilver', heeft DLG Staring Centrum gevraagd om een hydrologisch onderzoeksvoorstel uit te werken om de water- en stoffenhuishouding van het landinrichtingsgebied en in het bijzonder de daarin voorkomende beekdalen, in beeld te brengen.



Figuur 1 Landinrichtingsgebied De Hilver (donkergrijs), de begrenzing van het modelgebied (grijs) en het beheergebied van waterschap De Dommel (lichtgrijs).

1.2 Doel van de vijfde deelstudie

De natuur die als gevolg van de ingrepen mag worden verwacht kan niet alleen worden geschat op basis van grondwaterstanden en het wel of niet voorkomen van kwelfluxen, ook de kwaliteit van het water is van belang. In dit deel van de studie worden de gevolgen van de vernattingsmaatregelen in de beekdalen en het uit productie nemen van landbouwgrond ten behoeve van natuurontwikkeling op de uitspoeling van stikstof en fosfor naar het grond- en oppervlaktewater onderzocht.

1.3 Methode en uitwerking

Eerst is de bestaande regionale waterhuishouding gesimuleerd en zijn de resultaten getoetst aan meetgegevens (Van der Bolt, Veldhuizen en Van Walsum, 1999). Daarna zijn de door de opdrachtgever gedefinieerde inrichtingsmaatregelen vertaald in modelmatige ingrepen (Van der Bolt en Veldhuizen, 1999). De berekende vernatting in de beekdalen heeft gevolgen voor de uitspoeling van nutriënten doordat de lokale waterhuishouding is veranderd en doordat de omzettingsprocessen worden beïnvloed. Voor een tweetal voorbeeldgebieden binnen het landinrichtingsgebied zijn de flux- en vochtverdelingen in de bodem berekend en is de nutriëntenhuishouding gesimuleerd. Door dit voor de uitgangssituatie en voor de plansituatie te doen wordt het effect van het landinrichtingsplan op de uitspoeling van nutriënten in de toekomstige natuurgebieden zichtbaar. De bemesting binnen het gebied wordt gedefinieerd overeenkomstig een eerdere uitgevoerde studie. De gevolgen van de bemesting worden niet geanalyseerd.

1.4 Leeswijzer

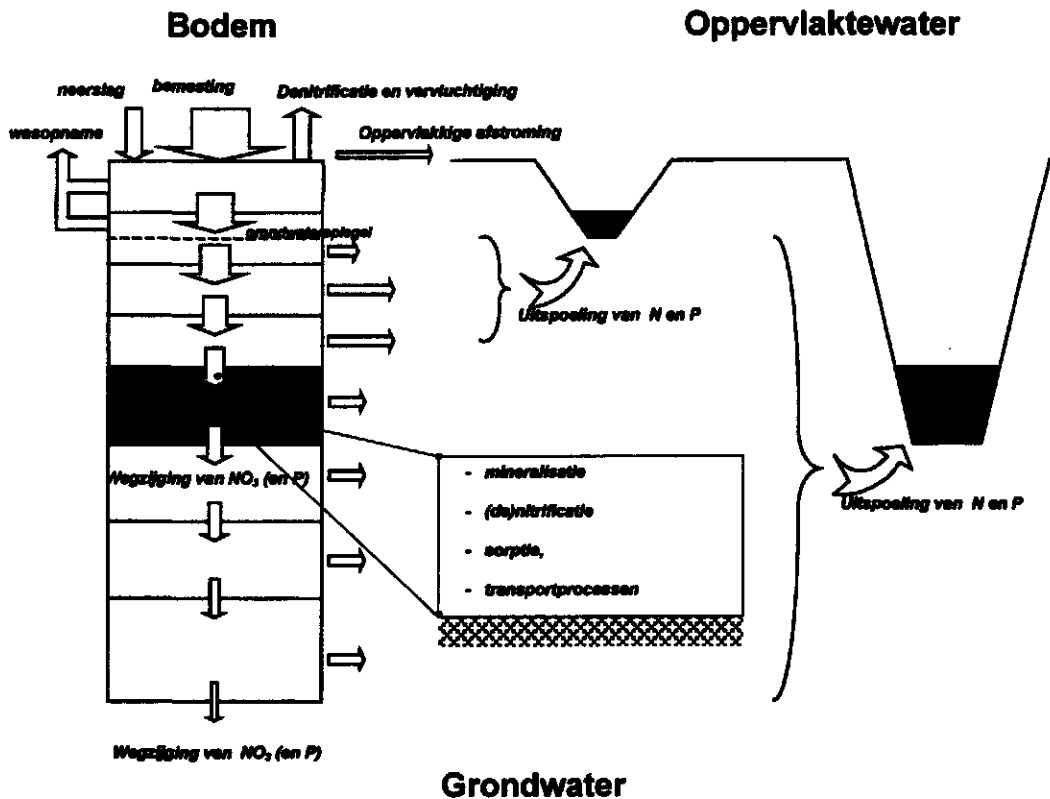
De resultaten van deze studie zijn in 6 deelrapporten beschreven:

1. Meetprogramma
2. Simulatie van de regionale waterhuishouding
3. Effecten van ingrepen op de waterhuishouding
4. Kwantitatieve hydrologische systeemanalyse
5. Effecten van ingrepen op de uitspoeling van stikstof en P
6. Ecologische effectvoorspelling met NATLES

Dit deelrapport (deel 5) beschrijft de effecten van de ingrepen op de uitspoeling van stikstof en P. De gevolgde methode en de gebruikte gegevens worden verantwoord in hoofdstuk 2. Hoofdstuk 3 beschrijft de resultaten van de uitgangssituatie en van de plansituatie. Een discussie over (de interpretatie van) de resultaten en de werkwijze volgt in hoofdstuk 4. De conclusies staan in hoofdstuk 5.

2 Methode

De regionale waterhuishouding (Van der Bolt, Veldhuizen en Van Walsum, 1999) en de waterhuishouding na realisatie van het landinrichtingsplan (Van der Bolt en Veldhuizen, 1999) zijn gesimuleerd met SIMGRO (Veldhuizen et al., 1998). De vocht- en fluxverdeling in de bodem zijn berekend met het model SWAP (Van Dam et al, 1997; Kroes et al., 1998, Aanhangsel 1). De invoer voor SWAP is aangemaakt met behulp van de invoer en de resultaten van SIMGRO (Veldhuizen, Van der Bolt en Huygen, 1999). De nutriëntenhuishouding is gesimuleerd met het nutriëntenmodel ANIMO (Rijtema, Groenendijk en Kroes, 1999; Kroes en Roelsma, 1998; Aanhangsel 2). Om ANIMO regionaal toe te passen is gebruik gemaakt van GONAT (Boogaard en Kroes, 1997). GONAT is aangepast zodat het regionaal kan worden toegepast overeenkomstig de eerder in de stroomgebieden van de Beerze en Reusel toegepaste methode (Van der Bolt, Groenendijk en Oosterom, 1996a). Figuur 2 beschrijft het te simuleren systeem.



Figuur 2 Water- en stoftransport naar verschillende ontwateringmiddelen

2.1 Berekenen fluxverdeling

Het regionale grondwaterstromingmodel SIMGRO (Veldhuizen et al, 1998) beschrijft op dynamische wijze naast grondwater ook oppervlaktewater, bodemwater en de uitwisseling met de atmosfeer op een geïntegreerde manier. De randvoorwaarden worden gevormd door de atmosfeer en het grondwater op de rand van het model. Het bodemwater in de onverzadigde zone wordt gemodelleerd met een eenvoudig bakmodel dat gebruik maakt van de rekenresultaten die vooraf met het stationaire numerieke model CAPSEV (Wesseling, 1991) zijn verkregen. Deze aanpak is rekentechnisch eenvoudig en snel en voldoende uitgewerkt om de dynamiek van vochtberging in de wortelzone en de invloed daarvan op gewasverdamping, percolatie en capillaire opstijging mee te nemen.

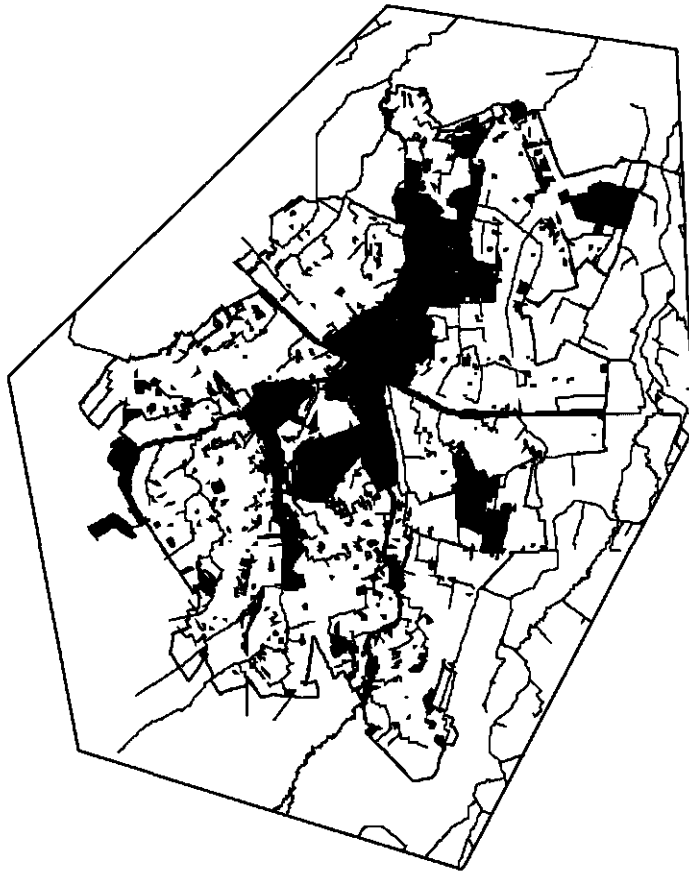
Niet berekend worden vochtverdeling en stroming in het onverzadigde profiel. Voor de berekening van nutriëntenstromen zijn juist deze twee zaken van belang. Een model dat wel de benodigde uitvoer berekent is SWAP (Van Dam et al, 1997; Kroes et al., 1998). SWAP is een puntmodel en beschrijft onder andere de hydrologie van de onverzadigde zone, de uitwisseling met de atmosfeer en het freatische grondwater. De randvoorwaarden voor SWAP zijn de atmosfeer, het diepe grondwater en drainage-systemen. De potentiële evapotranspiratie, de onderrandflux en de ontwateringsflux worden vanuit SIMGRO als randvoorwaarden aan SWAP opgelegd. Als de ontwateringsflux wordt berekend in plaats van doorgegeven wordt voor SWAP een extra vrijheidsgraad gecreëerd.

Bij het bepalen van de kenmerken van de onverzadigde zone van de SIMGRO-knoppen zijn de bouwstenen van de Brabantreeks gebruikt (Bannink, Bles en Van Holst, 1988). SWAP bleek bij het rekenen met deze bouwstenen niet stabiel. Daarom is een vertaling gemaakt van bouwstenen van de Brabantreeks naar bouwstenen van de Staringreeks (Wosten, Veerman en Stolte, 1994).

2.2 Gebiedskeuze

Het gebruik van SWAP voor de beoogde regionale toepassing bleek na proefruns niet haalbaar: de totale rekestijd voor de 11.000 rekeneenheden van het hele landinrichtingsgebied wordt geschat op minstens 25 dagen. SWAP is niet regionaal toe te passen als nabewerking per rekeneenheid van SIMGRO; het aantal rekeneenheden is te groot.

Daarom zijn de berekeningen beperkt tot twee voorbeeldgebieden: omgeving Den Opslag en omgeving Helsbroek (Figuur 3). Voor deze twee gebieden is gekozen omdat verondersteld wordt dat deze de grootste ecologische potenties bezitten. Daarnaast is gekeken of in de uitgangssituatie binnen deze voorbeeldgebieden zowel maïs als grasland voorkomen.



Figuur 3 Ligging van de twee voorbeeldgebieden Den Opslag en Het Helsbroek (rood) in het landinrichtingsgebied De Hilver. Ter oriëntatie zijn de EHS (groen), de waterlopen (blauw) en de begrenzingen (zwart) van het Landinrichtingsgebied en het modelgebied zijn weergegeven.

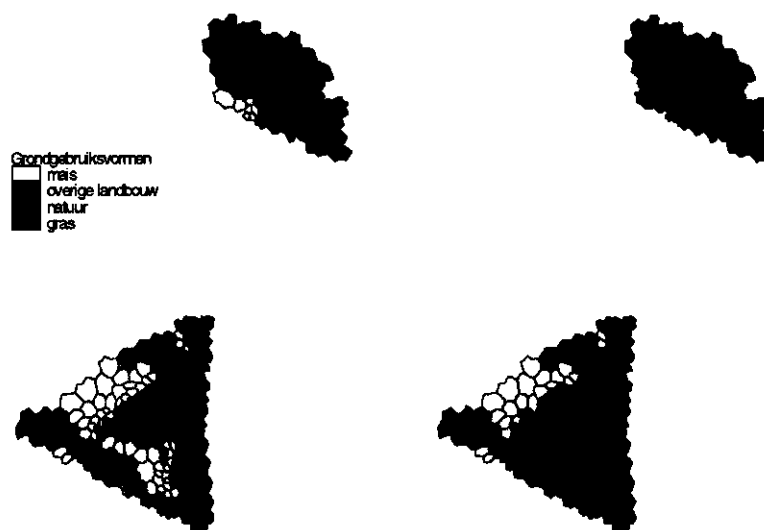
2.3 Ruimtelijke schematisering

Voor de invoer van het model ANIMO (Rijtema, Groenendijk en Kroes, 1999; Kroes en Roelsma, 1998; Aanhangel 2) wordt gebruik gemaakt van de landelijke dataset voor GONAT welke aangemaakt is voor de Watersysteemverkenningen ('de WSV'; Boers et al., 1996). Hierbij is Nederland ruimtelijk geschematiseerd in 3634 unieke rekeneenheden (plots) voor ANIMO. Om tot invoer voor de simulatie voor de Hilver te komen moet een vertaalslag van WSV-plot naar SIMGRO-knooppunt gemaakt worden. Via een combinatie van WSV-plots met SIMGRO-knooppunten in een GIS is aan de SIMGRO-knooppunten een WSV-plotnummer toegekend (Aanhangel 3). In de Hilver komen 65 WSV-plots voor en 11.000 SIMGRO-knopen, de mate van detail van de schematisering is sterk verschillend. De WSV-plots hebben gemiddelde eigenschappen (zijn in als het ware in 'klassen van eigenschappen' ingedeeld) en kunnen ruimtelijk op meer plaatsen voorkomen, de SIMGRO-knopen zijn plaatsgebonden en hebben lokale eigenschappen.

In de WSV is de landelijke toediening van dierlijke mest en kunstmest gekoppeld aan 31 LEI-districten. De Hilver ligt in zijn geheel in LEI-district 23, zodat we in het studiegebied met een uniforme bemesting te maken hebben. Gegeven het mestoverschot zal iedere agrariër zoveel mogelijk mest willen afzetten waardoor de verschillen in aanvoer van nutriënten binnen het gebied waarschijnlijk gering zijn. Bij de mestgift is geen rekening gehouden met nattere omstandigheden (zie Van der Bolt, Groenendijk en Oosterom, 1996a). Voor het definiëren van de overige invoer van het model ANIMO (atmosferische depositie, kwelklassen, etc.) is Nederland in de WSV in 80 PAWN-districten (Abrahamse, Baarse en Van Beek, 1982) ingedeeld. De Hilver is in zijn geheel binnen PAWN-district 71, 72 en 73 gelegen. De voorbeeldgebieden (2.2) liggen geheel binnen district 72 zodat ook voor de overige modelinvoer geldt dat met gebiedsuniforme gegevens is gewerkt. Omdat de interactie tussen de voorbeeldgebieden niet konden worden berekend zijn ook de kwelconcentraties uit de WSV gebruikt. Deze bedragen voor district 72 $1 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N}$, $3 \text{ mg.l}^{-1} \text{ NO}_3$ en $0.1 \text{ mg.l}^{-1} \text{ P}$. Gebleken is dat GONAT, dat is opgezet voor de WSV, een weinig flexibel instrument is. Aanpassen van het aantal bodems of bodemgebruikvormen is moeilijk. In deze studie is daarom conform de WSV gerekend met drie bodemtypen (1 podzol en 2 eerdgronden, Figuur 4) en met vier bodemgebruikvormen (gras, maïs, overige landbouw en natuur (Figuur 5). Het schaalniveau van invoergegevens dat in de eerdere delen van deze studie is nagestreefd wordt hierdoor in dit deelrapport niet gehaald.



Figuur 4 Ruimtelijke indeling van bodemtypen in Den Opslag en Het Helsbroek conform de WSV.



Figuur 5 Bodemgebruiksvormen rond Den Opslag en Het Helsbroek voor de Huidige situatie (links) en de Plansituatie (rechts).

Tabel 1 Oppervlakte van de bodemgebruiksvormen in de voorbeeldgebieden. voor de Huidige situatie en de Plansituatie.

| | Huidig | | Plan | |
|----------|----------|--------|----------|--------|
| | ha | % | ha | % |
| mais | 403165.2 | 19.22 | 206729.6 | 9.86 |
| bouwland | 40751.7 | 1.94 | 187688.1 | 8.95 |
| natuur | 1551573. | 73.97 | 124897.5 | 5.96 |
| gras | 298376.0 | 14.23 | 1381680. | 65.87 |
| totaal | 2097431. | 100.00 | 2097431. | 100.00 |

2.4 Rekenperiode

In de WSV wordt gerekend voor perioden van 15 jaar, beginnend in 1940. Voor deze studie zijn dezelfde rekenperioden aangehouden. Elke periode van 15 jaren wordt doorgerekend met dezelfde reeks aan weerjaren, te weten de weerjaren 1971 tot en met 1985. Een analyse van deze periode is gegeven door Van der Bolt, Van Walsum en Groenendijk (1996). De reeks beschrijft de langjarig gemiddelde situatie goed en bevat zowel droge als natte jaren. De eindcondities van een 15-jarlijkse periode vormen de begincondities voor de volgende 15-jarlijkse periode.

Het jaar 2000 is als initiële situatie gedefinieerd, hierna zijn 2 perioden van 15 jaar: 2001-2015 en 2016-2030 doorgerekend om het effect van de plansituatie ten opzichte van de bestaande situatie te bepalen. In de verdere rapportage worden drie 'rekenperioden' onderscheiden:

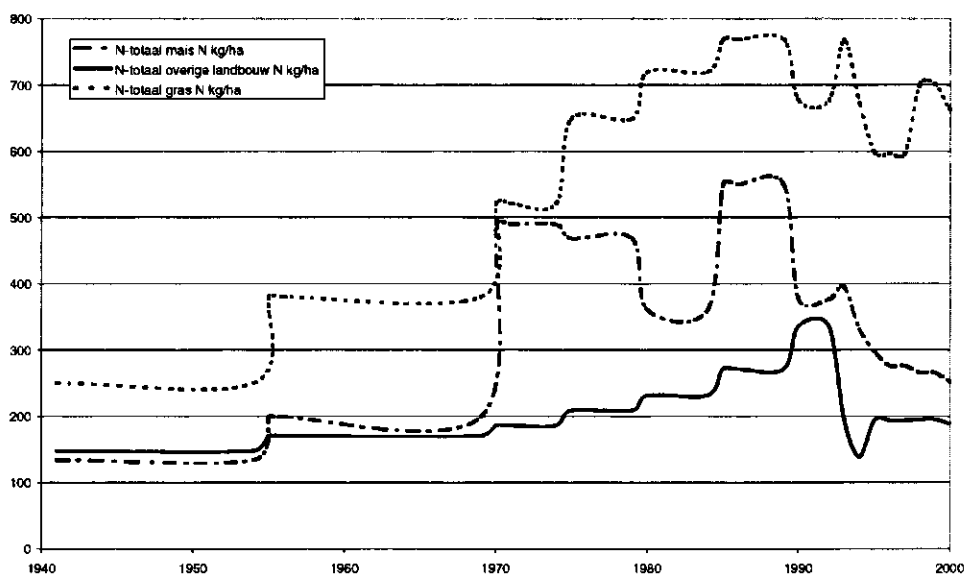
1. De initiële- of uitgangssituatie wordt gevormd door de situatie in het jaar 2000.
2. De huidige situatie is de situatie waarbij het bemestingniveau voor de periode 2001-2030 wordt aangepast conform het bestaande beleid.

3. In de plansituatie veranderen in de periode 2001-2030 naast het bemestingsniveau per gewasgroep ook de vochtvoorziening en het bodemgebruik (landbouwgrond wordt uit productie gehaald).

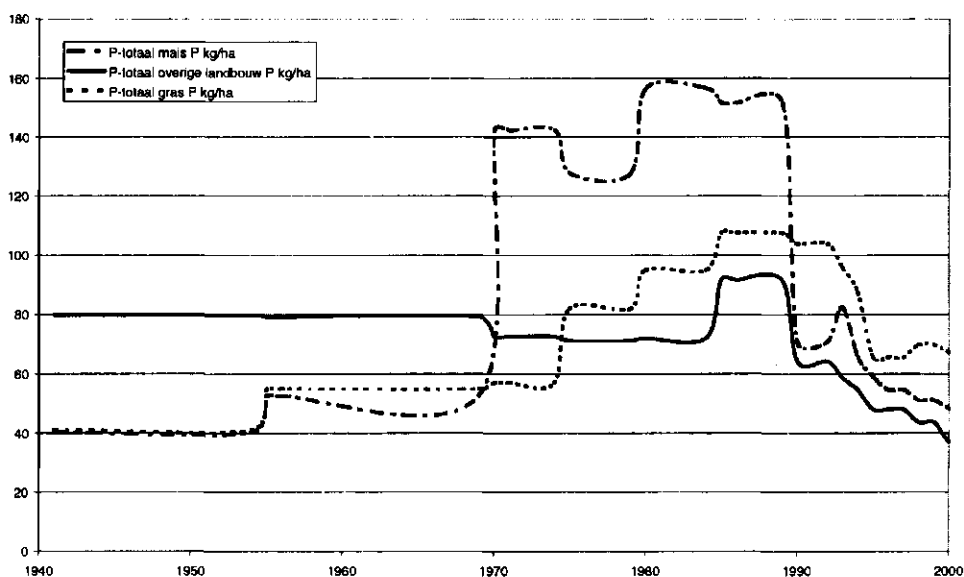
2.5 Initialiseren van het bodemsysteem

Om de initiële condities van het bodemsysteem voor het jaar 2000 goed te kunnen schatten, wordt met het model ANIMO eerst een initialisatieperiode doorgerekend. De initialisatieperiode bestaat uit vier 15-jarlijkse perioden en begint in 1941 en eindigt in 2000. De waterhuishouding is gesimuleerd voor de uitgangssituatie (Van der Bolt, Veldhuizen en Van Walsum, 1999). Veranderingen in de waterhuishouding opgetreden in de periode 1940 tot en met 1980 zijn niet in de berekeningen verwerkt.

