32/446 (484) 2e ex

BIBLIOTHEEK
STARINGGEBOUW

Stikstofuitspoeling, -verliezen en -overschotten door bemesting van graslandpercelen in het stroomgebied van de Beerze en de Reusel

P. Groenendijk
C.W.J. Roest

Rapport 484

CENTRALE LANDBOUWCATALOGUS
0000 0783 8630

DLO-Staring Centrum, Wageningen, 1997

26 JAN. 1998

bn 948929 *

REFERAAT

Groenendijk, P. en C.W.J. Roest, 1996. Stikstofuitspoeling, -verliezen en -overschotten door bemesting van graslandpercelen in het stroomgebied van de Beerze en de Reusel. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 484. 60 blz.; 23 fig.; 24 tab.; 27 ref.

Bij de N-deskstudie bestond behoefte aan informatie over het verband tussen stikstofverliezen, het stikstofoverschot en de stikstofuitspoeling. Uit een studie met modellen in het stroomgebied van de Beerze en de Reusel is deze informatie aangeleverd voor graslandpercelen op zandgrond. Voor droge gronden is de concentratie van nitraat in grondwater de normstellende factor, voor natte gronden de stikstofconcentratie in het oppervlaktewater. Het milieukundig toelaatbare overschot bedraagt 70-180 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$. Een betere schatting van de N-verliezen door denitrificatie in de 'ondergrond' kan veel bijdragen aan de onderbouwing van het toelaatbare N-overschot.

Trefwoorden: milieubeleid, nitraat, normen, oppervlaktewater, stikstofoverschot, stikstofverlies, uitspoeling, waterkwaliteit

ISSN 0927-4499

©1997 DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC-DLO)
Postbus 125, 6700 AC Wageningen.
Tel.: (0317) 474200; fax: (0317) 424812; e-mail: postkamer@sc.dlo.nl

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

DLO-Staring Centrum aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Project 7396 [Rap484.HM/11.97]

Inhoud

	blz.
Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
2 Overzicht van de vermestingsstudie in het stroomgebied van de Beerze en de Reusel	13
2.1 Ligging van het gebied en grondgebruik	13
2.2 Bodem	14
2.3 Hydrologie	16
2.4 Bemesting	19
3 Uitkomsten van de modelstudie	21
3.1 N-uitspoeling onder grasland in 1990	21
3.2 Toetsing van de berekende nitraatconcentraties	27
3.3 Resultaten van de mestscenario's	30
4 Relatie tussen verliezen en milieunormen	35
4.1 Normen en verliezen	35
4.2 N-verliezen van graslandpercelen in het stroomgebied van de Beerze en de Reusel	36
4.3 Extrapolatie naar andere zandgronden	41
4.4 Landbouwkundige en milieukundige verliezen	42
5 Discussie	45
5.1 Normen voor het nitraatgehalte van grondwater	45
5.2 Normen voor de N-concentratie in oppervlaktewater	47
5.3 Samenhang met regionale grondwaterstroming	49
5.4 Acceptabele N-verliezen	51
6 Conclusies	55
Literatuur	57

Woord vooraf

In 1994 is door een werkgroep waarin vertegenwoordigers van de ministeries van LNV, VROM en V&W, het Landbouwschap en de Centrale Landbouworganisaties zitting hadden een rapport opgesteld over stikstofverliezen en stikstofoverschotten in de Nederlandse landbouw. Aan dit rapport van de technische werkgroep 'toelaatbaar stikstofoverschot' (verschenen in 1995) is door het DLO-Staring Centrum meegewerkt door middel van het toeleveren van informatie voor het onderdeel dat handelt over het vaststellen van het stikstofoverschot vanuit de milieudoelstellingen.

De modelstudie naar de nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater in het stroomgebied van de Beerze en de Reusel door Van der Bolt et al. (1996c) leverde een database met informatie over de N-balans van de bodem. In opdracht van de technische werkgroep 'toelaatbaar stikstofoverschot' is deze informatie bewerkt voor het schatten van milieukundig toelaatbare stikstofoverschotten voor grasland. Alhoewel de resultaten specifiek zijn voor het gebied, levert het inzicht in de factoren die van invloed zijn op het toelaatbare stikstofoverschot. In het voorliggende rapport wordt de informatie gepresenteerd, zoals toegeleverd aan de technische werkgroep, vindt verdere verantwoording plaats en worden kanttekeningen geplaatst.

Samenvatting

Bij de voorbereiding van notities over het mestbeleid ontstond behoefte aan informatie over de relatie tussen het toelaatbaar N-overschot op bedrijfsniveau en de milieunorm voor grond- en oppervlaktewater. De resultaten van de studie naar nutriëntenbalansen in het stroomgebied van de Beerze, de Reusel en de Rosep lenen zich voor een nadere analyse. Uit de resultaten van deze studie zijn verbanden af te leiden voor het N-overschot en de nitraatconcentratie in het grondwater of de belasting van het oppervlaktewater.

Zowel de uitspoeling naar het grondwater als de afvoer naar het oppervlaktewater wordt in sterke mate bepaald door de hydrologie. De hydrologie heeft eveneens invloed op de beschikbaarheid van stikstof in de bodem en daarmee op hoogte van de gewasopname. Dit heeft indirect gevolgen voor de hoogte van het berekende N-overschot.

Bij het toetsen van de nitraatconcentratie in het grondwater aan de drinkwaternorm is het nodig de diepte waarop de concentratie wordt bepaald scherp te definiëren. Tussen het niveau 1 m - mv. en 1 m dieper dan de gemiddeld laagste grondwaterstand kan nog een aanzienlijk deel van het nitraat verdwijnen.