Voor de initialisatieperiode zijn de bodemgebruiksvormen van de uitgangssituatie gebruikt (fig. 13). Voor de periode 1941-1993 is gebruik gemaakt van de historische mestgiftten uit de WSV-studie, voor de periode 1993-2000 is gebruik gemaakt van mestscenario BELEID95 uit de WSV-studie (Figuur 6, Figuur 7).



Figuur 6 Aanvoer van stikstof ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\text{ N}$) via bemesting in de periode 1941-2000



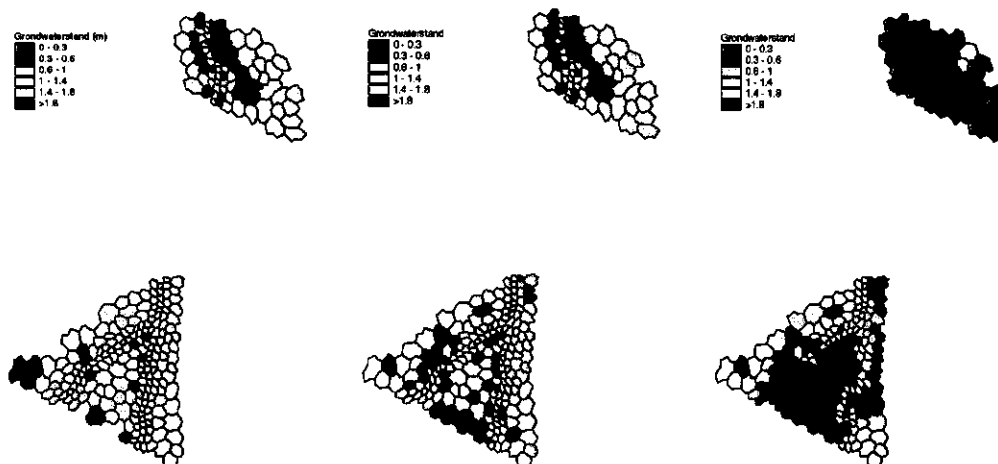
Figuur 7 Aanvoer van fosfor ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{P}$) via bemesting in de periode 1941-2000

De aanvoer van stikstof en fosfor via bemesting vertoont (voor dit LEI-district) een aantal weinig realistische fluctuaties. Dit wordt veroorzaakt door de manier waarop in de WSV de mesttoedeling voor heel Nederland is berekend. Omdat deze studie niet hoeft aan te geven welk effect het bemestingsbeleid heeft, en omdat in deze studie het bemestingsniveau in de berekeningen niet veranderd is hier geen aandacht aan besteed. Verondersteld wordt dat met deze bemestingsgegevens uit de WSV een goede schatting van de initiële situatie in 2000 wordt verkregen. De tendens van de aanvoer komt overeen met de in de WSV gepresenteerde voorschrijdende landelijk gemiddelde aanvoer, de giften fosfor zijn voor dit district na 1970 structureel groter.

2.6 Waterhuishouding

De waterhuishouding is doorgerekend met de modelinvoer en hydrologie voor de Huidige situatiesituatie (Van der Bolt, Veldhuizen en Van Walsum, 1999) en voor de plansituatie (Van der Bolt en Veldhuizen, 1999). De waterhuishouding voor de Huidige situatie is gelijk aan de waterhuishouding voor de uitgangssituatie.

In deze studie is de schematisering dermate gedetailleerd dat de knopen in het beekdal van de Reusel bij Den Opslag beter worden ontwaterd (diepere drainagebasis) dan de naastgelegen knopen (Figuur 8). De grondwaterspiegel vertoont een opbolling langs de beek. In de plansituatie ontstaat een veel nattere situatie. Ook voor deze situatie worden langs de nu meanderende Reusel bij Den Opslag relatief drogere omstandigheden gesimuleerd.



Figuur 8 Gemiddelde grondwaterstanden (m-mv) rond Den Opslag en Het Helsbroek in de 2000 (links), in 2030 voor de huidige situatie (midden) en in 2030 voor de Plansituatie (rechts).

2.7 Bemesting

Voor deze studie is het meest waarschijnlijke bemestingsscenario gebruikt om de verschillen in uitspoeling door veranderingen in waterhuishouding en bodemgebruik (het uit productie nemen van landbouwgrond in de EHS) te berekenen.

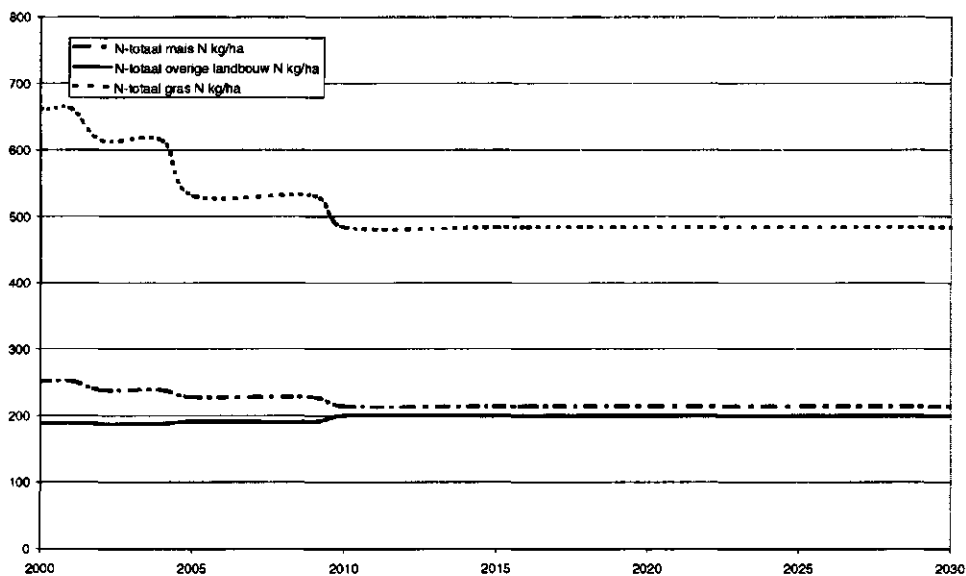
Voor de toediening van dierlijke mest en kunstmest op landbouwgronden is gebruik gemaakt van het mestscenario BELEID95 van de Watersysteemverkenningen (Boers et al., 1996). Deze bemestingsvariant is zoveel mogelijk gebaseerd op de Integrale Notitie Mest- en Ammoniakbeleid (LNV, 1995) en de in juni 1996 vastgestelde aanvullingen (Tweede kamer, vergaderjaar 1995-1996, vergaderstuk 24782). Dit betekent een overgang van gebruiksnormen naar verliesnormen voor meststoffen voor de intensievere veehouderij en naar geleidelijke aanscherping van de verliesnormen tot $20 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$ en $180 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N}$ in het jaar 2008/2010. De verliesnormen zijn omgerekend naar 'gebruiksnormen' (Tabel 2, Figuur 9, Figuur 10). De aangevoerde hoeveelheden stikstof en fosfor komen ongeveer overeen met de in 2000 en 2010 in de WSV landelijk gemiddeld aangevoerde hoeveelheden stikstof en fosfor (resp. 465 en $372 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ stikstof en 47 en $41 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ P}$). De aanvoer van stikstof en fosfor via bemesting neemt in de eerste 10 jaren (met name voor maïsland) nog enigszins af, daarna blijft de aanvoer via bemesting nagenoeg constant. De veranderingen in de uitspoeling van nutriënten als gevolg van veranderingen in bemesting voor het in deze studie gebruikte scenario Mestbeleid 1995 zullen daardoor na 2000 beperkt zijn.

Tabel 2 Aanvoer van stikstof ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N}$) en fosfor ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ P}$) via bemesting op grasland, maïs en overige landbouw in de periode 2001-2030

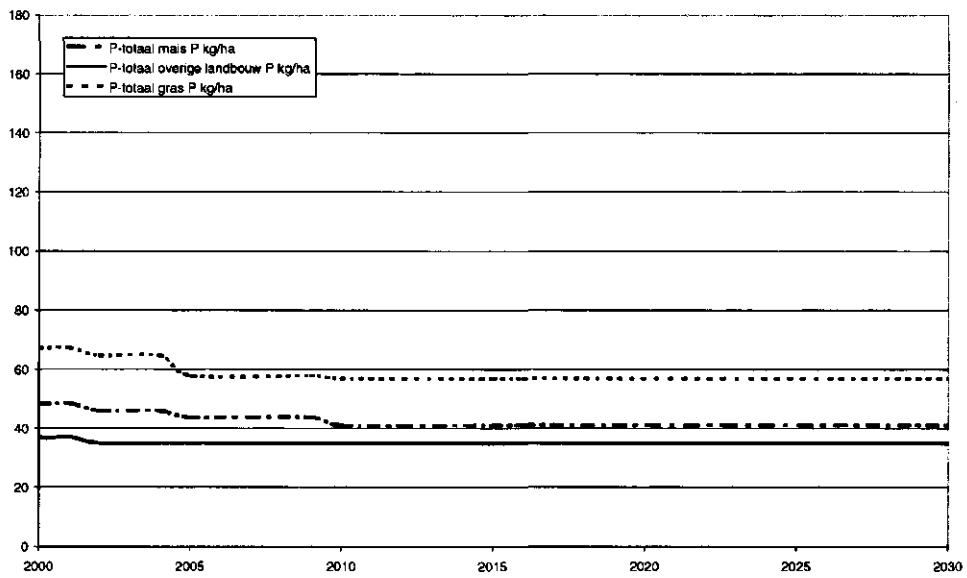
| Jaar | Maïs | | Bouwland | | Gras | |
|------|-------|------|----------|------|-------|------|
| | N | P | N | P | N | P |
| 2001 | 251.7 | 48.4 | 188.6 | 37.1 | 662.4 | 67.3 |
| 2002 | 238.2 | 45.9 | 187.7 | 34.9 | 613.9 | 64.6 |
| 2004 | 238.2 | 45.9 | 187.7 | 34.9 | 613.9 | 64.6 |
| 2005 | 227 | 43.7 | 191 | 34.9 | 530.9 | 57.8 |

| Jaar | Mais | | Bouwland | | Gras | |
|------|-------|------|----------|------|-------|------|
| | N | P | N | P | N | P |
| 2009 | 227 | 43.7 | 191 | 34.9 | 530.9 | 57.8 |
| 2010 | 213.6 | 41 | 199.9 | 34.9 | 483.7 | 56.8 |
| 2015 | 213.6 | 41 | 199.9 | 34.9 | 483.7 | 56.8 |
| 2016 | 213.6 | 41 | 199.9 | 34.9 | 483.7 | 56.8 |
| 2030 | 213.6 | 41 | 199.9 | 34.9 | 483.7 | 56.8 |

Niet alleen de bemesting per bodemgebruik verandert, ook het bodemgebruik binnen het gebied verandert door het uit productie nemen van landbouwgrond ten behoeve van natuurontwikkeling (Figuur 5). De totale hoeveelheid via bemesting aangevoerde stikstof en fosfor binnen de voorbeeldgebieden zal hierdoor in de plansituatie veranderen. In de plansituatie wordt in de EHS een beheer gericht op verschraling toegepast. In deze studie is verondersteld dat in de EHS vegetaties ontstaan met het karakter van (natte)hooilanden: deze worden niet bemest; wel wordt gemaaid en wordt het maaisel afgevoerd. Het ontstaan van bossen en moerassen is niet in de berekeningen meegenomen.



Figuur 9 Aanvoer van stikstof ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\text{ N}$) via bemesting op grasland, mais en overige landbouw in de periode 2001-2030



Figuur 10 Aanvoer van fosfor ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1} P$) via bemesting op grasland, mais en overige landbouw in de periode 2001-2030

3 Resultaten

De volgende doelvariabelen zijn geanalyseerd:

- de concentratie nitraat in het bovenste grondwater
- de voorraad fosfor in de bodem
- de concentratie fosfor in de afvoer naar het oppervlaktewater
- de concentratie stikstof in de afvoer naar het oppervlaktewater

De concentratie fosfor in het bovenste grondwater is niet onderzocht omdat verondersteld wordt dat in geval van infiltratie door de sterke vastlegging van fosfor in de bodem geen noemenswaardige hoeveelheden fosfor het grondwater bereiken. Daarnaast worden de beide voorbeeldgebieden met name in de plansituatie gekenmerkt door een kwelsituatie.

Om de waterkwaliteit te karakteriseren zijn de concentraties gebruikt. De vrachten naar het oppervlaktewater zijn gepresenteerd om de effecten op de oppervlaktewaterkwaliteit voor het landinrichtingsgebied te kunnen voorspellen.

De resultaten voor de twee voorbeeldgebieden zijn weergegeven via:

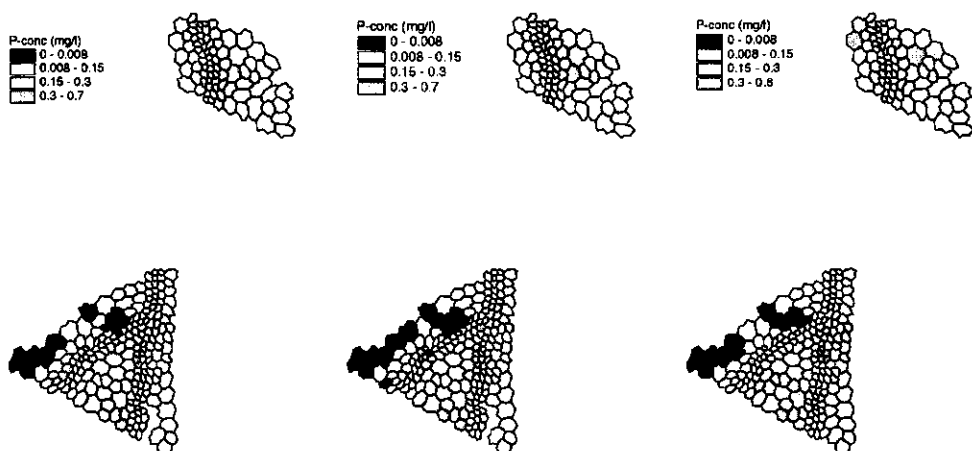
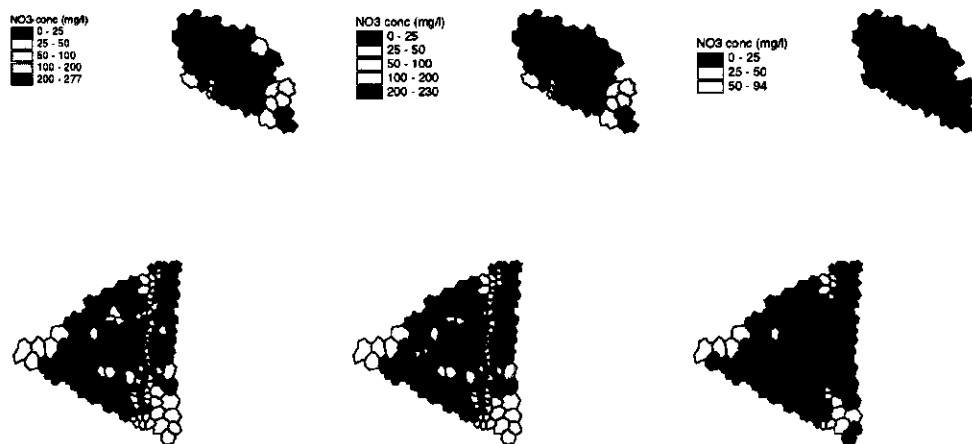
- Een ruimtelijk beeld van de jaargemiddelde startsituatie (2000) en eindsituatie (2030) voor zowel de huidige situatie als de plansituatie.
- De gebiedsgemiddelde verandering (op jaarbasis) in de periode 2001 tot en met 2030 voor zowel de huidige situatie als de plansituatie.

Het effect van het gebruikte bemestingsscenario wordt zichtbaar door vergelijken van de resultaten in de uitgangssituatie met de resultaten in de huidige situatie en de tijdverlopen voor de huidige situatie.

De invloed van het landinrichtingsplan op de nutriënten kan worden bepaald door de rekenresultaten van de huidige situatie en de rekenresultaten voor de plansituatie met elkaar te vergelijken; het bemestingsscenario is voor beide situaties gelijk gehouden. De effecten zijn gekwantificeerd door de jaargemiddelde grootheden voor het laatste jaar uit de rekenperioden met elkaar te vergelijken. Omdat dit hetzelfde hydrologisch jaar betreft zijn de opgetreden verschillen het gevolg van het gebruikte bemestingsniveau of het landinrichtingsplan.

De optredende effecten van de plansituatie hebben twee oorzaken: het uit productie nemen van de landbouwgronden in de EHS (hier vindt geen bemesting plaats), en het vernatten als gevolg van de ingrepen in de waterhuishouding. De effecten van deze twee oorzaken zijn door de gevolgde werkwijze niet zonder meer te onderscheiden.

De klassenindeling bevat de grenswaarde die niet mag worden overschreden en de streefwaarden (einddoel). Deze zijn 11,3 resp. 5,6 mg.l⁻¹ NO₃-stikstof voor drinkwater (50,0 resp. 25,0 mg.l⁻¹ NO₃), 2,2 resp. 1,0 mg.l⁻¹ N_{tot} in oppervlaktewater en 0,15 resp. 0,05 mg.l⁻¹ P_{tot} in oppervlaktewater.



Figuur 11 Berekende nitraat-, stikstof- en fosforconcentraties in 2000 (links), in 2030 voor de huidige situatie (midden) en in 2030 voor de plansituatie (rechts).

3.1 Effect van bemesting

De uitspoeling van nutriënten is met name de resultante van bodemgebruik, bemestingniveau, bodemeigenschappen en vochttoestand. Omdat voor de huidige situatie in de periode 2001-2030 alleen de bemesting veranderd geven deze resultaten inzicht in de gevolgen van het bemestingsbeleid.

3.1.1 Nitraat

Zoals verondersteld veranderen de (jaargemiddelde) nitraatconcentraties in het bovenste deel van het grondwater en de concentraties stikstof en fosfor in de afvoer naar het oppervlaktewater nauwelijks als gevolg van het gedefinieerde mestbeleid na 2000 (Figuur 11). Op de gronden direct langs de Reusel worden (in de uitgangssituatie en in de Huidige situatie) hoge nitraatconcentraties berekend. Dat lijkt vreemd omdat hoge concentraties worden verwacht bij diepe grondwaterstanden, het bodemgebruik wijkt niet af van dat van de omgeving. In deze studie is de schematisering dermate gedetailleerd dat de knopen direct langs de Reusel beter worden ontwaterd (diepere drainagebasis = droge omstandigheden) dan de naastgelegen knopen met als gevolg dat de brekende uitspoeling van nitraat in de nabij de beek groter is dan in de directe omgeving.

Het tijdverloop van de jaar- en gebiedsgemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater (Aanhangsel 4) heeft een vrij grillig patroon. In grote lijnen lijkt er een daling van de nitraatconcentratie plaats te vinden, maar de invloeden van de weerjaren overheersen. De vijftienjaarlijkse cyclus van weerjaren is in de tijdverlopen duidelijk herkenbaar. De concentraties zijn het kleinst voor natuur en grasland. Overig landbouw (bouwland incl. maïsland) heeft duidelijk hogere concentraties. Omdat de aanvoer van stikstof voor deze bodemgebruikvorm conform de normen lager is dan voor grasland duidt dit erop dat in de voorbeeldgebieden grasland op nattere locaties voorkomt dan maïsland en akkerbouw. Ook wordt op maïsland makkelijker afbreekbare organische mest toegediend. De uitspoeling voor natuur is iets lager dan voor grasland. De uitspoeling voor natuur is relatief hoog (er wordt immers niet bemest) door mineralisatie van de grote voorraad organische stof.

De opgetreden daling in de uitspoeling van nitraat naar het grondwater bedraagt aan het einde van de rekenperiode $1.6 \text{ mg.l}^{-1} \text{ NO}_3$ (Tabel 3). Dat komt overeen met een reductie van 5.6% ten opzichte van de uitgangssituatie (Tabel 4).

3.1.2 Voorraad fosfor in de bodem

Door de zeer grote mestgiften van de afgelopen decennia zijn grote hoeveelheden fosfor op en in de bodem terechtgekomen. Door de grote mestgiften, de relatief geringe gewasopname en het grote vermogen van de binnen het studiegebied voorkomende zandgronden om fosfaat te binden is in de bodem een grote voorraad fosfaat aanwezig. Het fosfaatfront is in de landbouwgronden meestal niet verder doorgedrongen dan tot ca. 30 à 40 cm diepte (de bouwvoor). Naast fosfaat is in de

bodem fosfor in organisch materiaal aanwezig. Bij voortzetten van het huidige mestbeleid blijft de voorraad fosfor in de bodem toenemen (Aanhangsel 5). De voorraad fosfor neemt ten opzichte van de uitgangssituatie nog met 4% toe (Tabel 4). Voor de natuurgebieden verandert deze voorraad in de huidige situatie nauwelijks. De voorraad fosfor in de natuurgebieden is in de huidige situatie veel lager dan bij landbouwkundig gebruik.

3.1.3 Uitspoeling fosfor naar het oppervlaktewater

Het regionale patroon van de fosforconcentratie in de afvoer naar het oppervlaktewater vertoont weinig veranderingen voor de huidige situatie (Figuur 11). De gebiedsgemiddelde concentratie neemt iets af (Aanhangsel 6). Dit wordt veroorzaakt door de verminderde bemesting op zowel gras- als bouwland. Voor natuur blijft de concentratie fosfor gelijk. De verschillen in concentraties tussen de jaargemiddelde waarden kunnen aanzienlijk zijn. Voor het laatste jaar van de rekenperiode wordt een reductie van 9% voor de fosforconcentratie in de afvoer berekend (Tabel 4).

De jaargemiddelde vrachten naar het oppervlaktewater zijn bij benadering de resultante van de berekende jaargemiddelde concentraties maal de berekende jaargemiddelde afvoer van bodemwater naar het oppervlaktewater. De afvoer van bodemwater naar het oppervlaktewater verandert (afgezien van de verschillen tussen weerjaren) in de huidige situatie niet ten opzichte van de uitgangssituatie (Aanhangsel 7). De vracht fosfor neemt in vrijwel dezelfde mate als de concentraties fosfor af (Aanhangsel 8). De concentraties fosfor zijn hoog in natte jaren en zijn laag in droge jaren. In natte situaties komt het grondwater hoger in het profiel. Boven in het profiel is de fosforvoorraad het grootst, water dat ondiep naar het oppervlaktewater stroomt kan (ook de tijd is van invloed) daardoor hogere concentraties hebben.

3.1.4 Uitspoeling stikstof naar het oppervlaktewater

In de huidige situatie zijn veranderingen in het ruimtelijk patroon zichtbaar (Figuur 11). Gebiedsgemiddeld neemt de stikstofconcentratie eerst af om daarna (afgezien het effect van de weerjaren) min of meer constant te blijven (Aanhangsel 9). Ook op de afvoer van stikstof naar het oppervlaktewater heeft het gedefinieerde mestbeleid weinig effect. Voor het laatste jaar van de rekenperiode wordt een reductie van 5% berekend (Tabel 4). Uitgezonderd enkele kleine pieken als gevolg van droge weerjaren (met een grotere mineralisatie) lijkt de gemiddelde stikstofconcentratie naar het oppervlaktewater zich op een niveau rond de $1.8 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N}$ te stabiliseren. De verschillen tussen de landbouwgewassen zijn gering. Natuur heeft de hoogste concentraties in de afvoer naar het oppervlaktewater. Dit is een direct gevolg van de (t.o.v. de landbouwgewassen) grotere voorraad organische stof in deze systemen. Natuur en grasland vertonen een grote dynamiek als gevolg van de mineralisatie van de organische stof voorraad in droge jaren. Voor bouwland lijkt een geringe toename in de uitspoelende concentraties te worden berekend.

De jaargemiddelde vrachten naar het oppervlaktewater zijn de resultante van de berekende jaargemiddelde concentraties maal de berekende jaargemiddelde afvoer van bodemwater naar het oppervlaktewater. De weersinvloeden zijn voor de vrachten groter dan voor de concentraties (Aanhangsel 10). Omdat de afvoeren van bodemwater niet veranderen is de reductie in de vrachten ongeveer gelijk aan de reductie in de concentraties.

Tabel 3 Gebiedsgemiddelde resultaten van het laatste jaar uit de rekenperiode voor de uitgangssituatie (2000), de huidige situatie (2030) en de plansituatie (2030).

| | Pbodem | P-conc. | N-conc. | NO ₃ -conc | Afvoer | P-vracht | N-vracht |
|--------|-----------------------|----------------------|----------------------|------------------------------------|----------------------------------|-----------------------|-----------------------|
| | kg.ha ⁻¹ P | mg.l ⁻¹ P | mg.l ⁻¹ N | mg.l ⁻¹ NO ₃ | m ³ .ha ⁻¹ | kg.ha ⁻¹ P | kg.ha ⁻¹ N |
| 2000 | 8165. | 0.141 | 1.89 | 28.30 | 0.763 | 1.07 | 14.4 |
| Huidig | 8477. | 0.128 | 1.80 | 26.70 | 0.763 | 0.98 | 13.7 |
| Plan | 8201. | 0.146 | 1.72 | 5.32 | 0.625 | 0.91 | 10.7 |

Tabel 4 Gebiedsgemiddelde veranderingen [%] ten opzichte van de uitgangssituatie als gevolg van de bemesting (huidig-uitgang), het plan (plan-huidig) en het plan samen met bemesting (plan-uitgang).

| | Pbodem | P-conc. | N-conc. | NO ₃ -conc | Afvoer | P-vracht | N-vracht |
|----------------|--------|---------|---------|-----------------------|--------|----------|----------|
| Bemesting | + 3.8 | - 9.2 | - 4.8 | - 5.6 | 0.0 | - 8.4 | - 5.2 |
| Plan | - 3.3 | +12.8 | - 4.2 | -75.6 | -18.1 | - 6.5 | -20.8 |
| Plan+bemesting | + 0.5 | + 3.5 | - 9.0 | -81.2 | -18.1 | -15.0 | -26.0 |

3.2 Effect van het landinrichtingsplan in combinatie met bemesting

In de plansituatie veranderen het bodemgebruik (en daarmee de totale mestgift) en de vochttoestand. Omdat ook het bemestingsbeleid tot veranderingen leidt zijn de gesimuleerde veranderingen het gevolg van bemesting, vernatten en uit productie nemen van grond.

3.2.1 Nitraat

De nitraatconcentratie in het grondwater is duidelijk afgenomen ten opzichte van de uitgangssituatie (Figuur 11). De gebiedsgemiddelde reductie bedraagt aan het eind van de rekenperiode 80% (Tabel 4). Deze afname wordt in zeer korte periode (vijf jaar) gerealiseerd. Het effect van in de bodem en in het grondwater aanwezige voorraden is minimaal; voor natuur (Aanhangsel 4) dalen de concentraties in enkele jaren naar een 'evenwichtsniveau' van enkele mg.l⁻¹. Het effect van de weerjaren wordt duidelijk kleiner. De uitspoeling van nitraat is voor alle bodemgebruiksvormen afgenomen, dat betekent (mestgiften zijn bij landbouwkundig gebruik niet veranderd) dat vernatten tot een lagere uitspoeling van nitraat leidt. De gemiddelde concentratie is het totale effect van zowel vernatten als uit productie nemen van landbouwgrond.

3.2.2 Voorraad fosfor in de bodem

De voorraad fosfor in de bodem blijft toenemen (Aanhangsel 5). De toename is geringer dan zonder landinrichtingsplan. Voor het laatste jaar van de rekenperiode wordt een toename van 0.5% berekend (Tabel 4). De verminderde toename is het

gevolg van het uit productie nemen van landbouwgrond. De toename (ten opzichte van de uitgangssituatie) van de voorraad fosfor voor gras- en bouwland in 2001 wordt veroorzaakt doordat beide figuren niet met dezelfde rekeneenheden zijn aangemaakt. De resterende eenheden met een landbouwkundig bodemgebruik hebben blijkbaar een grotere voorraad fosfor in de bodem dan de rekeneenheden waar landbouwgrond uit productie wordt genomen. Omdat deze rekeneenheden nu aan de klasse natuur zijn toegekend is de gebiedsgemiddelde voorraad fosfor voor natuur sterk toegenomen.

3.2.3 Uitspoeling fosfor naar het oppervlaktewater

Door een stijging van de grondwaterstanden (met name van de hoogste grondwaterstanden) neemt het vochtgehalte in de bouwvoor toe en worden de oppervlakkige afstroming en de ontwateringsfluxen met een korte verblijftijd groter. Door de hogere vochtgehalten kan meer fosfaat in oplossing gaan. Na een berekende afname voor de eerste jaren, blijven de concentraties toenemen. De concentratie fosfor in de afvoer neemt toe voor zowel natuur als grasland. Voor de resterende rekeneenheden bouwland blijft de concentratie fosfor afnemen omdat in de betreffende landbouwgebieden de waterhuishouding niet verandert. De lagere gemiddelde concentraties voor bouwland worden berekend doordat alleen nog bouwland voorkomt in hoger gelegen delen van het gebied, de grondwaterstanden zijn dieper en de uitspoeling van fosfor is kleiner. De ten opzichte van de huidige situatie veel hogere concentraties voor natuur zijn het gevolg van omzetten van landbouwgronden in natuur. De voorraad fosfor in de bodem en de vernatting bepalen de concentraties in belangrijke mate. Door het uit productie nemen van landbouwgrond neemt de voorraad fosfor in de bodem in de uit productie genomen landbouwgronden nauwelijks verder toe. De vernatting zorgt desondanks voor een toename van de concentratie fosfor in de afvoer naar het oppervlaktewater. Voor het laatste jaar van de rekenperiode wordt een toename van 3.5% berekend (Tabel 4).

De afvoer van bodemwater naar het oppervlaktewater binnen de voorbeeldgebieden neemt in de plansituatie binnen enkele jaren aanzienlijk af (Aanhangsel 7). Voor het laatste jaar van de rekenperiode wordt een afname van 18% berekend (Tabel 4). Deze afname is het grootst in natte jaren. Hierdoor zijn in de plansituatie de verschillen in de afvoeren van bodemwater naar het oppervlaktewater tussen de jaren kleiner. De afname wordt veroorzaakt door de verminderde kwelflux als gevolg van de hogere grondwaterstanden in combinatie met de minder goede ontwatering binnen de EHS. De fosforvrucht binnen de gebieden neemt in enkele jaren tijd af door de geringere afvoer van bodemwater. Ondanks de toename in de concentraties fosfor resulteert voor het laatste jaar uit de rekenperiode een reductie van de fosfor concentraties in de afvoer van 15% in het voorbeeldgebied.

3.2.4 Uitspoeling stikstof naar het oppervlaktewater

Net als in huidige situatie zijn ook in de plansituatie veranderingen in het ruimtelijk patroon zichtbaar. Gebiedsgemiddeld is er weinig effect op de gemiddelde uitspoeling van N. Het effect van de weerjaren is veel kleiner dan in de huidige situatie. De

uitspoeling blijft min of meer constant. het gemiddelde niveau ligt iets boven de 1.7 mg.l⁻¹ N en is daarmee iets lager dan in de huidige situatie. Voor het laatste jaar van de rekenperiode wordt een afname van 9% berekend (Tabel 4). Het verdwijnen van de pieken in de droge weerjaren duidt erop dat de mineralisatie kleiner is geworden, de situatie moet als gevolg van het landinrichtingsplan veel natter zijn geworden. Onder natte omstandigheden wordt organische stof minder snel afgebroken en cumuleert deze bovenin het bodemprofiel (ontstaan bekeerdbodems, veenvorming).

In natte weerjaren is de stikstofconcentratie naar het oppervlaktewater laag, de stikstofvrucht is in deze jaren echter groot. Voor het laatste jaar van de rekenperiode wordt een afname van 26% berekend (Tabel 4). Deze wordt in belangrijke mate veroorzaakt door de afname in de afvoer van 18%.

3.3 Effect van het landinrichtingsplan

Het effect van het landinrichtingsplan zonder bemestingsbeleid kan worden afgeleid door de verschillen te bepalen tussen de plansituatie en de huidige situatie. Dat is gedaan voor het laatste jaar van de rekenperiode (Tabel 4). Het effect van natuurontwikkeling (op uit productie genomen landbouwgrond) op de uitspoeling van nutriënten is zichtbaar gemaakt door voor de plansituatie onderscheid te maken tussen natuur in de bestaande natuurgebieden en natuur op uit productie genomen landbouwgronden (Tabel 5). Het effect van vernatten wordt zichtbaar door de concentraties voor de natuurgebieden in de plansituatie te vergelijken met de concentraties in de natuurgebieden in de huidige situatie (Tabel 6).

Tabel 5 Effect van uit productie nemen: de jaargemiddelde concentraties van het laatste jaar uit de rekenperiode voor de plansituatie (2030) onderscheiden naar bouwland (incl. maïs), gras, ehs (natuur op uit productie genomen landbouwgronden) en bestaande natuur.

| | Bouwland | Gras | Ehs | Natuur | Gemiddeld |
|----------|----------|-------|-------|--------|-----------|
| Fosfor | 0.069 | 0.113 | 0.169 | 0.138 | 0.146 |
| Stikstof | 1.85 | 1.67 | 1.70 | 1.70 | 1.72 |
| Nitraat | 16.09 | 11.39 | 2.44 | 1.21 | 5.32 |

Tabel 6 Effect van vernatten: de jaargemiddelde concentraties voor de bestaande natuur van het laatste jaar uit de rekenperiode voor de plansituatie en de huidige situatie.

| | Huidig | Plan | Verandering (%) |
|----------|--------|-------|--------------------|
| Fosfor | 0.118 | 0.138 | +17 |
| Stikstof | 2.15 | 1.70 | -21 |
| Nitraat | 4.83 | 1.21 | - 75 75 |

3.3.1 Nitraat

Als gevolg van het landinrichtingsplan en de daaruit voortvloeiende vernatting en het uit productie nemen van landbouwgrond neemt de nitraatconcentratie in de twee voorbeeldgebieden met 75% af ten opzichte van de uitgangssituatie. Dit effect is veel groter dan via het bemestingsbeleid wordt gerealiseerd (6%).

De hoogste concentraties nitraat worden voor de plansituatie berekend voor bouwland (incl. maïs) en grasland. De gebiedsgemiddelde uitspoeling van nitraat naar het grondwater wordt in belangrijke mate bepaald door de uitspoeling vanuit de landbouwgebieden. De gemiddelde uitspoeling van nitraat onder de uit productie genomen landbouwgronden is groter dan de uitspoeling vanuit de bestaande natuurgebieden (Tabel 5). Door vernatten (Tabel 7) wordt de uitspoeling van nitraat in de bestaande natuurgebieden met 75% gereduceerd.

3.3.2 Voorraad fosfor in de bodem

De voorraad fosfor onder de bestaande natuurgebieden is nauwelijks veranderd. Door het plan neemt in de voorbeeldgebieden de voorraad fosfor in de bodem met 3% af. De toename in de voorraad fosfor die zou optreden bij landbouwkundig gebruik (huidige situatie) wordt hierdoor nagenoeg geheel gecompenseerd. Omdat het grootste deel van de voorbeeldgebieden uit productie wordt genomen wordt de afname hierdoor gerealiseerd. Door uit productie nemen van landbouwgrond zal de voorraad fosfor langzaam veranderen; de mate waarin wordt bepaald door de resultante van de aanvoer van fosfor (via atmosferische depositie en overstromingen) en de afvoer van fosfor (via afvoer van maaisel en via de uitspoeling naar het oppervlaktewater).

3.3.3 Uitspoeling fosfor naar het oppervlaktewater

De uitspoeling van fosfor is in belangrijke mate afhankelijk van de voorraad in de bodem en de vochttoestand. Hoe ondieper de grondwaterstanden hoe hoger de concentraties fosfor naar het oppervlaktewater zijn. Als gevolg van de vernatting door het landinrichtingsplan neemt de gebiedsgemiddelde concentratie naar het oppervlaktewater met 13% toe. De afname van 9% gerealiseerd via het bemestingsbeleid wordt hierdoor meer dan teniet gedaan.

De laagste concentraties fosfor worden berekende voor de landbouwkundig bodemgebruik. De gemiddelde afspoeling van fosfor in de uit productie genomen landbouwgronden is groter dan de uitspoeling vanuit de bestaande natuurgebieden (Tabel 5). Door vernatten (Tabel 7) neemt de afspoeling van fosfor in de bestaande natuurgebieden met 17% toe. De gebiedsgemiddelde concentratie fosfor in de afvoer naar het oppervlaktewater wordt bepaald door de natte gebieden, i.e. de EHS.

Omdat de afvoeren van bodemwater naar het oppervlaktewater binnen het gebied in de plansituatie met 18% afnemen en de jaargemiddelde concentraties fosfor in de afvoer met gemiddeld 13% toenemen, neemt de vracht fosfor naar het oppervlaktewater met 6% af. Deze reductie is iets kleiner dan de reductie als gevolg van het gebruikte bemestingsbeleid.

3.3.4 Uitspoeling stikstof naar het oppervlaktewater

Als gevolg van het landinrichtingsplan neemt de concentratie stikstof naar het oppervlaktewater met 4% af. Niet duidelijk is of dit wordt veroorzaakt door het uit productie nemen van landbouwgrond of door vernatten. Het verdwijnen van de pieken voor de droge weerjaren in de tijdverlopen duidt erop dat de mineralisatie kleiner is geworden. Vernatten levert in ieder geval een bijdrage.

De afname in concentraties resulteert samen met de afname in afvoeren van bodemwater naar het oppervlaktewater en in een reductie van de vracht van 20%. Deze reductie is veel groter dan de reductie die wordt gerealiseerd via het bemestingsbeleid.

De verschillen in de concentraties stikstof naar het oppervlaktewater tussen de bodemgebruikvormen zijn gering (Tabel 5). Door vernatten (Tabel 7) wordt de uitspoeling van stikstof naar het oppervlaktewater in de bestaande natuurgebieden met 21% gereduceerd.

4 Discussie

4.1 Resultaten

Bij de opzet van de studie is verondersteld dat met de bemestingsgegevens uit de WSV een goede schatting van de situatie na 2000 wordt verkregen. Het gebruikte bemestingsscenario Huidig Beleid uit de WSV beschrijft inmiddels niet meer het meest actuele bemestingsbeleid. De nieuwe door LNV gehanteerde gebruiksnormen om aan de richtlijn van de Europese Unie te voldoen (alleen N) gaan uit van realisatie van de verliesnormen in 2003 in plaats van 2010 zoals in het in deze studie gebruikte scenario. Omdat deze studie niet hoeft aan te geven welk effect het bemestingsbeleid heeft en omdat in deze studie het bemestingsniveau in de berekeningen met of zonder landinrichtingsplan niet veranderd is hier geen aandacht aan besteed. Bovendien is gebleken dat de effecten van bemesting en het plan bij benadering kunnen worden gesommeerd (3.3). Door een scherper geformuleerd mestbeleid zullen de uitspoeling van nitraat naar het grondwater en de uitspoeling van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater meer en/of eerder afnemen dan in deze studie berekend. De voorraad fosfor in de bodem zal minder snel toenemen.

De concentratie fosfor in het kwelwater van $0.1 \text{ mg.l}^{-1} \text{ P}$ (afkomstig uit de WSV) die in deze studie is gebruikt is lager dan de door Stuurman (meetjaar 1991) in de Hilver gemeten concentraties (in de kwelgebieden De Opslag en Diessens Broek varieerde P-totaal tussen $0,25$ en $0,44 \text{ mg.l}^{-1}$). De concentraties fosfor in de afvoer naar het oppervlaktewater in het studiegebied zijn daarom waarschijnlijk groter dan in deze studie berekend. Omdat in de huidige situatie de kwelfluxen groter zijn en omdat deze kwelfluxen in belangrijke mate door de diepere ontwateringsystemen worden afgevangen zal het effect van deze hogere concentratie in het kwelwater in de huidige situatie tot grotere effecten leiden dan in de plansituatie. Het berekende verschil zal daardoor kleiner zijn. Vastlegprocessen werken als buffer en verkleinen de verschillen.

In werkelijkheid zullen de veranderingen geleidelijker optreden dan in deze studie berekend. Het effect van het tempo van verwerving wordt in de berekeningen overschat: in deze studie wordt in de plansituatie alle grond op dag 1 van 2001 aangekocht en uit productie genomen. In werkelijkheid zal de verwerving en het uit productie nemen geleidelijker verlopen. Het effect van het verwervingstempo is geanalyseerd door Van der Bolt, Groenendijk en Oosterom (1996b). Het tempo waarin de EHS wordt verworven heeft weinig effect op de regionale waterkwaliteit. Het effect in de EHS is afhankelijk van de locale omstandigheden. Aangezien het najlen lang kan duren is niet te verwachten dat in de voormalige landbouwgronden op middellange termijn hetzelfde uitspoelingsniveau zullen krijgen als natuurgroonden.

De voorraad fosfor in de bodem zorgt ervoor dat de effecten van de ingrepen op de uitspoeling van fosfor relatief gering zijn. Een manier om de voorraad fosfor in de bodem te reduceren is 'uitmijnen': het telen van een gewas dat veel fosfor opneemt. De effectiviteit van uitmijnen en de mogelijkheden voor uitmijnen via meer

natuurlijke vegetaties moeten nog worden onderzocht. Een onderzoeksvoorstel om via veldproeven in De Hilver de effectiviteit en kosten van de maatregelen om de voorraad fosfor in de bodem te reduceren te kunnen kwantificeren is bij de provincie Noord-Brabant ingediend. Ook uitspoelen van fosfor via ondiepe grondwaterstanden leidt tot een afname van de voorraad fosfor in de bodem. De meest extreme (en duurste) manier om de voorraad fosfor in de bodem te reduceren is het afgraven van de bovengrond. Omdat in de plansituatie geen afgraven is gedefinieerd (afgraven is gedefinieerd als een aanvullende maatregel) zijn de effecten van afgraven niet in deze studie meegenomen. Afgraven is het meest effectief op locaties waar de voorraad fosfor groot is en de afvoer ondiep (via greppels) verloopt. Afgraven moet worden gezien als een maatregel om lokaal de waterkwaliteit te verbeteren, om op gebiedsniveau een bijdrage te leveren moet een aanzienlijke oppervlakte worden afgegraven.

Door de gedetailleerde schematisering worden zowel in de huidige situatie als in de plansituatie langs de Reusel diepere grondwaterstanden gesimuleerd dan in de directe omgeving. Uit de toetsing (Van der Bolt, Veldhuizen en Van Walsum, 1999) is gebleken dat langs de Reusel bij Den Opslag te diepe grondwaterstanden worden gesimuleerd. Bij de Reusel ter hoogte van Het Helsbroek worden aan de oostkant te diepe en aan de westkant te ondiepe grondwaterstanden gesimuleerd. Dit betekent dat de uitspoeling van nitraat binnen de voorbeeldgebieden langs de Reusel wordt overschat en dat de uitspoeling van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater langs de Reusel wordt onderschat. De feitelijke effecten zullen voor nitraat naar het grondwater kleiner zijn dan de berekende effecten en zullen voor fosfor en stikstof naar het oppervlaktewater groter zijn.