Op grasland blijkt uit de modelresultaten een duidelijke relatie tussen het N-overschot en de grondwaterstand. Dit is te verklaren uit de mineralisatie en de denitrificatie en in mindere mate ook uit de gewasopname. In het stroomgebied van de Beerze en de Reusel worden onder grasland bij mestgiften van 450 à 500 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ werkzame N de normen voor nitraat in het grondwater van de hogere gebieden op grote schaal overschreden. Dit geldt ook voor de afgeleide norm voor de N-belasting van het oppervlaktewater. Bij deze mestgift wordt een overschot berekend van 130 $kg.ha^{-1}$ N op de hoge gronden en meer dan 200 $kg.ha^{-1}$ op de lage gronden. Bij mestgiften ter grootte van 250 à 300 $kg.ha^{-1}$ werkzame N bedraagt het overschot ca. 25 kg op de drogere gronden en ca. 150 kg op de nattere gronden. Giften van 160-200 $kg.ha^{-1}$ werkzame N leiden op de nattere gronden tot een perceels-overschot van ca. 80 kg en op de drogere gronden wordt met dit lage bemestingsniveau een negatief overschot berekend (< -10 $kg.ha^{-1}$). Bij dit bemestingsniveau worden ook op de hoge gronden nitraatconcentraties berekend die in dezelfde orde van grootte als de drinkwaternorm liggen.

Uit de modelberekeningen komt een grote ruimtelijke spreiding tussen verschillende simulatie-eenheden naar voren. Het hanteren van gemiddelde waarden leidt er toe dat een groot gedeelte van het areaal zich ver boven en een ander gedeelte zich ver onder de toetsnorm kan bevinden. Hetzelfde geldt voor een gemiddelde waarde in de tijd. Voor het toetsen aan normen is dus zowel een gebieds- als een tijdscriterium nodig waarvoor de norm moet gelden. Als gesteld wordt dat de kwaliteit altijd en overal aan de norm moet voldoen is te voorzien dat scherpe reducties in de bemesting nodig zijn om aan deze doelstelling te voldoen. T.a.v. stikstof kan met het voeren van een functiegericht beleid en het treffen van gebiedsgerichte maatregelen resultaat

worden geboekt bij het streven te voldoen aan milieudoelstellingen.

Het vertalen van de normconcentraties in grond- en oppervlaktewatersystemen naar stikstof- en fosforoverschotten op bedrijfsniveau biedt goede aanknopingspunten voor de implementatie van milieubeleid. Aan de vertaling van deze normconcentraties naar overschotten zitten nog een aantal haken en ogen. Met name de verhouding tussen denitrificatie in de bodem en de uitspoeling naar oppervlaktewater is onzeker. Ook de bedrijfsvoering zelf (onder andere gebruik van dierlijke mest versus kunstmest en het al of niet weiden van melkvee) blijken van grote invloed te zijn op de relatie tussen beide normstellingen. Nader onderzoek zal moeten uitwijzen of de overschotten op bedrijfsniveau beter onderbouwd kunnen worden.

Duidelijk is dat het spanningsveld tussen de landbouwkundig optimale situatie en de milieukundig gewenste situatie erg groot is. Dit zal het creëren van draagvlak voor aanpassing van de bedrijfsvoering in de gewenste richting niet eenvoudig maken.

Modelstudies kunnen daarbij een hulpmiddel zijn bij het voorbereiden van gebiedsgerichte maatregelen waarbij functies en functieveranderingen in het landelijk gebied een rol spelen en het belangrijk is om gevolgen van alternatieven in te schatten op hun technische merites.

1 Inleiding

De term 'evenwichtsbemesting' voor stikstof is voor het schatten van een milieukundig verantwoord bemestingsniveau een moeilijk te hanteren begrip. Wanneer hieronder het bemestingsniveau gelijk aan de gewasonttrekking verstaan wordt, zou deze bemesting leiden tot een aanzienlijke uitputting van de bodemvoorraad, en zou geen sprake zijn van evenwicht. Als het begrip gedefinieerd wordt als de som van gewasonttrekking en verliezen is het eveneens niet eenduidig vast te stellen. Zowel de gewasonttrekking als de verliezen in de bodem zijn afhankelijk van het bemestingsniveau. De evenwichtsbemesting is in deze zin dus een functie van het gewenste onttrekkingsniveau. Voor het formuleren van beleid is het begrip 'evenwichtsbemesting' niet geschikt.

De mogelijke verbanden tussen N-overschotten en N-verliezen worden als een betere ingang gezien voor het formuleren van toelaatbare bemestingsniveaus. In de onderliggende rapportage wordt een poging gedaan voor het stroomgebied van de Beerze en de Reusel dergelijke relaties te kwantificeren.

Bij de voorbereiding van notities over het mestbeleid (N-deskstudie; Eck en Meijs, 1995) ontstond behoefte aan informatie over de relatie tussen het toelaatbaar N-overschot op bedrijfsniveau en de milieu-norm voor grond- en oppervlaktewater. Het overschot op perceelsniveau wordt dan gedefinieerd als de hoeveelheid stikstof die netto aan het bodemprofiel wordt toegevoegd als gevolg van landbouwkundig handelen: de totale aanvoer van stikstof of met meststoffen verminderd met de ammoniakvervluchtiging en de afvoer door oogsten en begrazen. Het acceptabele N-verlies wordt gezien als de hoeveelheid stikstof die op het perceel verloren mag gaan terwijl de milieunormen niet worden overschreden.

De resultaten van de studie naar nutriëntenbalansen in het stroomgebied van de Beerze, de Reusel en de Rosep (Van der Bolt et al., 1996c) lenen zich voor een nadere analyse van de N-verliezen van graslandpercelen. In de analyse van de resultaten van het genoemde project is geconcludeerd dat de N-opname van niet-grasgewassen bij lage mestgiften wordt overschat. Dit heeft tot de gevolg dat onder maisgronden een te sterke reductie van de nitraatgehalte en de N-belasting van oppervlaktewater wordt berekend. In de scenario's worden op de langere termijn onder maïsland lagere nitraatconcentraties berekend dan onder grasland. Dit is niet volgens praktijkverwachting. Dit verschijnsel wordt veroorzaakt doordat het model alleen voor grasland een dynamische opnamemodule bevat en voor de overige gewassen de opname berekend aan de hand van een opgelegd maximale opname. Alleen bij zeer extreme omstandigheden treedt reductie van de N-opname op. De modeltoets bevatte geen laag bemeste maïspercelen en over de modelparameters die dit proces beschrijven is weinig bekend. Om deze reden worden bij de nadere analyse van het verband tussen N-verliezen en N-uitspoeling alleen resultaten voor grasland gepresenteerd.

In dit gebied is voor een groot aantal deelgebieden met verschillen in grondgebruik, grondwatertrap en bodemeigenschappen de uitspoeling van stikstof berekend bij 3 mestniveaus. Uit de resultaten van deze studie zijn verbanden afgeleid tussen het N-overschot en de nitraatconcentratie in het grondwater en de belasting van het oppervlaktewater. Vervolgens zijn de uitkomsten globaal getoetst aan inzichten tussen het verband tussen grondwaterstand en nitraatuitspoeling.

Het maximale verlies naar grond- en oppervlaktewater bestaat deels uit stikstof die in het oppervlaktewater terecht komt. Een gedeelte van de stikstof gaat verloren door denitrificatie in de slootwand, slootbodem en door opname door levende biomassa. Deze verliesposten kunnen belangrijke consequenties hebben voor de hoogte van het maximaal toelaatbare N-verlies in de wortelzone. De processen in de bodem en in het kleine open-water zijn niet los van elkaar te zien. Op basis van experimentele onderzoeksresultaten en modelsimulaties wordt een globale schatting gemaakt van te verwachten concentraties in het oppervlaktewater als resultaat van een bepaalde belasting. Het cijfermateriaal uit de studie van Van der Bolt et al. (1996c) is verder bewerkt om de N-verliezen van graslandpercelen te kunnen toedelen naar denitrificatie, verliezen naar grondwater en verliezen naar oppervlaktewater.

Hoofdstuk 2 bevat informatie over het studiegebied en de mestscenario's. De resultaten tav de berekende N-verliezen als functie van de grondwaterstand bij verschillende N-niveaus zijn gegeven in hoofdstuk 3. In hoofdstuk 4 wordt een relatie gelegd tussen N-verliezen en milieunormen. In hoofdstuk 5 worden de gehanteerde begrippen bediscussieerd en wordt een schatting gegeven voor de reductiefactor voor de N-concentratie in kleine waterlopen. Hoofdstuk 6 bevat de conclusies en hieruit volgende aanbevelingen.

2 Overzicht van de vermestingsstudie in het stroomgebied van de Beerze en de Reusel

2.1 Ligging van het gebied en grondgebruik

De stroomgebieden van de Beerze en de Reusel liggen in het zwak golvende dekzandgebied in het midden van Noord-Brabant (fig. 1).

Fig. 1 Ligging van het studiegebied in Midden-Brabant

Het noordelijk deel van het studiegebied ligt in de Centrale Slenk en het zuidelijk deel behoort tot het relatief hooggelegen Brabants Massief (de Kempen). Het gebied helt van zuiden naar het noorden (rivierengebied) met een verval van bijna 1 m per km. De Kempen fungeren als intrekgebied voor het regionale grondwatersysteem. Het gebied wordt door beken ontwaterd. De beekdalen zijn diep in het landschap ingesneden; de hellingen zijn overwegend glooiend. Het reliëf van de hoger gelegen delen is onregelmatig: reliëfrijke stuifzandgronden komen voor naast vrijwel vlakke gebieden. De stroomgebieden van de Beerze, Reusel en Rosep beslaan 44 000 ha. Van dit areaal is ruim 12 500 ha in gebruik als grasland. In het Zuid-Oostelijk deel is het gebruik van de grond voor grasland gering en in het gebied van de ruilverkaveling 'De Hilver' is soms meer dan 50% van de grond in gebruik als grasland (fig. 2).

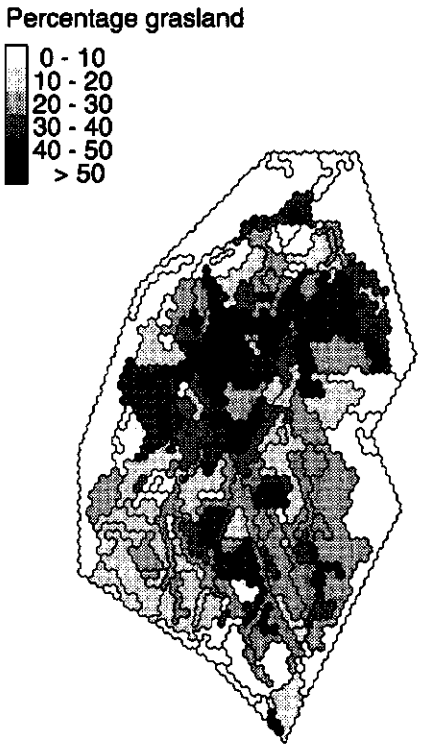

Fig. 2 Percentage van de grond in gebruik als weide- en grasland

2.2 Bodem

In het stroomgebied van de Beerze en de Reusel komen overheersend eerdgronden en veldpodzolgronden voor. In enkele beekdalen wordt de bodem gekenmerkt als beekeerd. De indeling van bodemfysische eenheden en de toewijzing aan kaarteenheden is gebaseerd op de 1 : 250 000 schematisering van Wösten et al. (1988). Bij de geografische verspreiding (fig. 3) is het patroon van de beeklopen te herkennen.