De jaargemiddelde concentraties zijn gepresenteerd. De effecten van weerjaren zijn in de resultaten duidelijk zichtbaar. In natte weerjaren is de uitspoeling van nitraat en stikstof klein maar is de uitspoeling van fosfor groot. De effecten van extreme gebeurtenissen binnen een weerjaar zijn in deze studie niet geanalyseerd.

In deze studie wordt een directe afname in de stikstofvracht naar het oppervlaktewater berekend. Dit komt overeen met de bevindingen van Groenendijk en Van der Bolt (1996) voor plas-dras-gebieden (de EHS-gebieden) in het realistisch scenario. In die studie is voor gebieden met waterconservering buiten de EHS een toename van de uitspoeling van stikstof naar het oppervlaktewater berekend. Gebiedsgemiddeld veranderd daardoor de in die studie berekende stikstofvracht niet. De concentraties in het uittredend water zijn in die studie niet gegeven.

4.2 Mogelijkheden voor extrapolatie.

Door het gebruikte criterium bij de keuze van de voorbeeldgebieden (meest geschikte locaties voor natuurontwikkeling) zijn de doorgerekende rekeneenheden geen representatieve afspiegeling van het studiegebied maar een selecte steekproef binnen het studiegebied. Het is dan ook niet mogelijk de berekende gemiddelde waarden zonder meer te vertalen naar gebiedsgemiddelde waarden omdat gronden met diepere grondwaterstanden ontbreken en omdat in de plansituatie weinig rekeneenheden met

een landbouwkundig bodemgebruik voorkomen. Het is ook niet mogelijk de berekende effecten zonder meer te vertalen naar andere gebieden. In andere EHS-gebieden met dezelfde hydrologische doelstellingen zullen dezelfde processen optreden. Het is mogelijk op basis van de resultaten voor plas-dras-gebieden uit deze studie kwalitatief te vertalen naar andere gebieden. De optredende effecten zijn afhankelijk van de lokale omstandigheden en de toegepaste maatregelen.

Extrapolatie is wel mogelijk wanneer een sterke relatie bestaat tussen bijvoorbeeld de grondwaterstand en de uitspoeling van nitraat naar het grondwater. Voor de gemiddelde grondwaterstand en de bodemgebruiksvormen is onderzocht of een dergelijke relatie bestaat (Aanhangsel 11):

- De gesimuleerde nitraatconcentraties zijn sterk afhankelijk van de gemiddelde jaarlijkse grondwaterstand. Ook het bodemgebruik is bepalend. Met enige moeite kan ook worden gezien dat de bodemprofielen tot verschillende relaties leiden, binnen de figuur komen voor de bodemgebruiksvormen meer relaties voor.
- De relatie tussen de stikstofconcentraties en de gemiddelde grondwaterstanden is minder eenduidig. De ontwateringsintensiteit en de ontwateringsdiepte maken dat er een puntenwolk ontstaat. Voor extrapolatie van de concentratie stikstof moeten meer verklarende variabelen worden gezocht.
- Voor de uitspoeling van fosfor is de relatie met de grondwaterstanden eveneens weinig eenduidig, ook de relatie met het bodemgebruik is minder duidelijk. Belangrijker is waarschijnlijk de voorraad fosfor in de bodem.

De relatie met de grondwaterstanden is groot voor nitraat en is minder duidelijk voor stikstof en fosfor. De afhankelijkheid van het bodemgebruik is groot voor nitraat, is kleiner voor fosfor en lijkt te ontbreken voor stikstof. Om de concentraties stikstof en fosfor verantwoord te kunnen extrapoleren moeten ook relaties met andere verklarende variabelen zoals bodemeigenschappen, peil en dichtheid waterlopen worden gedefinieerd.

4.3 Effecten op de grond- en oppervlaktewaterkwaliteit

De rekenresultaten hebben betrekking op het uit de bodem uittredend grondwater. De concentraties berekend voor dit water zijn niet gelijk aan de concentraties die worden aangetroffen in het oppervlaktewater omdat in de slootwand en in het oppervlaktewater omzetting- en vastleggingprocessen kunnen optreden die niet in de berekeningen zijn meegenomen.

De concentraties nutriënten in het in de bodem uittredend water binnen de voorbeeldgebieden zijn desondanks getoetst aan normen en streefwaarden. Wanneer alle uittredend water aan de normen of streefwaarden voldoet zal ook de jaargemiddelde oppervlaktewaterkwaliteit waarschijnlijk (wanneer er geen andere bronnen voorkomen) hieraan voldoen. De gebruikte normen (grenswaarde die niet mag worden overschreden) en streefwaarden (einddoelen) voor grond- en oppervlaktewater zijn:

- 11,3 resp. 5,6 mg.l⁻¹ NO₃-stikstof voor drinkwater
- 2,2 resp. 1,0 mg.l⁻¹ N_{tot} in oppervlaktewater

- 0,15 resp. 0,05 mg.l⁻¹ P_{tot} in oppervlaktewater

Uit Figuur 11 volgt dat in de plansituatie in het overgrote deel van de voorbeeldgebieden voor nitraat aan de streefwaarde voor het grondwater (donkergroen) wordt voldaan. Alleen in de drogere landbouwgebieden worden de normen overschreden. Voor stikstof wordt voor het naar het oppervlaktewater uittredend water in vrijwel het hele gebied aan de normwaarde (lichtgroen) voldaan en wordt in de helft van het areaal ook aan de streefwaarde (donkergroen) voldaan. Voor fosfor wordt voor het naar het oppervlaktewater uittredend water in grote delen van het gebied aan de normwaarde voldaan, de streefwaarde wordt in de EHS nergens gerealiseerd. De streefwaarde voor fosfor wordt lokaal in de landbouwgebieden met diepe grondwaterstanden benaderd.

De concentratie fosfor in het ondiepe grondwater in De Hilver varieert van 0.24 tot 1.2 mg.l⁻¹ P (Stuurman, 1993; meetjaar 1991). De normwaarde voor het oppervlaktewater wordt in het grondwater in het studiegebied overschreden, de gemeten concentraties kunnen tot een factor 8 groter zijn (Stuurman, 1993).

In het studiegebied bevat het uittredend (kwel)water veel ijzer (vandaar de naam 'Roodloop'). Dit ijzer reageert onder aërobe omstandigheden met fosfaat, de ontstane zouten slaan neer (ook nu zijn de in het oppervlaktewater van de bovenlopen van de Beerze en Reusel gemeten concentraties fosfor daardoor laag). Vernatten kan ook leiden tot anaërobe omstandigheden (bijvoorbeeld in moerassen). In een anaëroob milieu komt aan ijzer gebonden fosfaat vrij omdat tweewaardig ijzer wordt omgezet in driewaardig ijzer. In de moerassen kunnen dan ook hoge fosfaatconcentraties ontstaan. Onder aërobe omstandigheden in het oppervlaktewater wordt het ijzer tweewaardig en kan fosfaat worden gebonden. Het gevolg is een toenemende slibvorming en een verrijking van de waterbodem.

De samenstelling van het oppervlaktewater wordt beïnvloed door de in de bodem opgetreden veranderingen; het oppervlaktewatersysteem wordt gevoed door na kortere of langere verblijftijd uittredend grondwater. De oppervlaktewaterkwaliteit is minder afhankelijk van de realisatie van de EHS omdat water uit het volledige stroomgebied tot afvoer komt. Dat betekent dat de oppervlaktewaterkwaliteit in de beken ook wordt bepaald door de uitspoeling vanuit de bovenstrooms gelegen landbouwgronden (zowel binnen het landinrichtingsblok als rond de bovenlopen van de Reusel). Daar treden verbeteringen van de waterkwaliteit op via het gevoerde mestbeleid. Hierdoor kan ondanks de toename in de fosforconcentraties in het uittredend grondwater een afname ontstaan in de concentratie fosfor in het oppervlaktewater.

5 Conclusies

Het Landinrichtingsplan leidt in de twee voorbeeldgebieden tot een afname van 75% in de concentratie nitraat in het bovenste grondwater (Tabel 7). De concentratie stikstof in de afvoer naar het oppervlaktewater neemt met ongeveer 4% af, de concentratie fosfor in de afvoer naar het oppervlaktewater neemt met bijna 13% toe.

Tabel 7 Veranderingen [%] ten opzichte van de uitgangssituatie (2000) aan het eind van de rekenperiode (2030) als gevolg van het mestbeleid 1995 (mest), het landinrichtingsplan (plan) en het landinrichtingsplan in combinatie met bemesting (totaal).

| | Pbodem | P-conc. | N-conc. | NO3-conc |
|--------|--------|---------|---------|----------|
| Mest | + 3.8 | - 9.2 | - 4.8 | - 5.6 |
| Plan | - 3.3 | +12.8 | - 4.2 | -75.6 |
| Totaal | + 0.5 | + 3.5 | - 9.0 | -81.2 |

Deze veranderingen hebben twee oorzaken: het uit productie nemen van de landbouwgronden in de EHS (hier vindt geen bemesting plaats), en het vernatten als gevolg van de ingrepen in de waterhuishouding. Het effect van vernatten is zichtbaar gemaakt door de uitspoeling in de bestaande natuurgebieden voor de plan- en de huidige situatie te onderscheiden:

- Door vernatten wordt de uitspoeling van nitraat naar het grondwater in de bestaande natuurgebieden met 75% gereduceerd.
- Door vernatten neemt de afspoeling van fosfor naar het oppervlaktewater in de bestaande natuurgebieden met 17% toe.
- Door vernatten wordt de uitspoeling van stikstof naar het oppervlaktewater in de bestaande natuurgebieden met 21% gereduceerd.

Het effect van het uit productie nemen van landbouwgrond zonder vernatten is niet uit de rekenresultaten af te leiden. In Tabel 8 is aangegeven in welke richting het uit productie namen van landbouwgronden en het vernatten aan de veranderingen bijdragen .

Tabel 8 Effecten van het uit productie nemen van landbouwgrond ('EHS'), vernatten en van beide gecombineerd (totaal). > betekent toename, < staat voor afname, << staat voor een grote afname, = betekent nauwelijks verandering.

| | EHS | Vernatten | Totaal |
|-----------------------|-----|-----------|--------|
| Concentratie Nitraat | << | << | << |
| Concentratie Stikstof | < | < | < |
| Concentratie Fosfor | = | >> | >> |

Het landinrichtingsplan leidt in de voorbeeldgebieden tot een grote reductie van de concentratie nitraat naar het grondwater. Vrijwel overal binnen de EHS wordt in de plansituatie (landinrichtingsplan + mestbeleid 1995) aan de norm en de streefwaarde voor grondwater voldaan. De plansituatie leidt binnen de voorbeeldgebieden tot een lagere concentratie stikstof naar het oppervlaktewater en draagt daardoor bij aan een betere oppervlaktewaterkwaliteit ten aanzien van stikstof. Vrijwel overal in de EHS voldoet het naar het oppervlaktewater uittredende grondwater aan de normwaarde voor de oppervlaktewaterkwaliteit. In ongeveer de helft van het areaal wordt de streefwaarde voor de oppervlaktewaterkwaliteit bereikt.

Vernatten leidt in de EHS tot een forse toename van de concentratie fosfor naar het oppervlaktewater. Het uit productie halen van landbouwgrond heeft hierop weinig effect door de grote voorraad fosfor die in de bodem aanwezig is. Het effect van (de aanvullende maatregel) afgraven is niet in de berekeningen meegenomen. In grote delen van de EHS zullen in de plansituatie de kwelfluxen de wortelzone bereiken. Omdat de concentratie fosfor in dit water (veel) groter kan zijn dan in deze studie opgelegd, zijn de berekende concentraties fosfor in het uittreidend grondwater aan de lage kant. De norm voor oppervlaktewater wordt in de afvoer naar het oppervlaktewater in de EHS niet gerealiseerd.

De oppervlaktewaterkwaliteit wordt niet alleen bepaald door de belasting vanuit de EHS maar ook door de kwaliteit van het water uit de bovenstrooms gelegen landbouwgebieden en de processen in de slootwand en het oppervlaktewater. Het in deze studie gebruikte mestscenario (mestbeleid 1995) leidt in de landbouwgebieden tot een afname van de concentratie stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater en van de concentratie nitraat naar het grondwater. Het meest actuele mestbeleid is strenger dan in het in deze studie gehanteerde scenario. Het landinrichtingsplan versterkt de effecten van het mestbeleid 1995 op de concentraties stikstof in het grondwater en fosfor in het oppervlaktewater. Het effect van het mestbeleid op de concentratie fosfor in de afvoer naar het oppervlaktewater wordt door het landinrichtingsplan teniet gedaan.

De oppervlaktewaterkwaliteit wordt niet alleen bepaald door de EHS-gebieden. Ook de afvoer vanuit de landbouwgebieden draagt bij. De gebiedsgemiddelde veranderingen in de oppervlaktewaterkwaliteit ten opzichte van de uitgangssituatie zijn daardoor voor stikstof positief en zijn voor fosfaat gering. Lokaal kunnen ook in het oppervlaktewater de concentraties fosfor toenemen.

Uitgezonderd de toename van de concentratie fosfor heeft het landinrichtingsproject een positief effect op de waterkwaliteit van de standplaatsen in de EHS.

Literatuur

Abrahamse, A.H., G. Baarse, E. van Beek, 1982. PAWN-volume XII; Model for regional hydrology, agricultural water demands and damages from drought and salinity. N-1500/12-Neth, Rand Corporation, Santa Monica, USA.

Boers, P.C.M. (red.), H.L. Boogaard, J. Hoogeveen, J.G. Kroes, I.G.A.M. Noij (red.), C.W.J. Roest, E.F.W. Ruijgh & J.A.P.H. Vermulst, 1997. Watersysteemverkenningen 1996. Huidige en toekomstige belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat vanuit de landbouw. RIZA rapport 97.013, Lelystad, SC-DLO rapport 532, Wageningen. ISBN 9036950619

Bannink, M.H., B.J. Bles en A.F. van Holst, 1988. Bodemkundig-agrohydrologisch onderzoek Midden- en Oost-Brabant. Wageningen, STIBOKA. Rapport nr. 1864.

Bolt, F.J.E. van der, P.E.V. van Walsum en P. Groenendijk, 1996. Nutrientenbelasting van grond- en oppervlaktewater in de stroomgebieden van de Beerze, Reusel en Rosep. Deel 1: Simulatie van de regionale hydrologie. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 306.1.

Bolt, F.J.E. van der, P. Groenendijk en H.P. Oosterom, 1996a. Nutrientenbelasting van grond- en oppervlaktewater in de stroomgebieden van de Beerze, Reusel en Rosep. Deel 2: Simulatie van de nutriëntenhuishouding. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 306.2.

Bolt, F.J.E. van der, P. Groenendijk en H.P. Oosterom, 1996b. Nutrientenbelasting van grond- en oppervlaktewater in de stroomgebieden van de Beerze, Reusel en Rosep. Deel 3: Effecten van bemestingsmaatregelen. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 306.3.

Bolt, F.J.E. van der, A.A. Veldhuizen en P.E.V. van Walsum, 1999. Hydrologische systeemanalyse de Hilver. Simulatie van de regionale waterhuishouding. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 683.2.

Bolt, F.J.E. van der, en A.A. Veldhuizen, 1999. Hydrologische systeemanalyse de Hilver. Effecten van ingrepen op de waterhuishouding. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 683.3.

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

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. SWAP version 2.0; Theory. Simulation of water flow, solute transport and plant growth in the Soil-Water-

Atmosphere-Plant environment. Wageningen, SC-DLO, Technical Document 45; Wageningen, Department Water Resources, Agricultural University, Report 71.

Groenendijk, P. en F.J.E. van der Bolt 1996. Nutrientenbelasting van grond- en oppervlaktewater in de stroomgebieden van de Beerze, Reusel en Rosep. Deel 4: Effecten van waterhuishoudkundige maatregelen. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 306.4.

Kroes, J.G. and J. Roelsma, 1998. ANIMO 3.5; User's Guide for the ANIMO version 3.5 nutrient leaching model. Wageningen, SC-DLO, Technical Document 46.

Kroes, J.G., J.C. van Dam, J. Huygen, R.W. Vervoort, 1998. User's Guide of SWAP version 2.0; Simulation of water flow, solute transport and plant growth in the Soil-Water-Atmosphere-Plant environment. Wageningen, SC-DLO, Technical Document 53; Wageningen, Department Water Resources, Agricultural University, Report 81.

Rijtema, P.E., Groenendijk, P. en J.G. Kroes, 1999. Environmental impact of land use in rural regions : the development, validation and application of model tools for management and policy analysis. London , Imperial College Press, Series on environmental science and management; vol. 1.

Stuurman, R.J. 1993. Een watersysteemanalyse in het stroomgebied van de Beerze en Reusel (Midden Brabant). CONCEPT. Delft, TNO-Milieu en Energie. TNO-rapport OS 92-88A.

Veldhuizen, A.A., A. Poelman, L.C.P.M. Stuyt en E.P. Querner, 1998. Software Documentation for SIMGRO V3.0. Regional water management Simulator. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Technical Document 50.

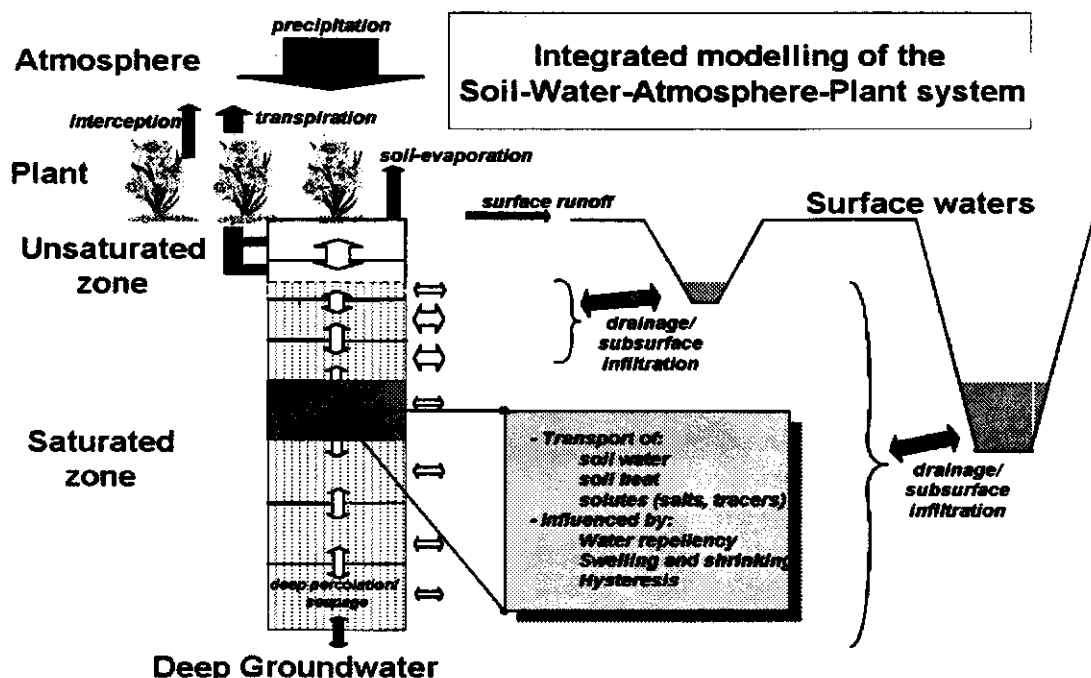
Veldhuizen, A.A., F.J.E. van der Bolt en J. Huygen. Regionale toepassing van SWAP door gebruik van SIMGRO in-en uitvoer, 1999. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 652.

Wesseling, J.G., 1991. CAPSEV. Wageningen, Staring Centrum. Report 37.

Wösten, J.H.M, G.J. Veerman and J. Stolte, 1994. Water retention and hydraulic conductivity characteristics of top- and sub-soils in the Netherlands: the Staring series. Wageningen, SC-DLO, Technical Document 18.

Aanhangsel 1 SWAP

SWAP (Van Dam et al, 1997) simuleert onder andere het transport van water in het topsysteem, dwz. de onverzadigde bovengrond en eventueel een stuk van de verzadigde ondergrond. Het is in principe een ééndimensionaal (verticale stroming) dynamisch (niet stationair) numeriek model dat, door het meenemen van de stroming van en naar het oppervlaktewatersysteem, als quasi tweedimensionaal kan worden beschouwd en bedoeld is voor toepassing op veldschaal.



Schematisch overzicht van het hydrologisch numeriek simulatie model SWAP (uit Van Dam et al, 1997).

Het bodemprofiel is opgebouwd uit een of meerdere lagen. De lagen worden onderscheiden op basis van textuurverschillen.

Eendimensionale verticale waterstroming tussen twee aangrenzende bodemcompartimenten kan worden beschreven met de Darcy vergelijking:

Vergelijking 1

$$q = -K(h) \frac{\partial (h+z)}{\partial z}$$

q is de flux dichtheid (positief omhoog, cm d^{-1}), K is de hydraulische doorlatendheid (cm d^{-1}), h is de drukhoogte (cm) en z is verticale coördinaat (cm, omhoog is positief).

De waterbalans van een compartiment kan met behulp van de zogenaamde continuïteitsvergelijking worden beschreven als:

Vergelijking 2

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = - \frac{\partial q}{\partial z} - S(h)$$

θ is het volumetrisch vochtgehalte ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$), t is tijd (d) and S is de mogelijke wateronttrekking door planten wortels ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3} \text{ d}^{-1}$).

Combinatie van Vergelijking 1 en Vergelijking 2 resulteert in de Richards' vergelijking:

Vergelijking 3

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = C(h) \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial \left[K(h) \left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \right]}{\partial z} - S(h)$$

C is de watercapaciteit ($d\theta/dh$) (cm^{-1}).

De Richards' vergelijking heeft een fysische basis op die schaal waar de bodem kan worden beschouwd als een continuüm van gronddeeltjes, lucht en water. Bij bekende relaties tussen vochtgehalte, drukhoogte en doorlatendheid en gegeven de initiële toestand en de randvoorwaarden als functie van de tijd, is SWAP in staat vergelijking 3 numeriek op te lossen.

Om het watertransport numeriek te kunnen kwantificeren wordt het tijd-ruimte continuüm gediscretiseerd. De bodem wordt opgedeeld in bodemcompartimenten die in grootte oplopen van circa 1 cm aan maaiveld tot enkele decimeters in het diepere grondwater. De discretisatie van de tijd is afhankelijk van de bodemschematisatie en de hydrologische situatie op dat moment (variërend van enkele seconden tot minuten).

Het ontwikkelde schema is toepasbaar voor zowel verzadigde als onverzadigde omstandigheden en zorgt ervoor dat waterbalansfouten ten gevolge van de niet-lineariteit van de differentiële watercapaciteit minimaal blijven.

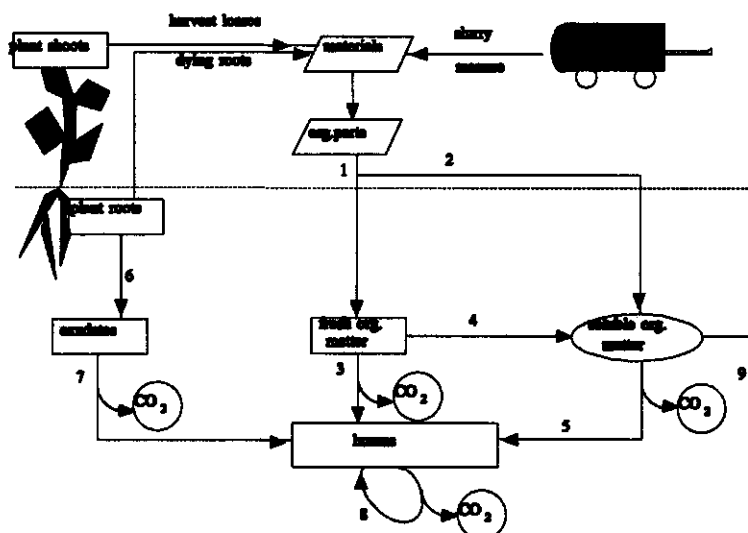
Aanhangsel 2 Nutriëntenuitspoelingmodel ANIMO

ANIMO (Rijtema, Groenendijk en Kroes, 1999; Kroes en Roelsma, 1998) is bedoeld om de uitspoeling van stikstof en fosfor naar grond- en oppervlaktewater te berekenen bij verschillende bodemkundige, hydrologische en landbouwkundige situaties. Voor de toepassing van ANIMO zijn hydrologische gegevens nodig die door een extern waterkwantiteitmodel worden berekend. Het model heeft opties voor de koppeling aan (agro-) hydrologische perceelsmodellen zoals SWAP, DEMGEN, MOZART en regionale grondwaterstromingmodellen zoals SIMGRO. Deze waterbalansgegevens worden per tijdstap voor het perceel of per deelgebied en per bodemgebruikvorm ingelezen. Gepoogd is om in het model ANIMO de belangrijkste processen die een rol spelen in de stikstof-, de fosfor- en de koolstofkringloop kwantitatief te beschrijven.

organische-stofkringloop

In de koolstofcyclus zijn de volgende processen beschreven:

- toediening van verschillende soorten organisch materiaal aan de bodem zoals vaste mest, drijfmest, plantenresten, stro, etc. Een gedeelte van de mest en drijfmest bestaat uit DOC;
- 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;



Organischestofkringloop in ANIMO

Om een breed scala aan landbouwkundige situaties door te kunnen rekenen zijn de verse organische materialen zo geformuleerd dat de uiteenlopende eigenschappen kunnen beschreven worden. Materialen kunnen verschillen in de gewichtsfractie aan organische delen, het gehalte aan DOC dat met het materiaal wordt toegediend, de afbraakarakteristiek en het stikstof- en fosfor-gehalte van het organische deel. Het heterogene karakter van het materiaal, en het verschijnsel dat de relatieve afbraaksnelheid afneemt in de tijd wordt tot uitdrukking gebracht in het definiëren van twee of meer fracties. Per fractie wordt de afbraak beschreven met een eerste orde omzettingsproces. De parametrisatie van de afbraak-karakteristiek kan in principe worden afgeleid uit afbraakexperimenten of uit een eenvoudig organische-stofmodel dat rekening houdt met de afname van de relatieve afbraaksnelheid.

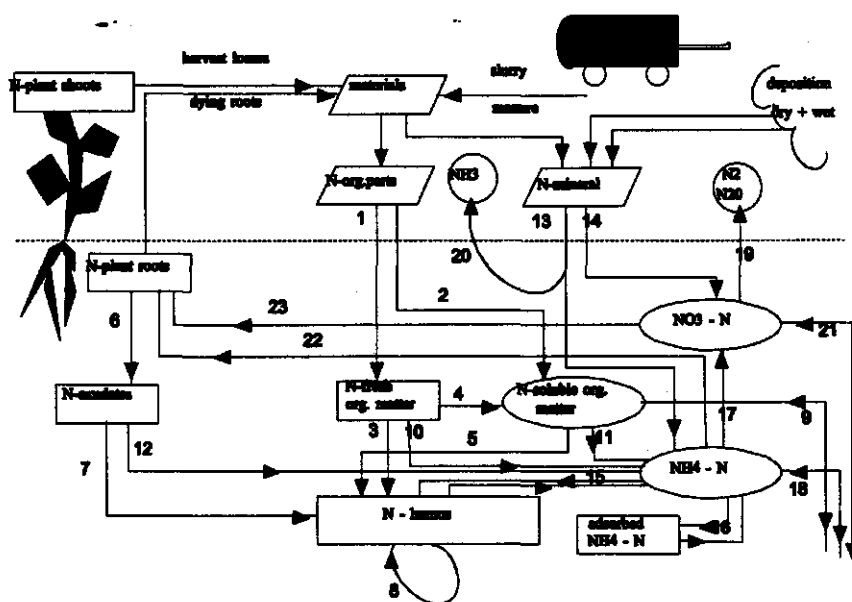
In ANIMO wordt geen onderscheid gemaakt tussen levende biomassa en humus, maar wordt uitgegaan van een gecombineerde humus/biomassa 'pool'. Deze 'pool' is onderhevig aan een interne turn-over waarbij een gedeelte van de organische stof dissimileert.

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

Stikstofkringloop

In de stikstofkringloop (fig. 2) zijn de volgende processen beschreven:

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



Stikstofkringloop in ANIMO

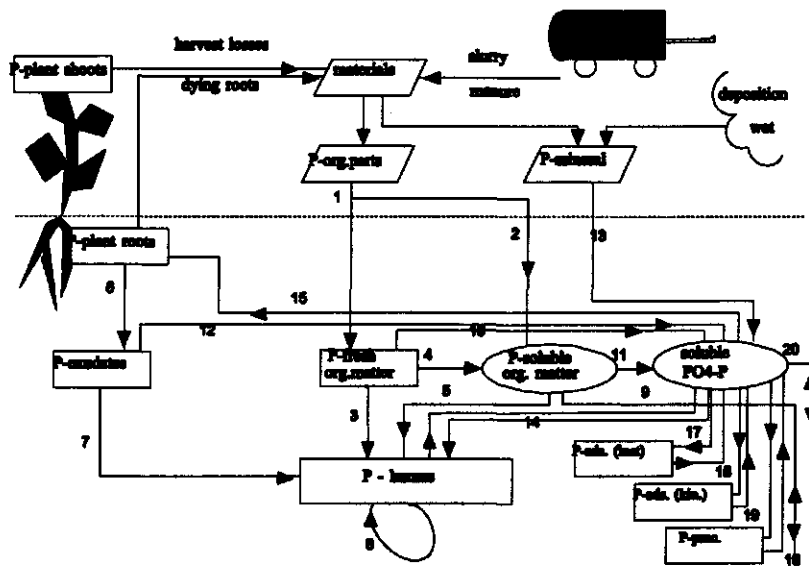
Het organische deel van de stikstofkringloop loopt grotendeels parallel aan de organische stofcyclus. Bij de definitie van de materialen wordt per fractie een stikstofgehalte opgegeven. De relatieve mineralisatiesnelheid hangt af van de C/N verhouding in het verse materiaal, de C/N verhouding in de te vormen humus/biomassa en de assimilatie/dissimilatie-verhouding. Nitrificatie is in het algemeen een snel proces. Op zandgronden bevindt het overgrote deel van mineraal stikstof zich in de nitraat-vorm. In klei- en veengronden neemt ammonium een belangrijker deel in. Vervluchtiging is in het model bijzonder simpel gedefinieerd als een fractie van de toegediende hoeveelheid ammonium. Adsorptie van ammonium vindt plaats in evenredigheid met de concentratie. In landbouwgronden vormt de gewasopname een belangrijk deel van de totale hoeveelheid 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 beschrijving van de fosforcyclus (fig. 3) bevat de volgende onderdelen:

- toediening van organisch fosfor met verschillende soorten organisch materiaal aan de bodem zoals vaste mest, drijfmest, plantenresten, stro, etc. Een gedeelte van de mest en drijfmest bestaat uit opgelost organisch fosfor;
- de uitscheiding van organisch fosfor in wortellexudaten en afsterving van haarwortels bij 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. Dit is beschreven met een kinetisch proces. De adsorptie geschiedt veel sneller dan de desorptie. Echter, voor lange termijn berekeningen met relatief hoge fosfaatgehalten in de bodem en lage mestgiftten in de toekomst kan de desorptiesnelheid van belang zijn voor de hoogte van de uitspoelconcentratie.
- de neerslag van fosfaat in de vorm van fosfaat-zouten bij overschrijding van een grensconcentratie. Deze grenswaarde is afhankelijk van de pH van de bodem;
- de opname van fosfaat door het gewas;



Fosforkringloop in ANIMO

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

met een 3 parallelle 'sorptie-pools'. In de steady-state situatie zou de hoeveelheid geadsorbeerd in elk van de pools te beschrijven zijn met een Freundlich-vergelijking. Iedere sorptie-pool wordt gekenmerkt door een eigen snelheidsconstante voor adsorptie en desorptie en coëfficiënten voor de Freundlich-vergelijking.

Ook bij fosfor vormt de gewasopname een belangrijk deel van de totale hoeveelheid mobiele mineraal fosfaat die jaarlijks in omloop is. Echter, door de genoemde adsorptieprocessen is de totale voorraad mineraal fosfaat is veel groter, en daarmee wordt de invloed van de gewasopname op de uitspoeling naar grondwater en de uitspoeling naar het oppervlaktewater sterk gebufferd. Het model bevat een module voor de berekening van de gewasopname. Fosfaat kan worden opgenomen met de transpiratiestroom. Indien de behoefte van de plant groter is dan alleen met de waterstroom zou worden opgenomen vindt actieve opname plaats. Als door stikstofgebrek de opname achterblijft bij de potentiële opname wordt ook de opname van fosfaat gereduceerd.

Omgevingsfactoren

De omzettingen in de 3 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 organische stofomzettingen.

- de invloed van de temperatuur op de processnelheid wordt beschreven met een Arrhenius vergelijking. Met deze formule wordt een correctiefactor voor de snelheidsconstante berekend t.o.v. de referentiewaarde bij de gemiddelde jaartemperatuur;
- onder droge omstandigheden, bij pF 3,2 en hoger, wordt de processnelheid gereduceerd omdat de microbiologische populatie te lijden heeft onder droogtestress. Bij pF-waarde groter dan 4,2 bedraagt de reductiefactor 0,2. De correctiefactor wordt tussen pF 3,2 en pF 4,2 berekend als een lineaire relatie van de berekende drukhoogte.
- de correctiefactor voor pH is geformuleerd als een sigmoïde curve, met een half waarde bij pH 5. Bij pH 4 bedraagt de reductiefactor 7,5% en bij pH 6 is de factor 92,5% van de optimumwaarde.
- De factor voor anaërobie wordt berekend in een denitrificatiemodule. De denitrificatiesnelheid is afhankelijk van de waterverzadigingsgraad van de bodem, de beschikbaarheid van gemakkelijk afbreekbaar organische materiaal en de aanwezigheid van nitraat.

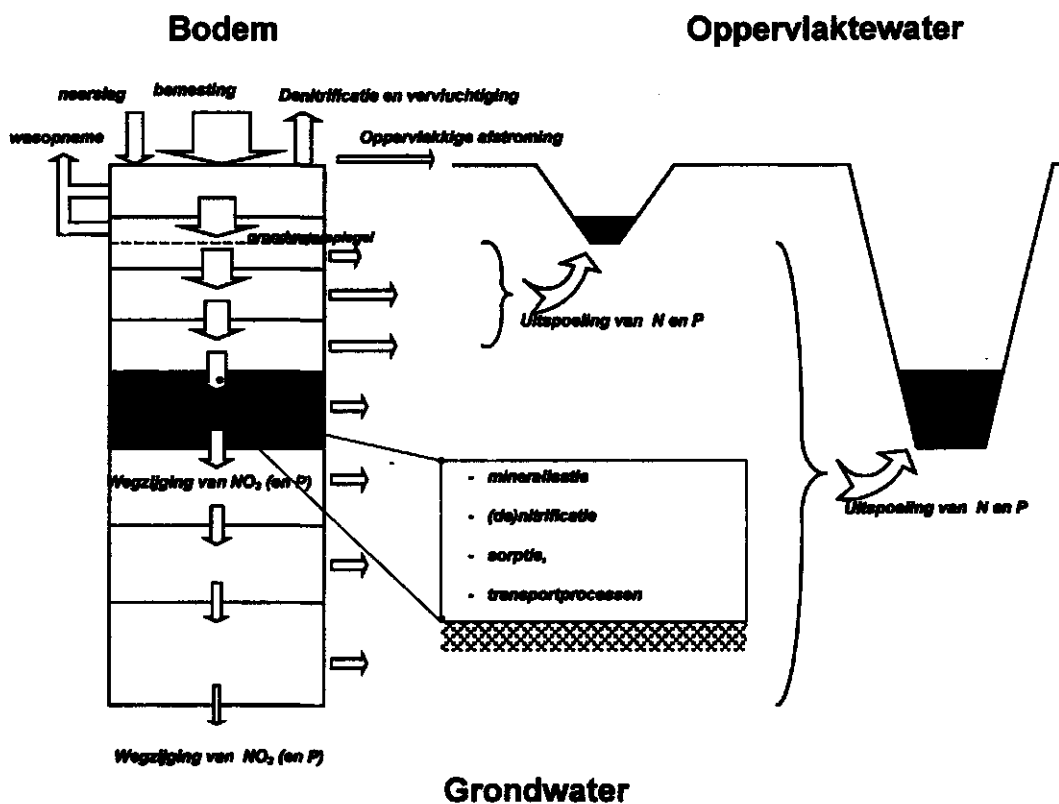
De reductiefactoren voor omgevingsinvloeden worden met elkaar vermenigvuldigd. Dit resulteert in één 'overall' reductiefactor voor de processnelheid. De vochtreductie en de reductie voor anaërobie sluiten elkaar doorgaans uit: vochtreductie treedt alleen op onder droge omstandigheden en anaërobie alleen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

transportprocessen

Door de waterstroming in het bodemprofiel vindt transport van de verschillende opgeloste stoffen in de vorm van een één-dimensionaal systeem in beschouwing genomen. Hierbij is het bodemprofiel in horizontale lagen geschematiseerd, waaruit via

horizontale uitstroming, de verdamping en de afvoer naar de drainagemiddelen wordt gesimuleerd (figuur). De bovenste lagen voeren overtollig water naar de greppels (vierde orde) en perceelsslots (derde orde) af en lager gelegen lagen naar de tweede orde afvoerkanalen. Uit de onderste laag treedt een verticale kwel of wegzijging naar de aquifer op (eerste orde). Tevens vindt er verticaal transport van laag naar laag plaats. In de hydrologische schematisering wordt ervan uitgegaan dat een kanaal tevens als sloot en greppel functioneert. Een sloot functioneert ook als greppel.

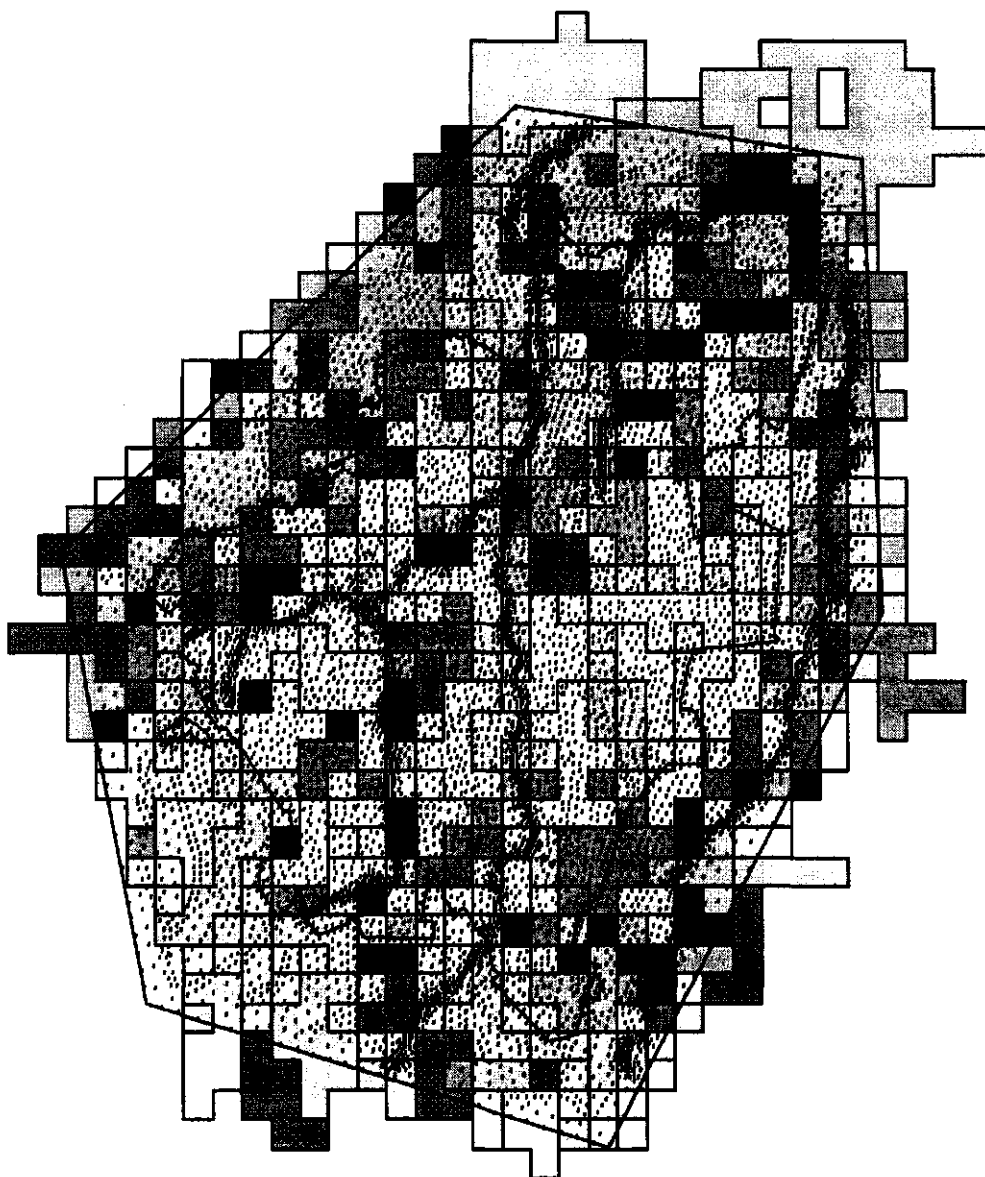
De laagindeling geschiedt op grond van de bodemfysische en -chemische eigenschappen van de verschillende bodemhorizonten. De horizonten waarin de belangrijkste veranderingen in de stikstof- en fosforhuishouding plaatsvinden (meestal de bovenste horizonten) worden in meerdere en dus dunnere lagen onderverdeeld.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



Water- en stoftransport naar verschillende ontwateringsystemen.

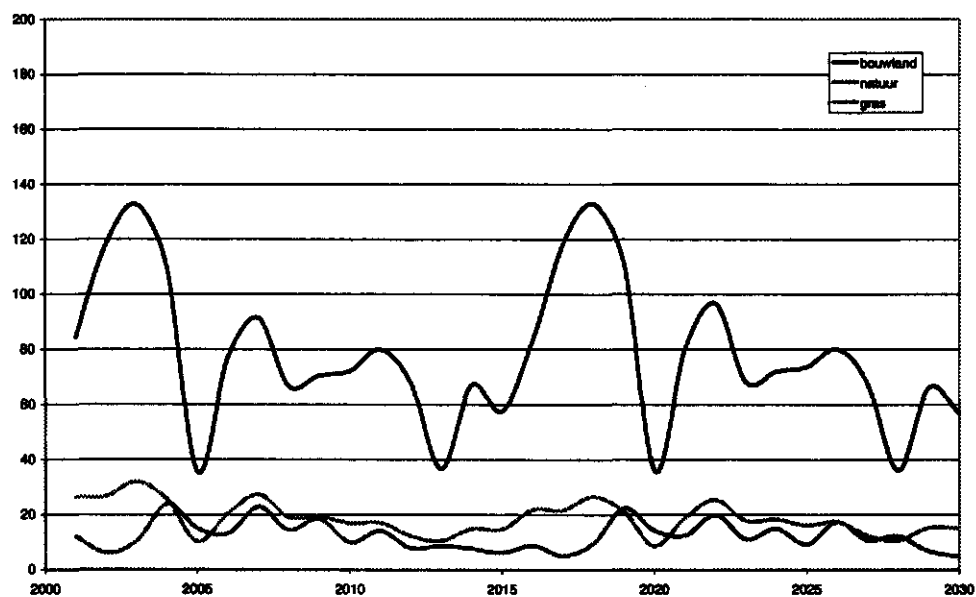
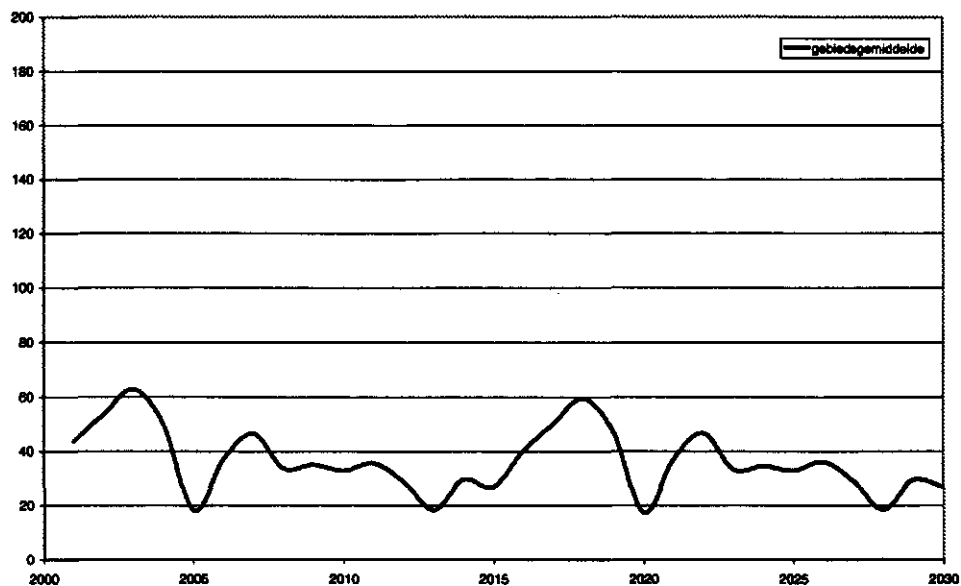
Per laag wordt per tijdstap een volledige water- en stoffenbalans en de daarbij optredende omzettingprocessen berekend. Organische stof in oplossing, minerale stikstof (in de vorm van ammonium en nitraat) en minerale fosfor (in de vorm van fosfaat) worden in de waterfluxen van en naar de verschillende lagen en drainagemiddelen getransporteerd.