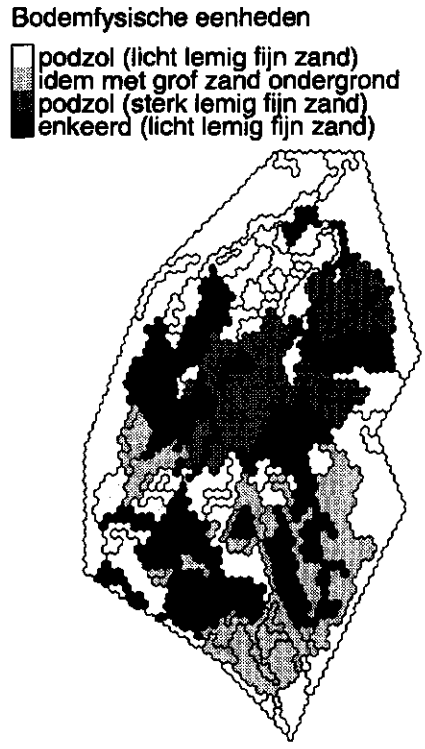

Fig. 3 Ligging van de 4 meest voorkomende bodemtypen in het stroomgebied van de Beerze en de Reusel

Enkele fysische en chemische kenmerken van de gepresenteerde profielen die van belang kunnen zijn voor de N-kringloop zijn weergegeven in tabel 1.

Tabel 1 Kenmerken van de 4 meest voorkomende bodemprofielen

Bodemprofiel	Laagdiepte (cm)	Bodemfys. bouwsteen	Org.stof. gehalte (%)	Lutum (% van minerale delen)	pH(KCl)
Podzol	0 -20	B02	5,0	3,0	4,8
(licht lemig fijn zand)	20 -50	B02	3,0	3,0	4,4
	50 -70	O02	2,0	3,0	4,4
	70-250	O02	0,5	3,0	4,6
Podzol	0 -20	B02	5,0	3,0	4,8
(licht lemig fijn zand;	20 -50	B02	3,0	3,0	4,4
met grof zand ondergrond)	50 -70	O02	2,0	3,0	4,4
	70-100	O02	0,5	3,0	4,6
	100-160	O05	0,5	2,0	4,8
	160-250	O02	0,5	3,0	4,8
Podzol	0 -20	B03	5,0	5,0	4,8
(sterk lemig fijn zand)	20 -50	B03	5,0	5,0	4,4
	50 -90	O02	2,0	3,0	4,6
	90-250	O06	0,2	15,0	4,0
Enkeerd	0 -25	B02	5,0	3,0	4,4
(licht lemig fijn zand)	25 -75	B02	4,0	3,0	4,4
	75 -90	B02	2,0	3,0	4,5
	90-250	O02	0,5	3,0	4,7

fysische en chemische kenmerken van de geschematiseerde bodemprofielen zijn nader beschreven in Wösten et al. (1988) en Schoumans en Breeuwsma (1990).

2.3 Hydrologie

In de Beerze-Reuselstudie is de hydrologie gesimuleerd met een regionaal grondwaterstromingsmodel (Van der Bolt et al., 1996a). Dit model (SIMGRO; Querner en Van Bakel, 1989) beschrijft de waterstroming in de volgende subsystemen:
- de verzadigde zone (het regionale grondwatersysteem);
- de onverzadigde zone van de bodem;
- het oppervlaktewatersysteem;
- de interactie tussen het grond- en het oppervlaktewater.

De vochtbeweging in de onverzadigde zone, de waterfluxen naar grond- en oppervlaktewater en de grondwaterstanden zijn berekend met tijdstappen van 7 dagen.

De meteorologische gegevens zijn ontleend aan de gecombineerde datasets voor de stations Eindhoven en Someren voor de weerjaren 1971 t/m 1986 (Van Walsum, 1991). De gemiddelde jaarneerslag en de standaardafwijking van de jaarneerslag bedragen over deze periode resp. 730 mm en 117 mm. De gemiddelde open-waterverdamping van 675 $mm.j^{-1}$ is nagenoeg gelijk aan de langjarig (1951-1980) gemiddelde open-waterverdamping van 690 $mm.j^{-1}$ voor station Eindhoven (KNMI, 1982). Het gemiddeld neerslagoverschot (190 $mm.j^{-1}$) komt nagenoeg overeen met het te verwachten overschot van (746 - 0,8*690) = 194 $mm.j^{-1}$. De gehanteerde reeks weerjaren blijkt goed representatief te zijn voor het langjarig gemiddelde. Ter vergelijking zijn in tabel 2 de gemiddelde overschotten gegeven van een aantal meteodistricten in Nederland (Cultuurtechnisch Vademecum, 1988).

Tabel 2 Jaargemiddeld neerslagoverschot ($mm.j^{-1}$) per regio, bepaald voor de periode 1971-1986

District	$P - 0,8\ E_0^{MOW}$
Beek L.	189
De Bilt	244
Eindhoven	197
De Kooy	194
Leeuwarden	226
Oudenbosch	192
Twente	209

De effectieve hoeveelheid neerslag die het bodemprofiel bereikt is berekend door de totale neerslag te corrigeren voor de gewasinterceptie. In de modelberekeningen is voor alle landbouwgewassen een interceptiefactor van 10% aangehouden. De bodemverdamping bedraagt voor gras ca. 80 $mm.j^{-1}$.