Aanhangsel 3 WSV-schematisering en SIMGRO-schematisering

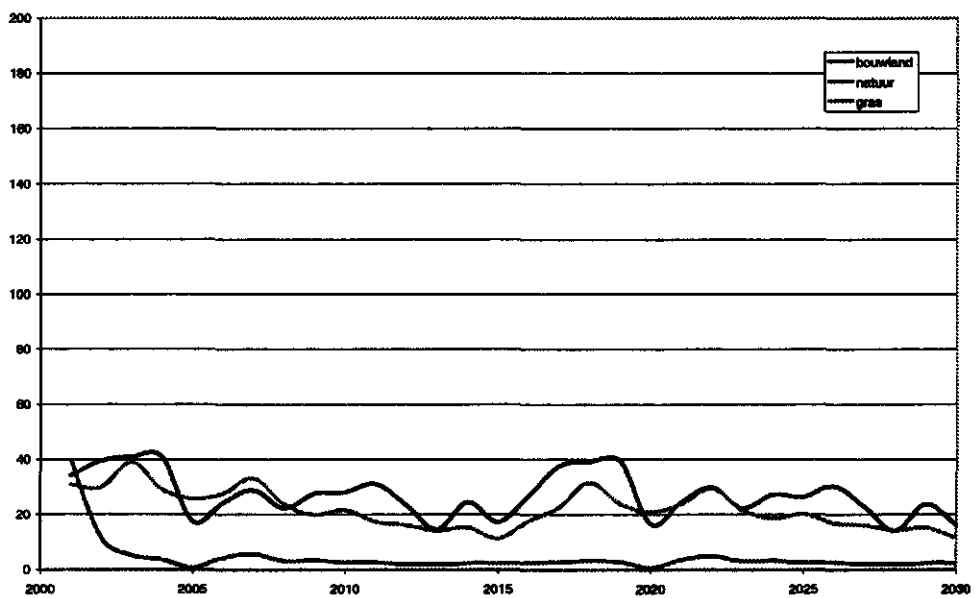
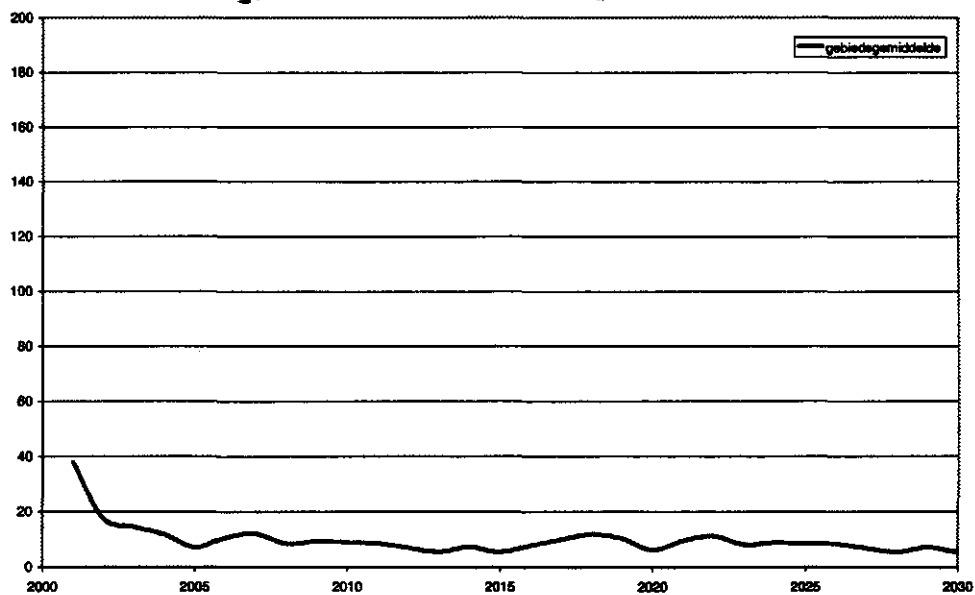


Modelgebied De Hilver met de 'plots' van de Watersysteemverkenningen (vlakken) en de knooppunten van SIMGRO (punten)

Aanhangsel 4 Figuren: nitraat naar het grondwater

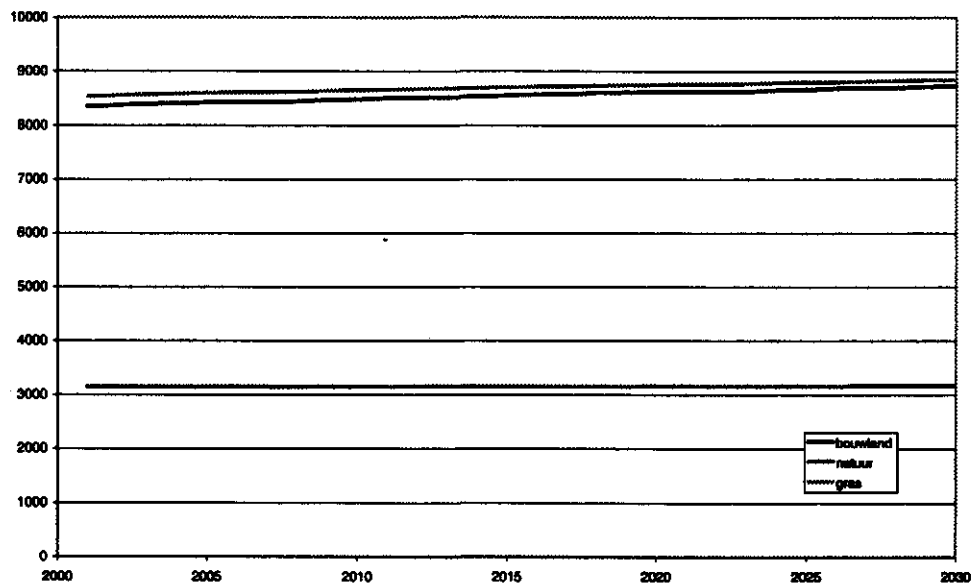
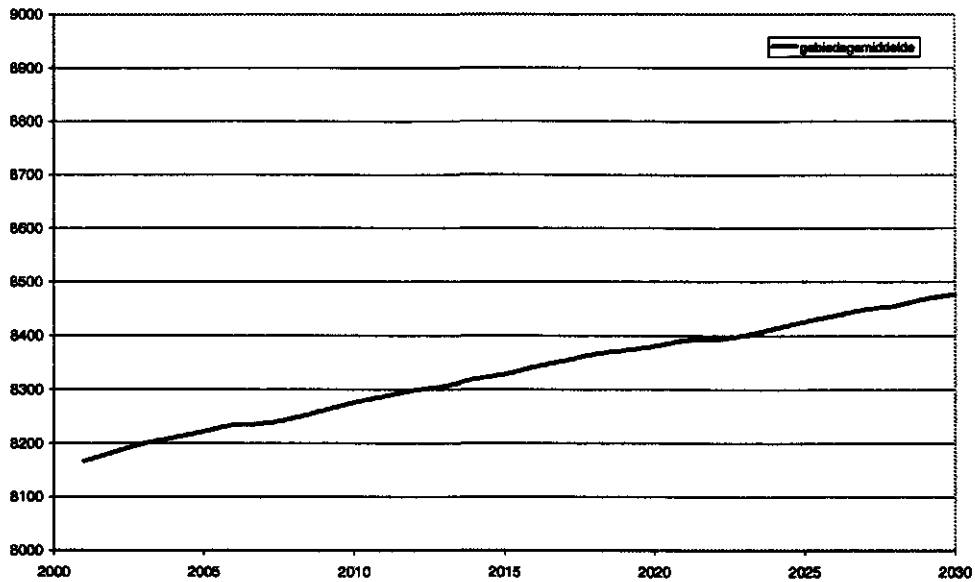


De gebiedsgemiddelde nitraatconcentratie en de nitraatconcentratie per bodemgebruik (mg.l^{-1} NO_3) in het bovenste grondwater in de periode 2000-2030 voor de huidige situatie.

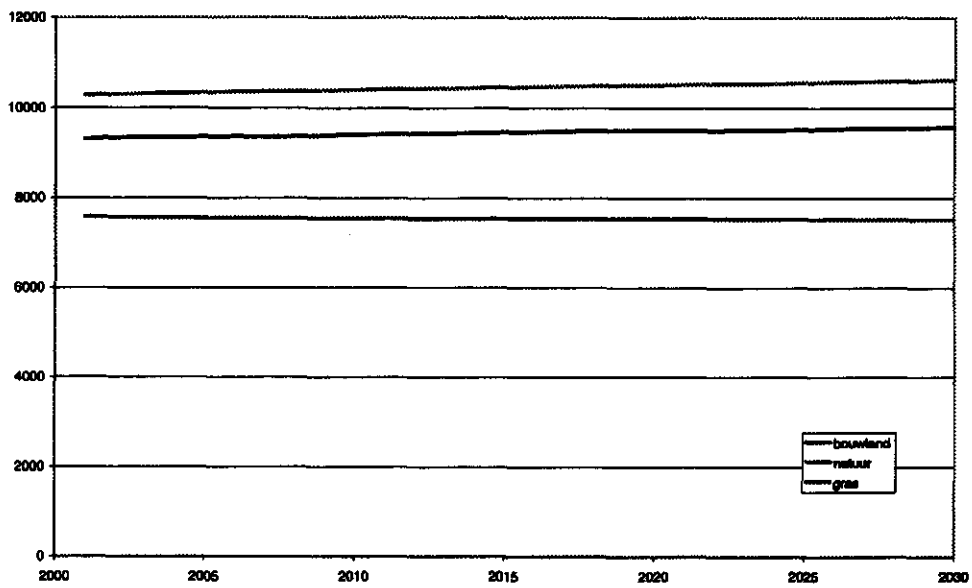
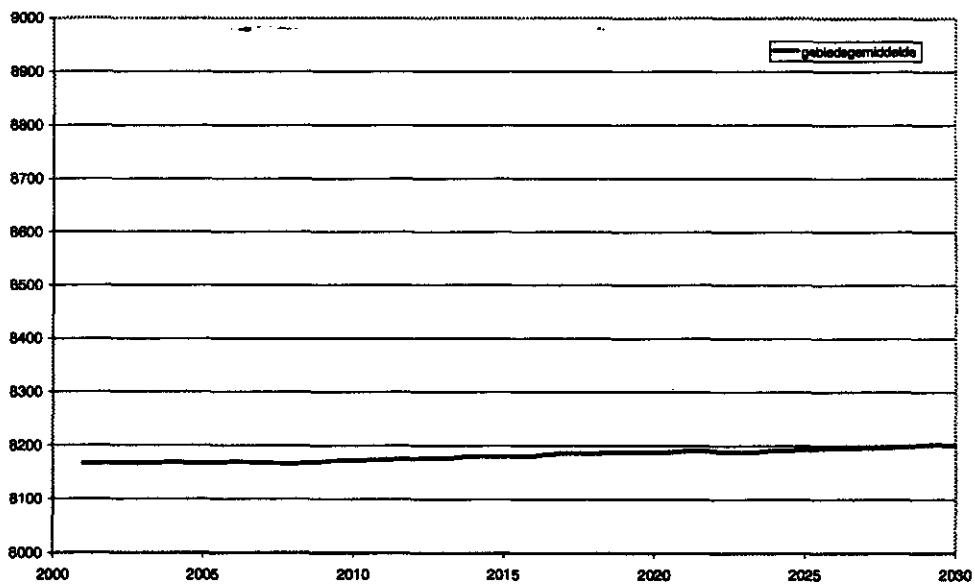


Tijdverloop van de gebiedsgemiddelde nitraatconcentratie en de nitraatconcentratie per bodemgebruik ($\text{mg l}^{-1} \text{NO}_3$) in het bovenste grondwater in de periode 2000-2030 voor de plansituatie.

Aanhangsel 5 Figuren: voorraad fosfor in de bodem

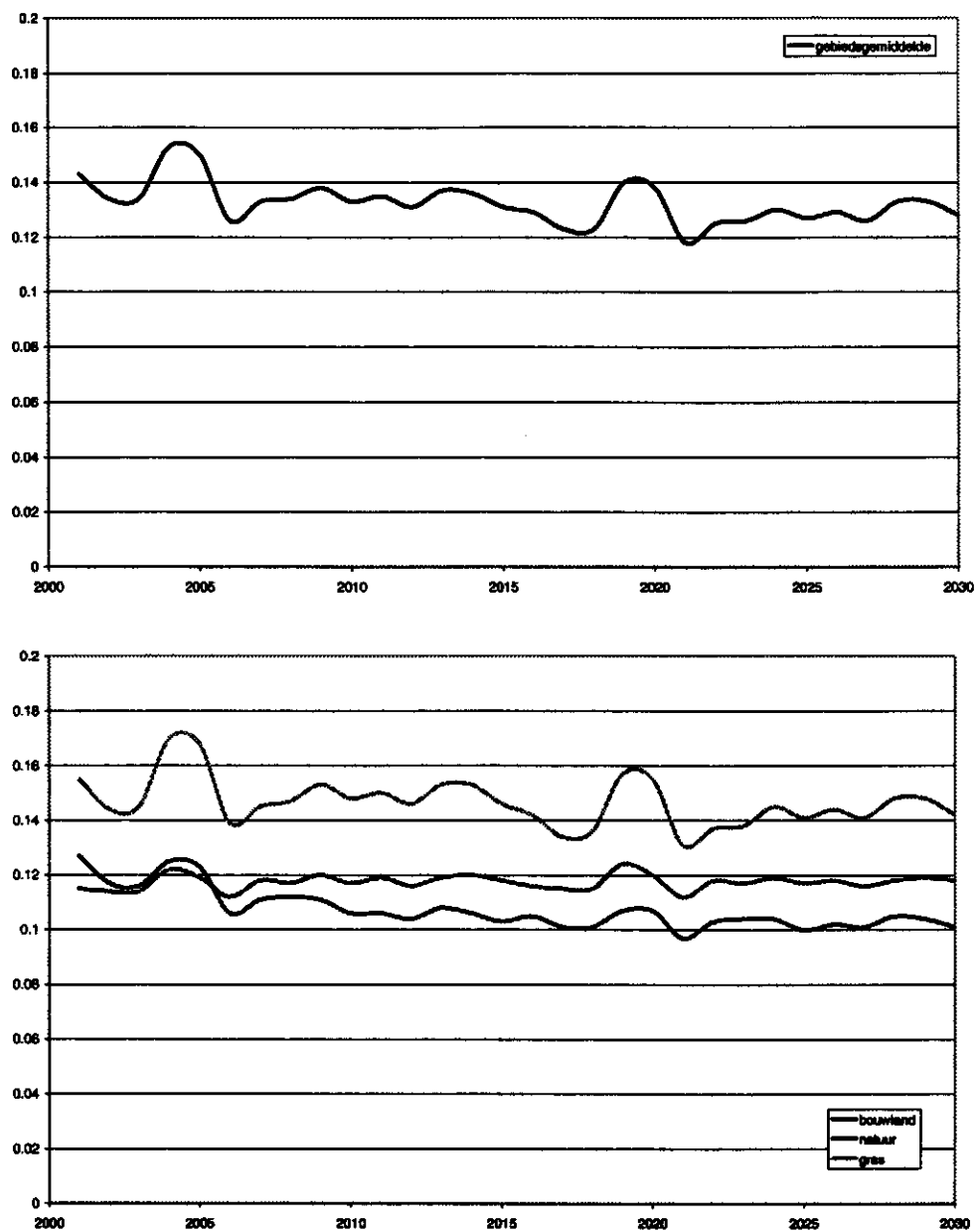


Tijdverloop van de gebiedsgemiddelde fosforvoorraad in de bodem en de voorraad per bodemgebruik ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ P}$) in de periode 2000-2030 voor de huidige situatie.

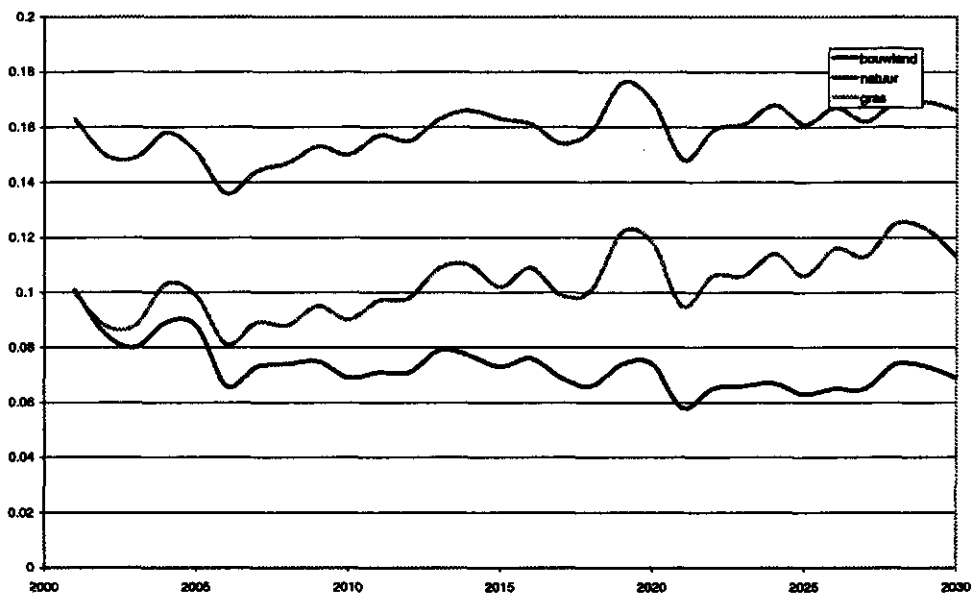
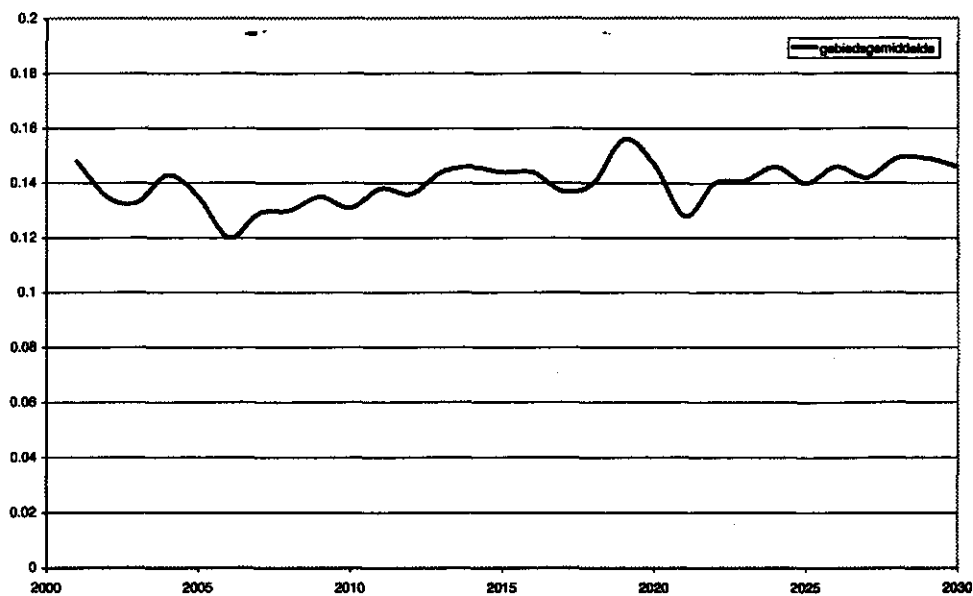


Tijdverloop van de gebiedsgemiddelde fosforvoorraad in de bodem en de voorraad per bodemgebruik (kg ha⁻¹ P) in de periode 2000-2030 voor de plansituatie .