Uit de gesimuleerde grondwaterstanden is per simulatie-eenheid de GHG (Gemiddeld Hoogste Grondwaterstand) en de GLG (Gemiddeld Laagste Grondwaterstand) afgeleid. Voor nitraatuitspoeling naar het permanente grondwater is het niveau van 1 m - GLG aangehouden als relevante diepte. In gebieden met een ondiepe grondwaterstand wordt de uitspoeling dus ondieper vastgesteld dan in gebieden met een

diepe grondwaterstand. Gezien de sterke relatie tussen GHG en GLG in deze studie is het verantwoord om op basis van de GHG grondwaterklassen te onderscheiden. De variatie in het 'dieptevlak' 1 m - GLG waarvoor de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater wordt gepresenteerd, is ongeveer gelijk aan de variatie van de GHG. In de beekdalen komen gebieden voor met een ondiepe grondwaterstand en een aanzienlijke kwelflux (fig. 4).

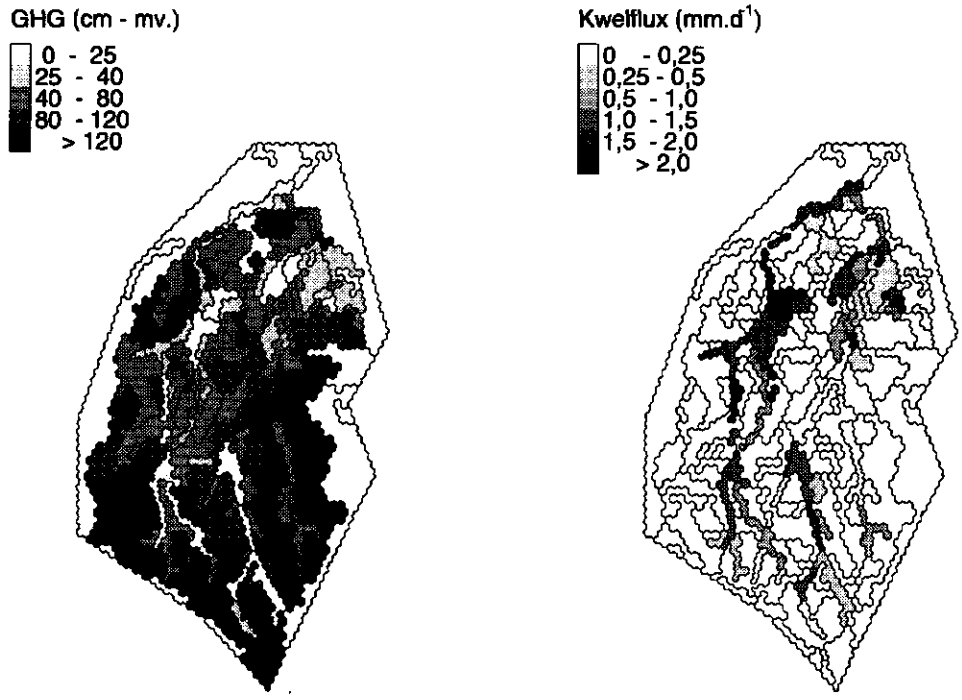

Fig. 4 GHG per subgebied en ligging van kwelgebieden

In de kwelgebieden wordt het oppervlaktewater niet alleen belast met nutriënten van landbouwkundige oorsprong, maar ook met nutriënten uit de ondergrond. In het model komt de kwel bij de onderrand het bodemsysteem binnen, en buigt dan halverwege het profiel in horizontale richting af naar het oppervlaktewater. De diepte waarop deze 'afbuiging' plaatsvindt hangt sterk samen met zowel de grootte van de kwelflux als de grootte van de afvoer van het neerslagoverschot. Het is moeilijk om op basis van de modeluitkomsten het onderdeel 'kwel' te scheiden van het onderdeel 'landbouwkundige belasting'. De kwelflux is globaal gerelateerd aan de GHG (fig. 5).

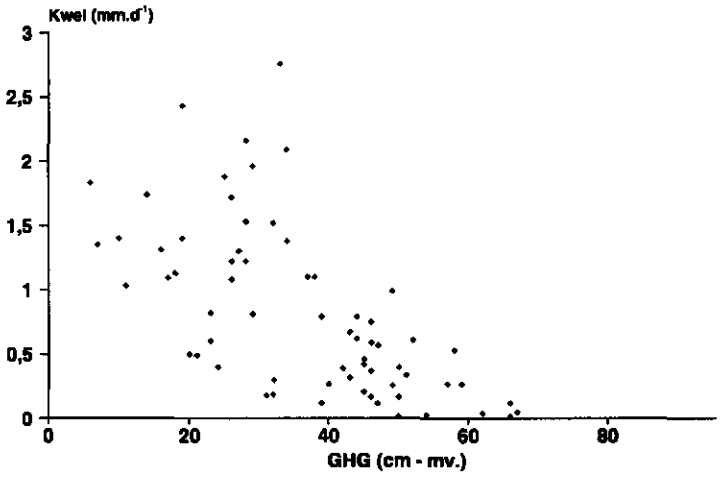

Fig. 5 Langjarig gemiddelde kwelflux uitgezet tegen de gesimuleerde GHG, op basis van resultaten van Van der Bolt et al. (1996a)

Bij toenemende GHG is een afnemende kwelintensiteit waar te nemen. De spreiding in de relatie tussen kwel en GHG is echter groot (fig. 5). In tabel 3 is de gemiddelde waterafvoer, (1971 t/m 1987), en de kwel/wegzijgings-fluxen weergegeven per grondwaterklasse.

Tabel 3 Langjarig (areaalgewogen) gemiddelde waterbalanstermen (mm.j^{-1}) per grondwaterklasse

Grondwater-klasse	Netto kwel	Netto wegzijging	Afvoer naar oppervlaktewater
GHG < 40 cm	378	0	555
GHG 40-80 cm	6	0	181
GHG > 80 cm	0	181	25

De kwel en wegzijging is berekend op het grensvlak tussen het afdekkende pakket en de eerste watervoerende laag. In de meeste gebieden zal de kwelstroom die op deze diepte optreedt de wortelzone niet bereiken, maar worden afgevoerd naar de ontwateringsmiddelen. Het neerslagoverschot onder grasland bedraagt voor de nattere en intermediaire gronden 175-180 mm.j^{-1}. Dit getal is waarschijnlijk 10 à 15 mm.j^{-1} onderschat door overschatting van de gewasinterceptie. Op de drogere gronden is het neerslagoverschot groter, omdat op deze gronden in droge jaren verdampings-reductie optreedt of wordt beregend.