Aanhangsel 6 Figuren: concentratie fosfor naar oppervlaktewater

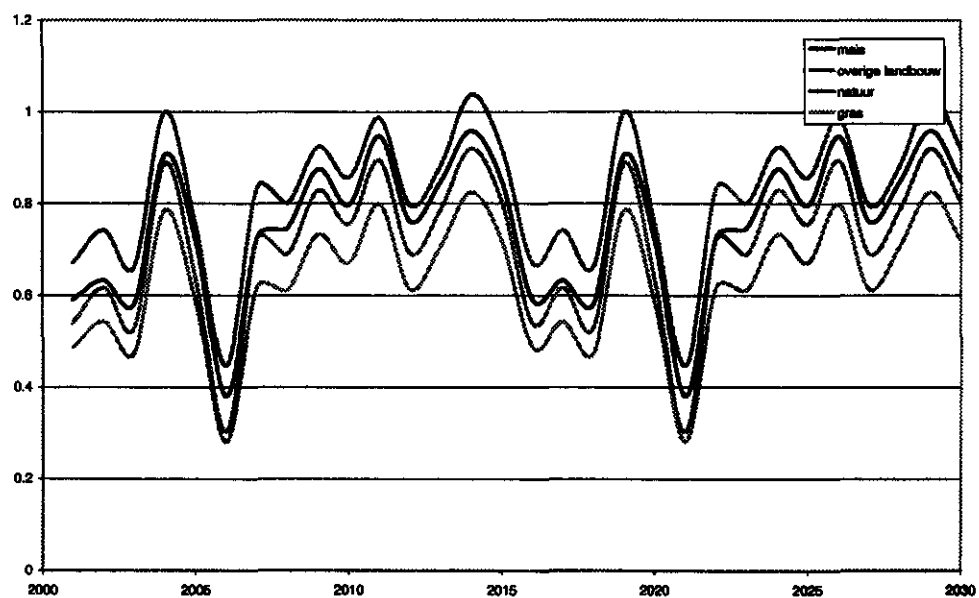
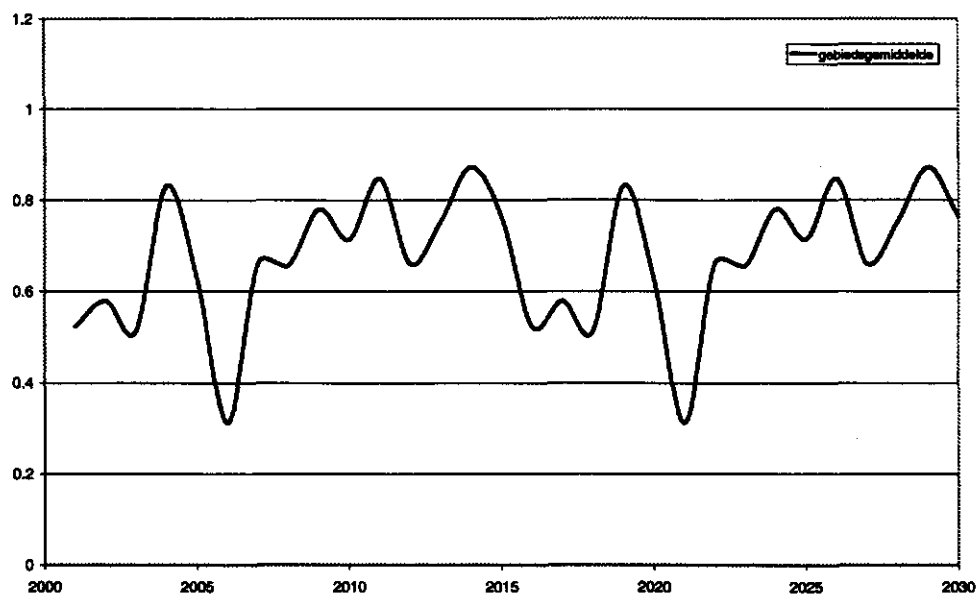


Tijverloop van de gebiedsgemiddelde fosforconcentratie en de concentratie per bodemgebruik (mg.l⁻¹ P) in de afvoer naar het oppervlaktewater in de periode 2000-2030 voor de huidige situatie.

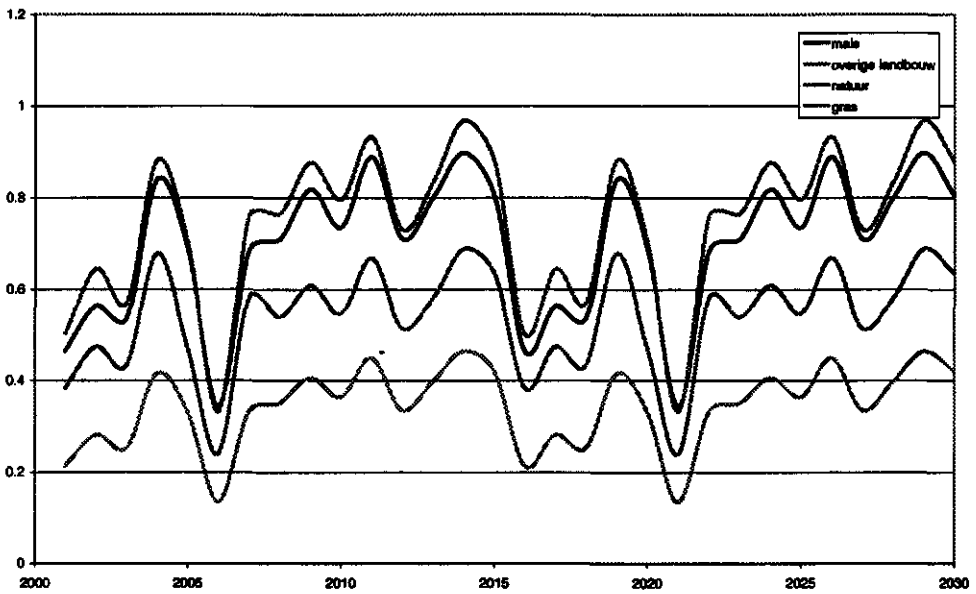
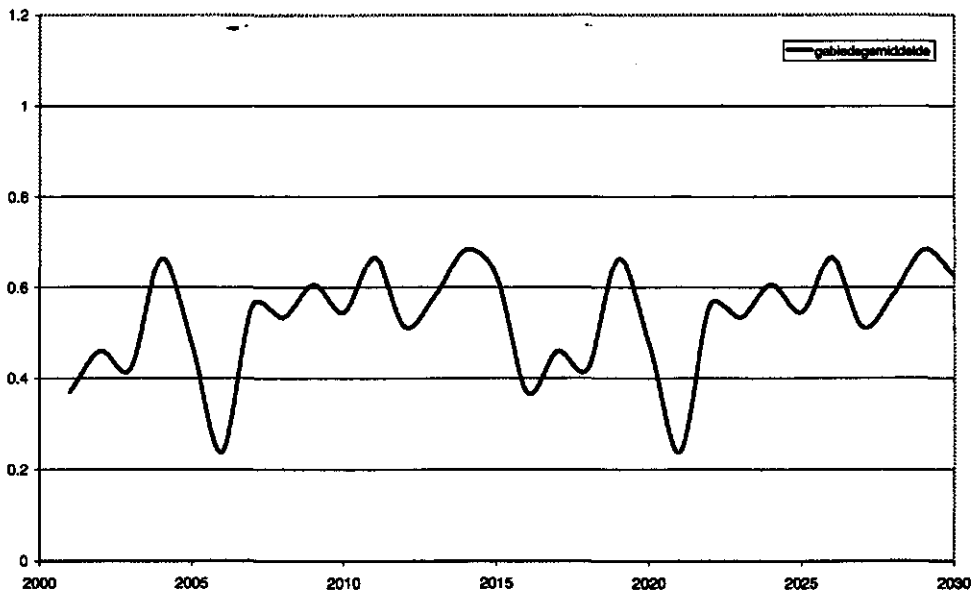


Tijdverloop van de gebiedsgemiddelde fosforconcentratie en de concentratie per bodemgebruik (mg.l⁻¹ P) in de afvoer naar het oppervlaktewater in de periode 2000-2030 voor de plansituatie.

Aanhangsel 7 Figuren: ontwateringsfluxen

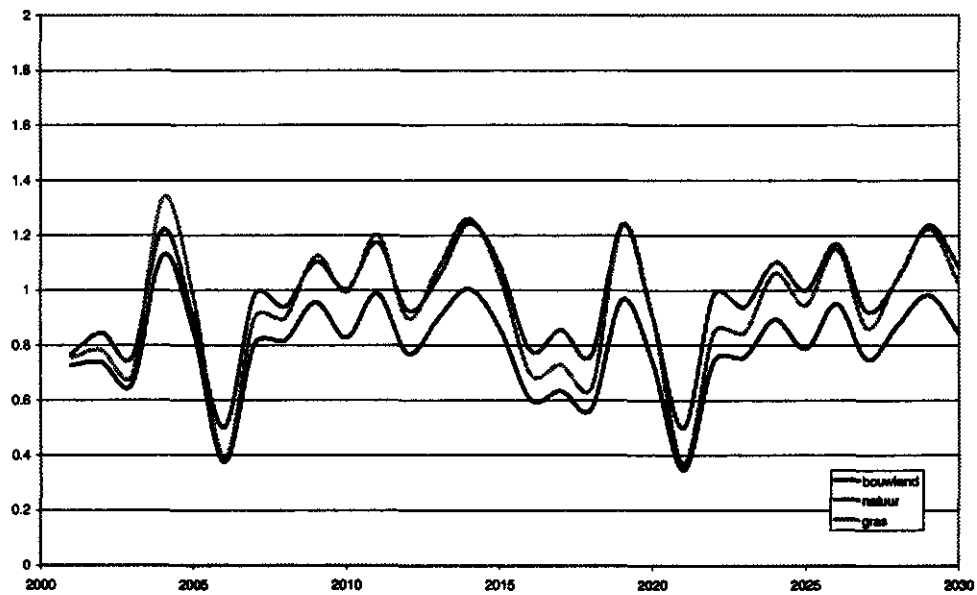
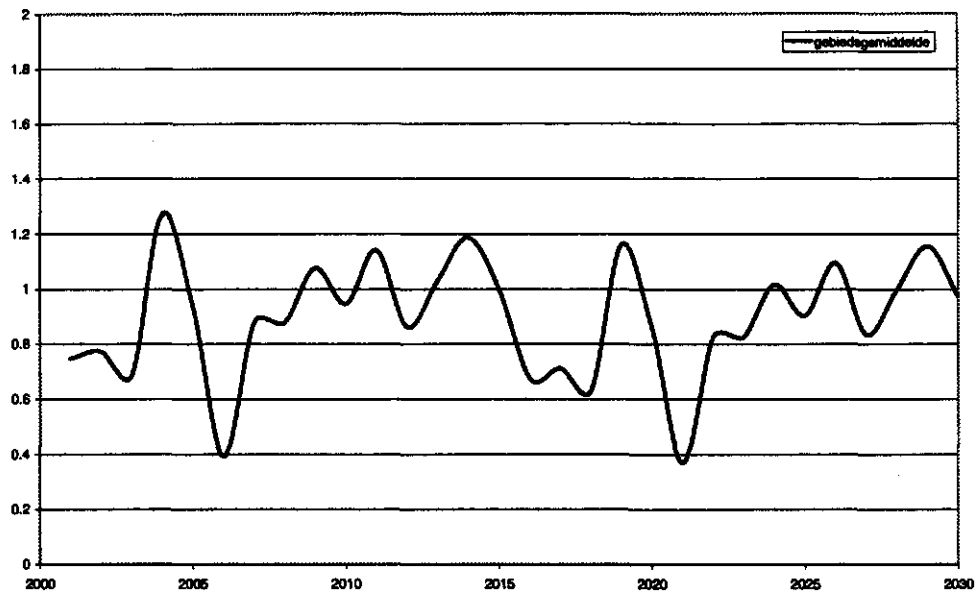


Tijdverloop van de gebiedsgemiddelde afvoer en de afvoer per bodemgebruik ($m^3 \cdot ha^{-1}$) in de periode 2000-2030 voor de huidige situatie .

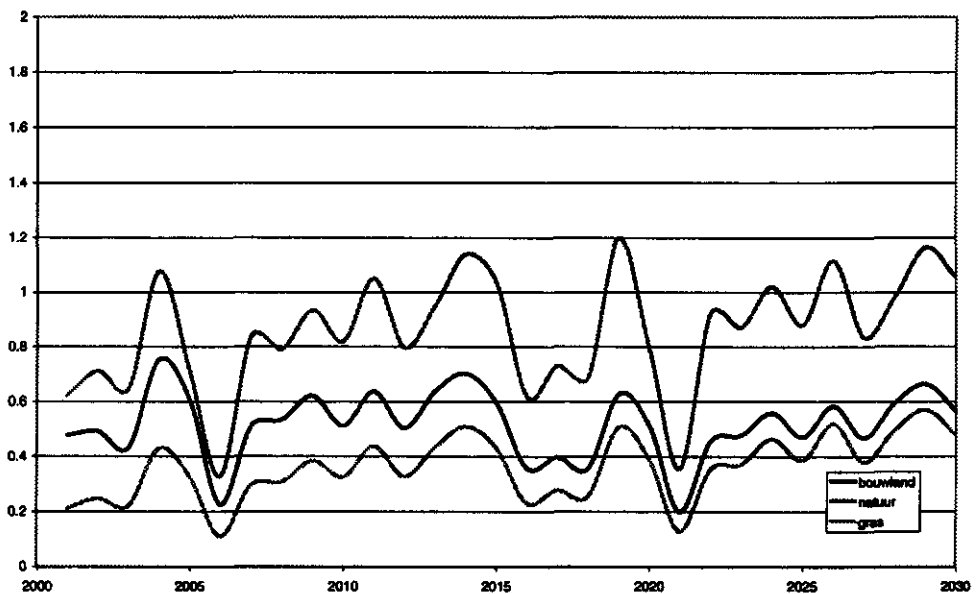
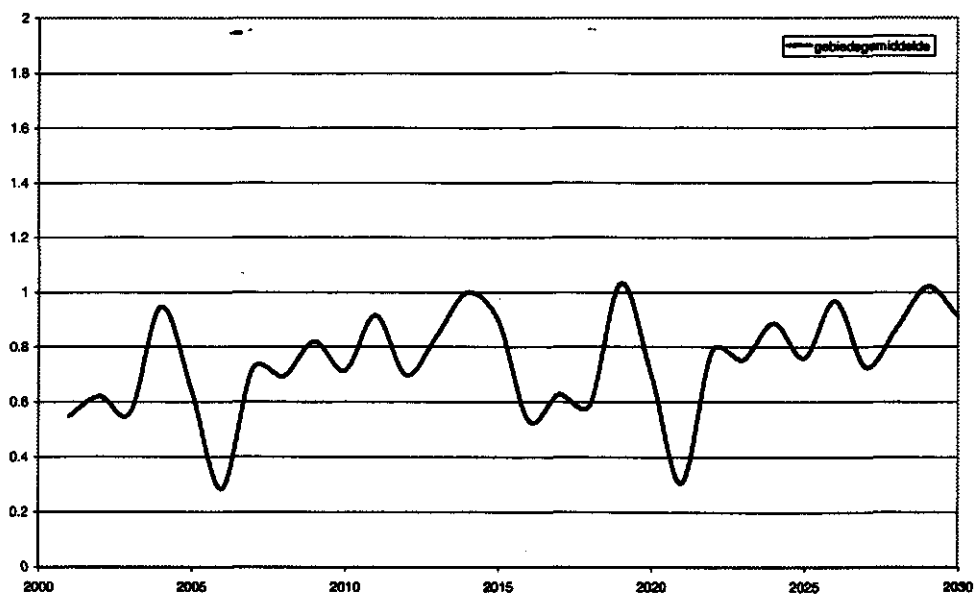


Tijdverloop van de gebiedsgemiddelde afvoer en de afvoer per bodemgebruik ($m^3 \cdot ha^{-1}$) in de periode 2000-2030 voor de plansituatie .

Aanhangsel 8 Figuren: vracht fosfor naar oppervlaktewater

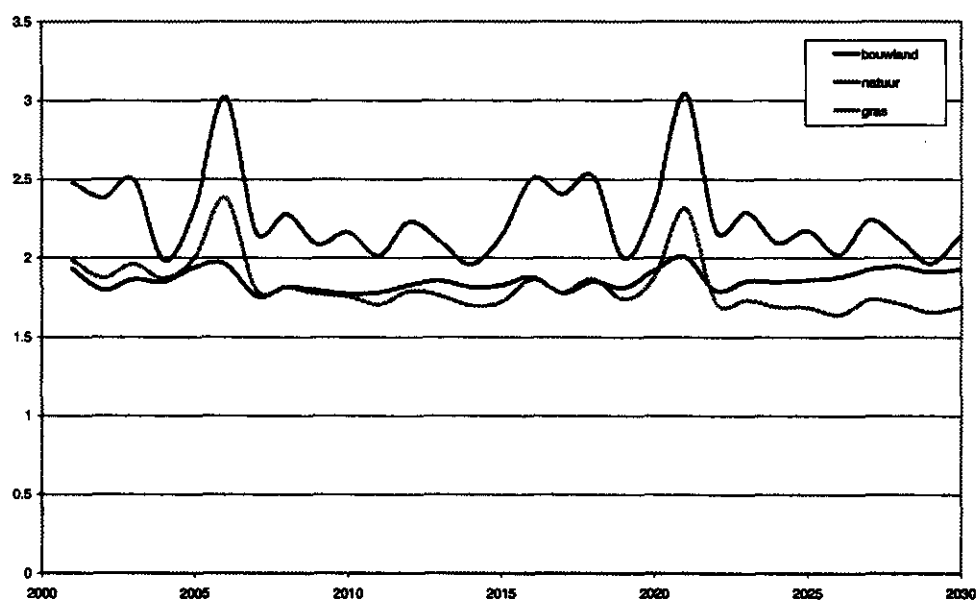
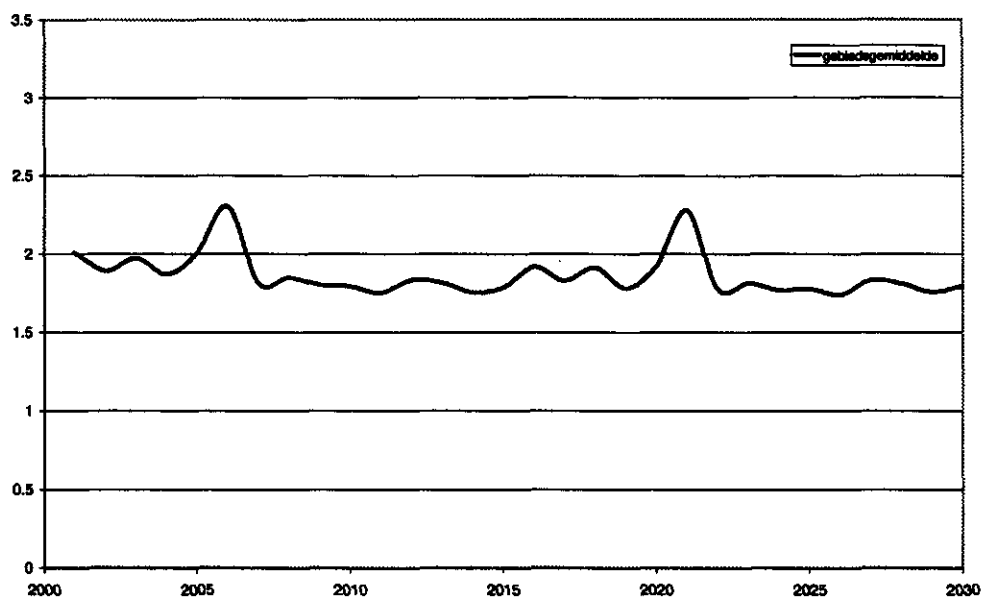


Tijdverloop van de gebiedsgemiddelde fosforvracht en de vracht per bodemgebruik ($\text{kg ha}^{-1} \text{P}$) naar het oppervlaktewater in de periode 2000-2030 voor de huidige situatie.

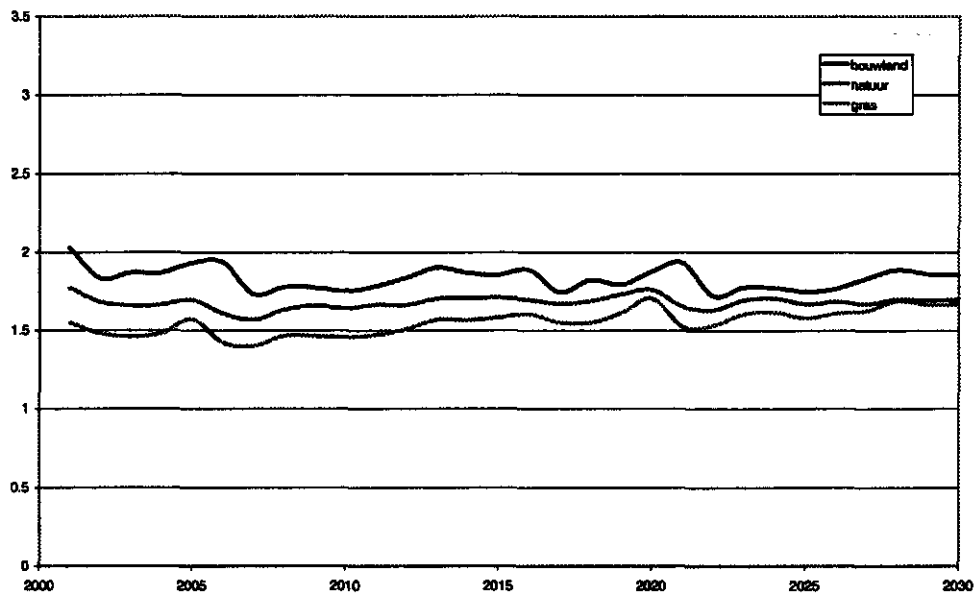
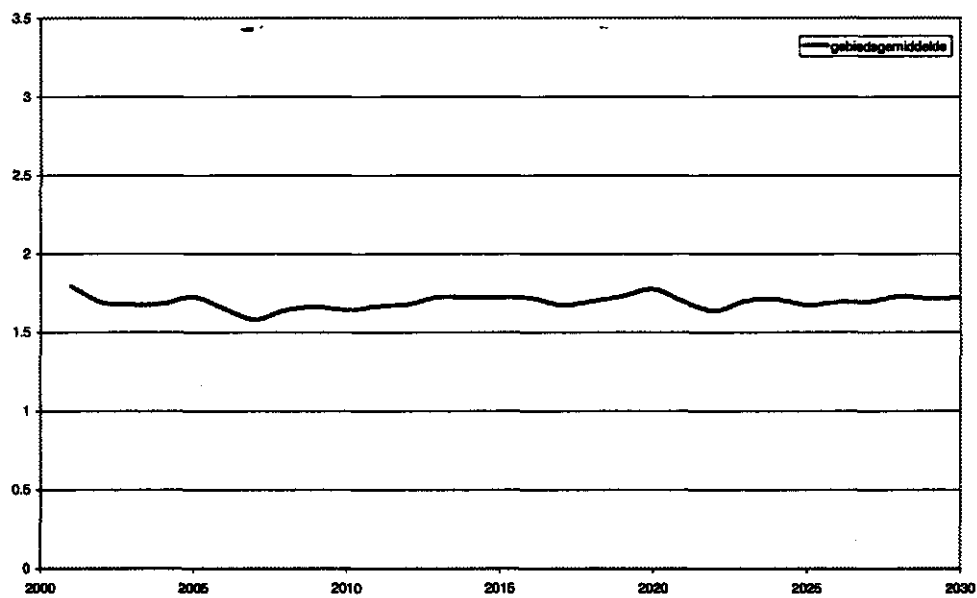


Tijdverloop van de gebiedsgemiddelde fosforvracht en de vracht per bodemgebruik (kg.ha⁻¹ P) naar het oppervlaktewater in de periode 2000-2030 voor de plansituatie.