Voor de gebieden met een ondiepe grondwaterstand bedraagt de ontwateringsdiepte van de diepe waterlopen 1,20 m. In gebieden met een diepere grondwaterstand is een diepte van 1,40 of 1,60 m gehanteerd voor het drainniveau. De ontwateringsdiepte van de perceels-/kavelsloten en greppels is het hele gebied gelijk: 60 cm resp. 10 cm.

2.4 Bemesting

In de studie worden, nadat de historie is gesimuleerd om de begintoestand in 1990 in te schatten, 6 scenario's doorgerekend die zijn opgebouwd uit enkele bemestingsstrategiën. Tezamen met de initialisatieberekening leveren de scenario's 3 N-varianten op die voor een nadere analyse van het verband tussen N-verliezen en uitspoeling kunnen worden gebruikt. De initialisatie en de huidige situatie is gerapporteerd in Van der Bolt et al. (1996b). De resultaten van de scenario's zijn beschreven in Van der Bolt et al. (1996c).

De mestgiften zijn berekend met het model SLAPP (Van Walsum, 1988). De mestgift in de initialisatie is vastgesteld aan de hand van de aantallen dieren per CBS-gemeente en voor wat betreft kunstmest aan de hand van bemestingsadviezen en een relatie tussen de veedichtheid en de N-behoefte van grasland. In de tweede variant (ingeschat haalbaar N-niveau) wordt gestreefd naar 300 $kg.ha^{-1}$ werkzame N-gift op grasland in het jaar 2000. Vanaf 1990 wordt de N-gift lineair afgebouwd tot het eindniveau. In het ECO-scenario met een verscherpt N-niveau wordt vanaf 2000 nog maar 200 $kg.ha^{-1}$ werkzame stikstof gegeven. Dit niveau is afgeleid uit heel voorlopige inschattingen t.a.v. de gewenste N-reductie om op lange termijn de milieu-emissie op of onder de waterkwaliteitsnormen te laten uitkomen. Tevens worden in het ECO-scenario hogere reducties van de mineraalgehalten in dierlijke mest verondersteld. Als gevolg van deze aanname kan bij dit N-niveau zelfs meer dierlijke mest worden toegediend.

Voor de omrekening van werkzame stikstof naar bruto mestgiften is uitgegaan van de langjarige werkingscoëfficiënt van dierlijke mest. Deze werkingscoëfficiënt is een functie van de mestsoort en de toedieningswijze. De effectiviteit van weidemest is op 0 gesteld. In de gangbare bemestingsadvisering wordt vaak uitgegaan van een bemestingswaarde van 0,25 van dierlijke mest bij oppervlakkige aanwending in de periode maart tot juli. Tevens wordt gerekend met een korte termijn schatting voor de werkzaamheid van dierlijke mest i.p.v. de langjarige werkingscoëfficiënt. De werkzame N-gift volgens de praktijkdefinitie is dus lager dan het waarvan is uitgegaan in de studie van Van der Bolt et al. (1996b; 1996c). De gebiedsgemiddelde N-giften bedroegen 760, 448 en 305 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N voor de mestvarianten 'initialisatie', 'ingeschat haalbaar N-niveau' en 'verscherpt N-niveau' (tabel 4).

Tabel 4 N-giften en hoeveelheden vervluchtigde ammoniak ($kg.ha^{-1}.j^{-1}$) in de 3 mestvarianten

Mestvariant	Totale N-gift	Werkzame N-gift	Vervluchtiging
Initialisatie	760	450-500	96
Ingeschat haalbaar N-niveau	448	250-300	43
Verscherpt N-niveau	305	160-200	38

3 Uitkomsten van de modelstudie

3.1 N-uitspoeling onder grasland in 1990

Het N-overschot op perceelsniveau is gedefinieerd als de N-bemesting minus ammoniakvervluchtiging en gewasafvoer. In de 1990-situatie is de bemesting en de vervluchtiging in het gebied ongeveer gelijk. De gewasopname in het model is afhankelijk van de hydrologie. Bij ondiepe grondwaterstanden is de beschikbaarheid van stikstof minder, omdat de mineralizatie geringer is en er meer denitrificeert. De hier gepresenteerde gewasopname is gelijk aan de netto-gewasafvoer (fig. 6) en wordt berekend als de totale N-opname door het wortelstelsel minus de stikstof die terugstroomt naar het bodemprofiel met afstervende plantendelen en oogst- en beweidingsverliezen.

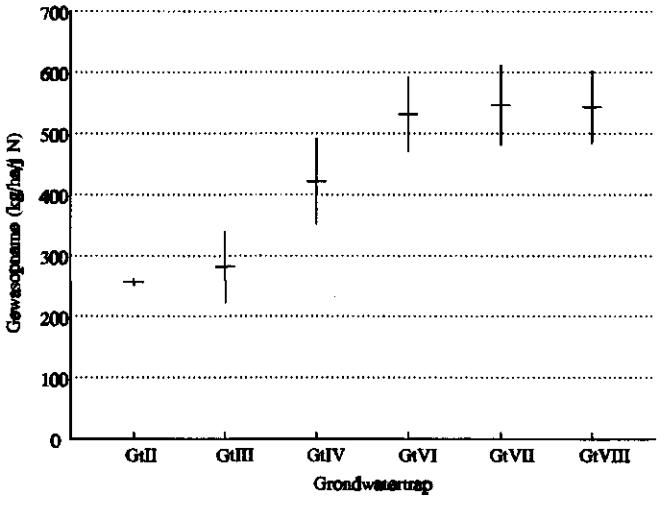

Fig. 6 Gewasopname ($kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N) bij verschillende grondwatertrappen

De bemesting in het gehele gebied in 1990 bedraagt bruto ca. 760 $kg.ha^{-1}$, waarvan 400 kg in de vorm van kunstmest. In veel studies wordt een factor 0,25 gehanteerd voor het schatten van de bemestingswaarde van dierlijke mest bij oppervlakkige aanwending in de periode maart tot juli. De factor is kleiner voor het seizoen buiten de genoemde periode. In de modelberekeningen is ca. 65% van de mest in de periode maart tot en met juli toegediend. De 'overall' factor voor dierlijke mest wordt geschat op 0,2-0,25. De totale N-gift in kunstmest-equivalenten bedraagt 450-500 kg. Op de hogere gronden met Gt VII en Gt VIII wordt een N-opname van ca. 550 kg. Dit getal komt goed overeen met uitkomsten van GRASMOD (Van der Ven, 1992), uitgevoerd t.b.v. de Commissie Stikstof (Goossensen en Meeuwissen, 1990). Op de lage gronden daarentegen wordt een N-afvoer van 250-300 kg N berekend. Hiervoor zijn de volgende oorzaken aan te wijzen:

- Bij de verdeling van de N-gift in het model over het seizoen is geen rekening gehouden met de geringe draagkracht van de natte gronden in het voorjaar. In de praktijk wordt op zandgronden met Gt II en III *niet* voor (half) april bemest. In de modelsimulaties is 55% van de dierlijke mest en 30% van de kunstmest

voor half april toegepast.
- De mineralizatie wordt geremd door de natte omstandigheden.
- De denitrificatie in natte gronden is beduidend hoger (fig. 7).

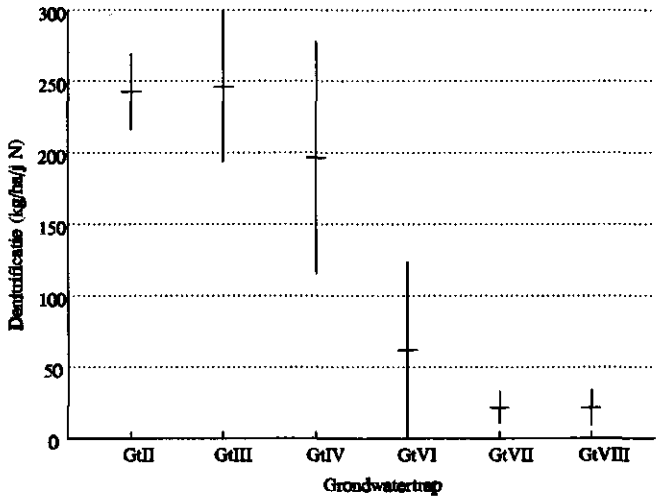

Fig. 7 Denitrificatie ($kg.ha^{-1}.j^{-1}$) berekend in de bodemkolom tussen maaiveld en 1 m - GLG bij verschillende grondwatertrappen

Dientengevolge hangt de variatie in het berekende N-overschot samen met de hydrologie. De GHG is een goede maat om het verband tussen het berekende N-overschot en de hydrologie zichtbaar te maken (fig. 8).

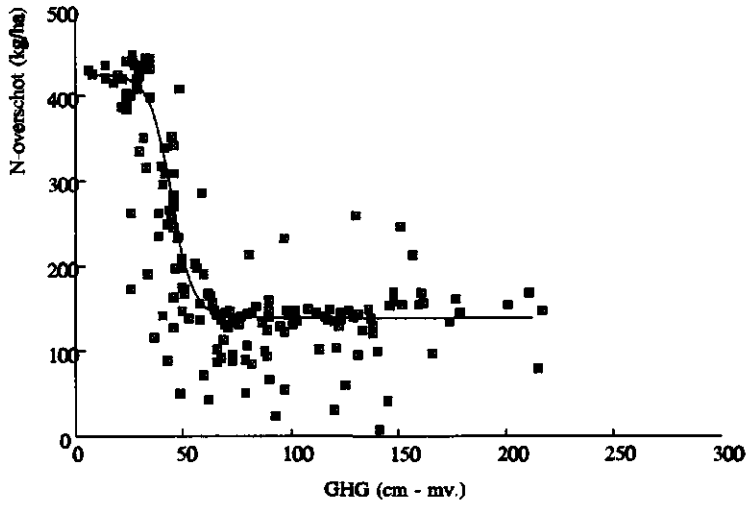

Fig. 8 Berekend N-overschot ($kg.ha^{-1}$) van grasland uitgezet tegen de GHG

Bij ondiepe grondwaterstanden bedraagt het N-overschot ongeveer 450 $kg.ha^{-1}$. In de GHG klasse 0-40 cm - mv. is een duidelijke dalende tendens waarneembaar. Bij waarden van de GHG groter dan 50 cm - mv. neemt het overschot niet sterk meer af. Een verlaagd opbrengstniveau strookt met de praktijk waarin op natte gronden de N-opbrengst ca. 50 tot 100 $kg.ha^{-1}$ lager is dan hoge gronden met een vergelijkbare N-bemesting. Deze opbrengstderving wordt toegeschreven aan een latere start van

het groeiseizoen, een andere botanische samenstelling en het oogsten van (minder maar) zwaardere sneden. Tevens zijn de vertrappingsverliezen op nattere gronden veel groter dan op drogere gronden.