Aanhangsel 9 Figuren: concentratie stikstof naar oppervlaktewater

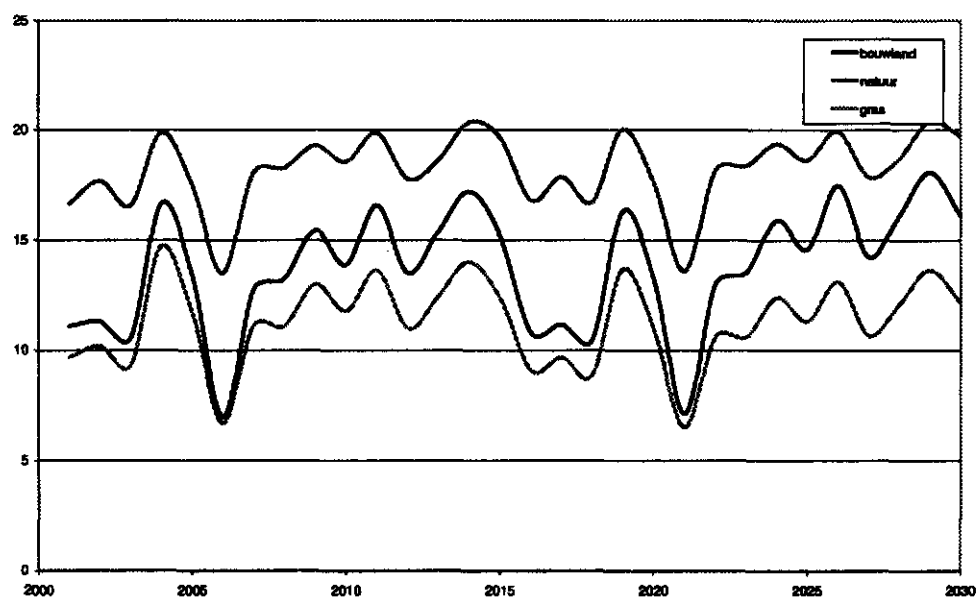
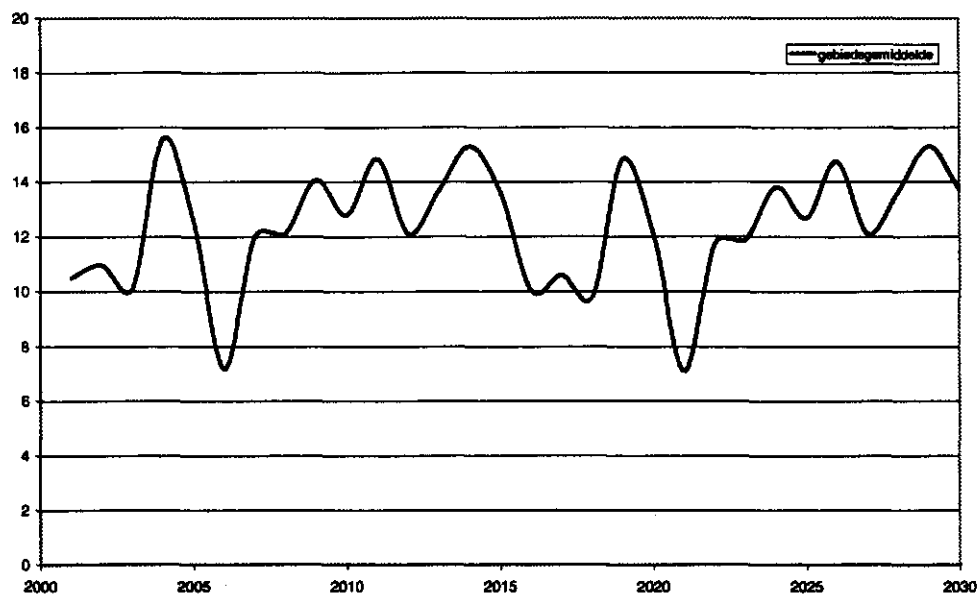


Tijdverloop van de gebiedsgemiddelde stikstofconcentratie en de concentratie per bodemgebruik (mg.l^{-1} N) in de afvoer naar het oppervlaktewater in de periode 2000-2030 voor de huidige situatie.

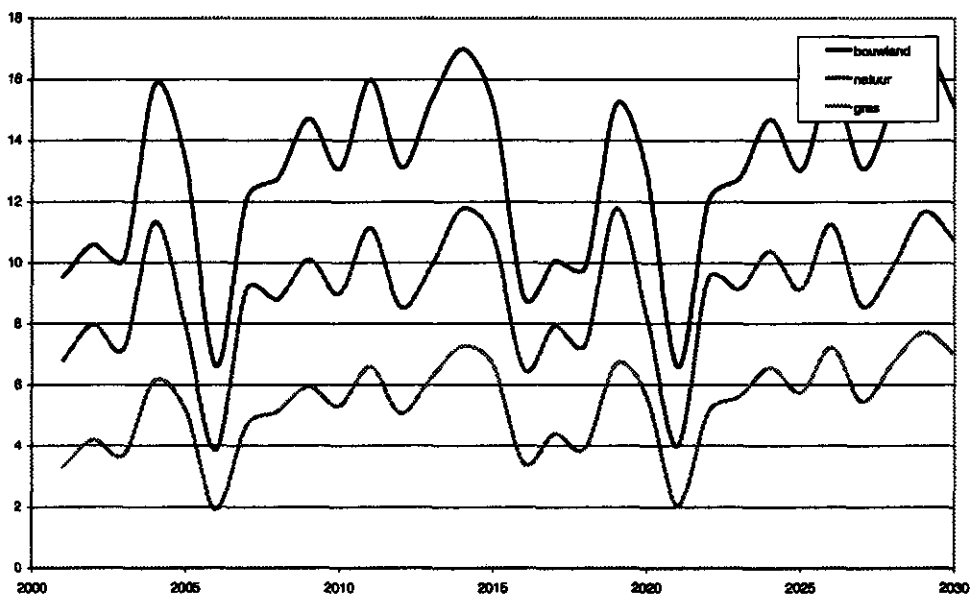
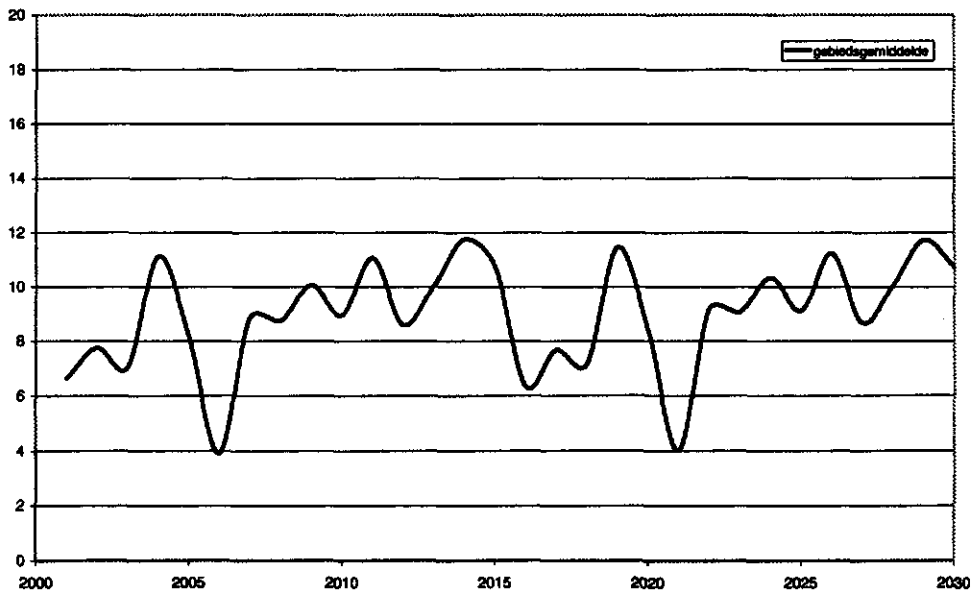


Tijdverloop van de gebiedsgemiddelde stikstofconcentratie en de concentratie per bodemgebruik (mg.l^{-1} N) in de afvoer naar het oppervlaktewater in de periode 2000-2030 voor de plansituatie.

Aanhangsel 10 Figuren: vrucht stikstof naar oppervlaktewater

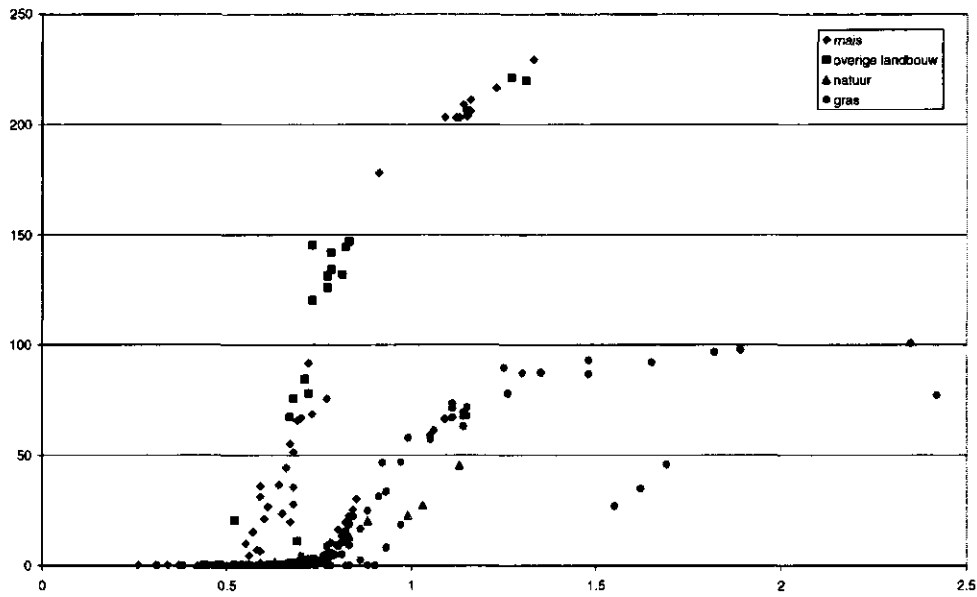


Tijdverloop van de gebiedsgemiddelde stikstofvrucht en de vrucht per bodemgebruik (kg.ha⁻¹ N) naar het oppervlaktewater in de periode 2000-2030 voor de huidige situatie.

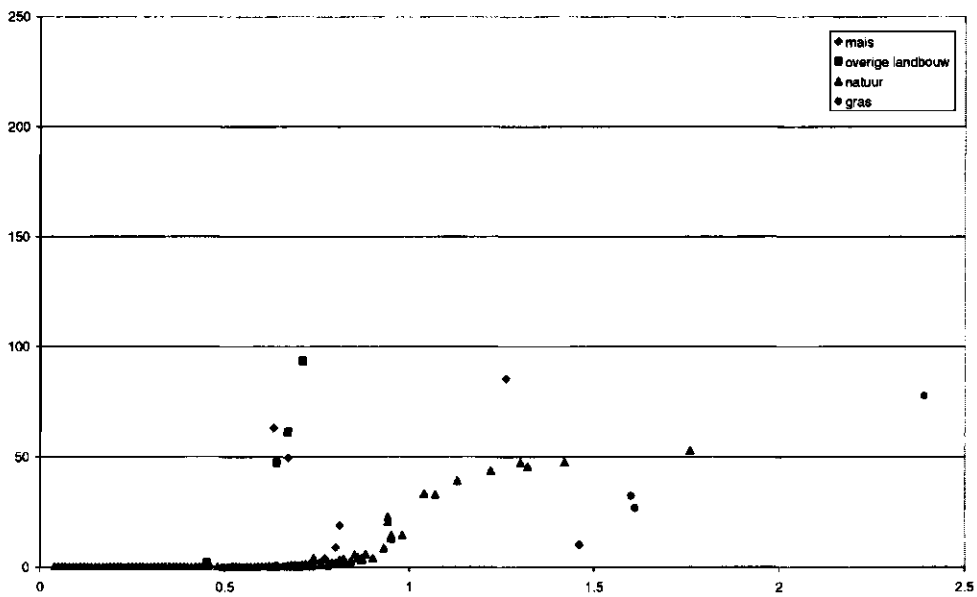


Tijdsverloop van de gebiedsgemiddelde stikstofvracht en de vracht per bodemgebruik ($\text{kg ha}^{-1} \text{N}$) naar het oppervlaktewater in de periode 2000-2030 voor de Plansituatie.

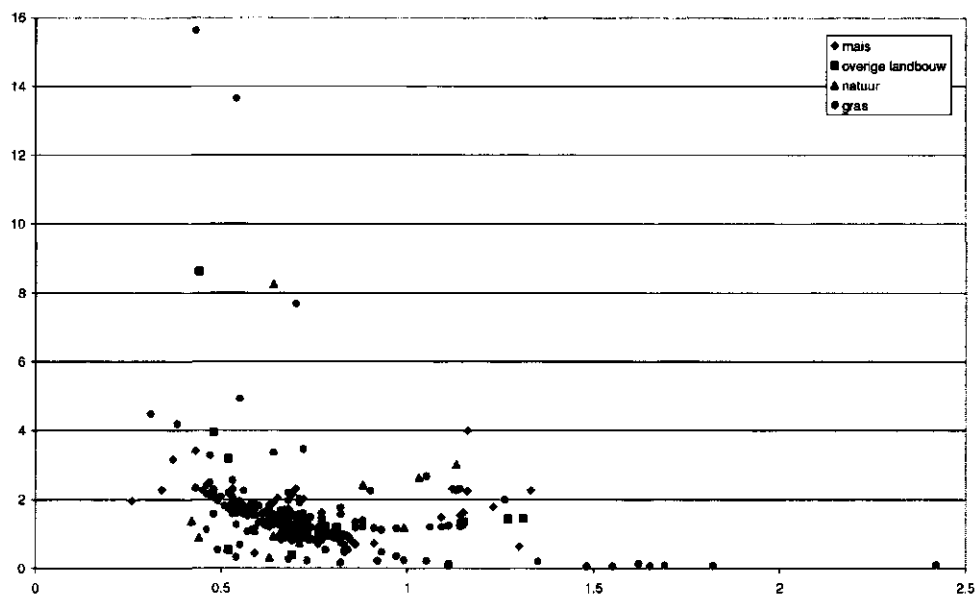
Aanhangsel 11 Figuren: concentraties als functie van de grondwaterstanden.



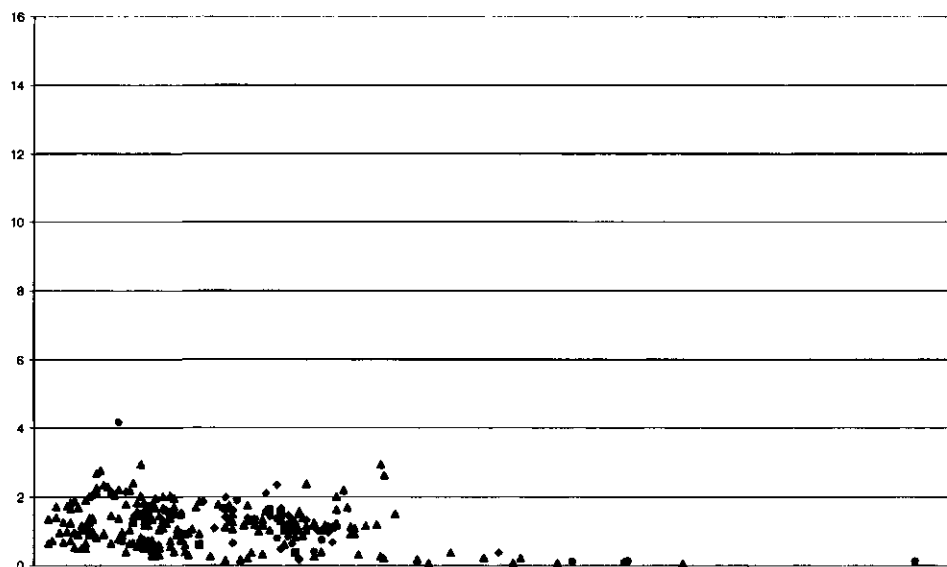
De nitraatconcentratie in de huidige situatie (mg.l⁻¹ NO₃) uitgezet tegen de gemiddelde jaarlijkse grondwaterstand voor de vier gewassen



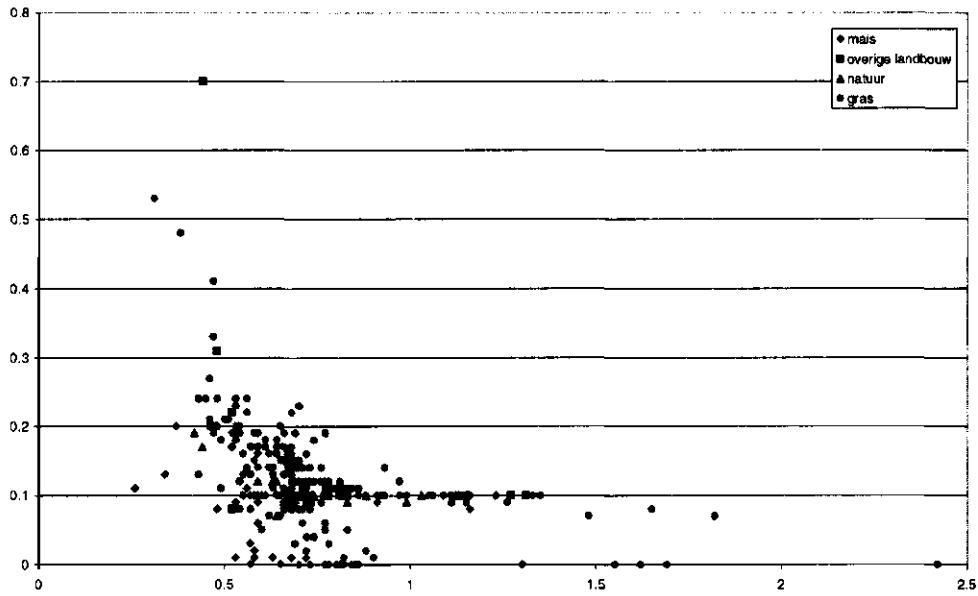
De nitraatconcentratie in de plansituatie (mg.l⁻¹ NO₃) uitgezet tegen de gemiddelde jaarlijkse grondwaterstand voor de vier gewassen



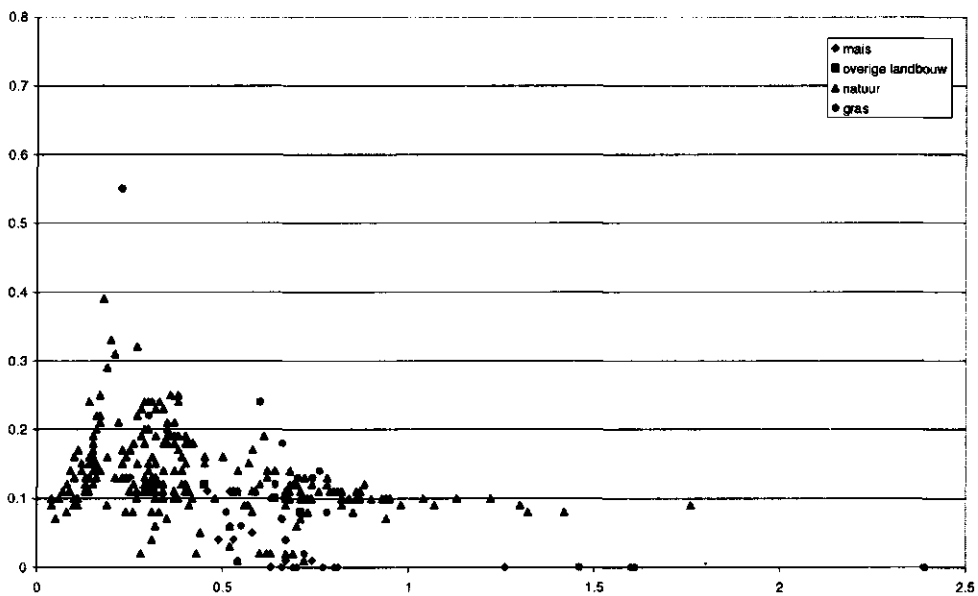
De stikstofconcentratie in de huidige situatie ($\text{mg.l}^{-1} \text{N}$) uitgezet tegen de gemiddelde jaarlijkse grondwaterstand voor de vier gewassen



De stikstofconcentratie in de huidige situatie ($\text{mg.l}^{-1} \text{N}$) uitgezet tegen de gemiddelde jaarlijkse grondwaterstand voor de vier gewassen in de plansituatie.



De fosfaatconcentratie in de huidige situatie (mg.l⁻¹ PO₄) in de afvoer naar het oppervlaktewater uitgezet tegen de gemiddelde jaarlijkse grondwaterstand voor de vier gewassen



De fosfaatconcentratie in de huidige situatie (mg.l⁻¹ PO₄) in de afvoer naar het oppervlaktewater uitgezet tegen de gemiddelde jaarlijkse grondwaterstand voor de vier gewassen