De N-bemesting uitgedrukt in kunstmest-equivalenten op de natte gronden wordt geschat op 320 $kg.ha^{-1}$. Een dergelijke bemesting zou volgens GRASMOD resulteren in een N-opbrengst van goed ontwaterd grasland van ca. 420 $kg.ha^{-1}$ N. Een opbrengst-reductie van 50-100 $kg.ha^{-1}$ wegens vertraagde start en verminderde mineralisatie en verhoogde vertrappingsverliezen (ca. 50 $kg.ha^{-1}$ extra) in ogenschouw nemend wordt een netto N-opbrengst van 270-320 $kg.ha^{-1}$ geschat. De modeluitkomsten liggen daar nog ca. 50 kg onder.

Geschat wordt dat door de rigide aanname van het bemestingspatroon op de natste gronden ca. 25% van de totale mestgift ondoelmatig wordt aangewend, die niet volgens de praktijk zou worden gegeven. Om hiervoor te corrigeren is een relatie opgesteld die afhankelijk is van de GHG. Vervolgens zijn met deze relatie de effectieve mestgiften vastgesteld en is het N-overschot opnieuw berekend (fig. 9).

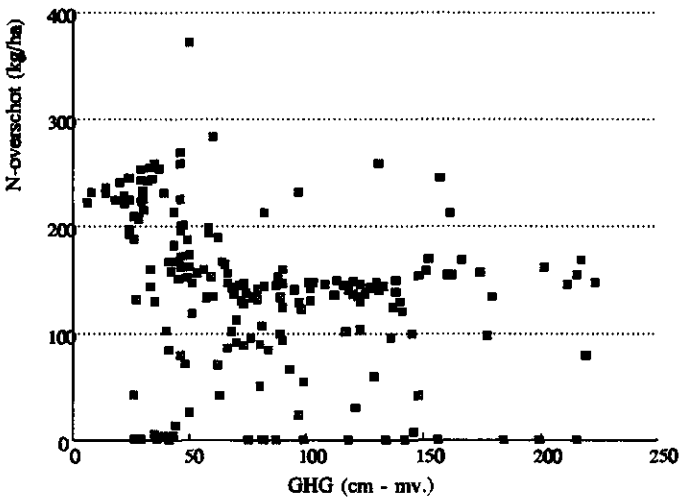

Fig. 9 Aangepast N-overschot ($kg.ha^{-1}$) op grasland, op basis van doelmatige mestgiften, uitgezet tegen de GHG

Ook in deze aangepaste relatie is te zien dat het N-overschot hoger is op de nattere gronden (tabel 5).

Tabel 5 N-overschot ($kg.ha^{-1}$) berekend uit aangepaste mestgiften voor de 1990-situatie per grondwatertrap

Gt	Gemiddeld N-overschot	Stand.afw.
II	230	5
III	175	89
IV	149	86
VI	131	50
VII	118	55
VIII	138	58

In de vochtige omstandigheden worden de mineralisatie en de nitrificatie geremd en wordt de denitrificatie gestimuleerd. Dit leidt ertoe dat er geen nitraat uitspoelt naar het ondiepe grondwater en dat de stikstof in het bovenste gedeelte van de bodem accumuleert. Onder natte omstandigheden neemt het gewas ca. 50% van de stikstof op in de vorm van ammonium, terwijl dit bij de intermediaire grondwaterklasse ongeveer 15% is.

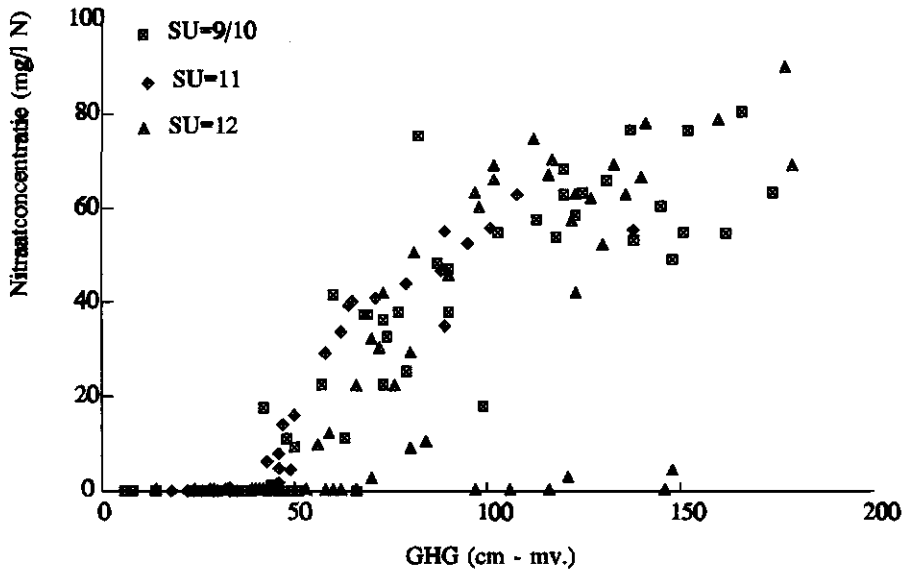

Fig. 10 Nitraatconcentratie onder grasland op 1 m - GLG uitgezet tegen de GHG voor 3 bodemtypen

De nitraatconcentraties zijn berekend als het quotiënt van de jaarvracht en jaarafvoer van water naar het grondwater op de betreffende bodemdiepte. In de figuur is te zien dat de nitraatuitspoeling bij ondiepe grondwaterstanden nihil is. Bij ondiepe grondwaterstanden is de nitraatconcentratie 0, bij diepere grondwaterstanden worden nitraatconcentraties berekend tussen 50 en 80 $mg.l^{-1}$ NO_3-N.

De relatie is het meest significant te zien bij bodemeenheid 11 (veldpodzolen gevormd in sterk lemig fijn zand). Bij bodemeenheid 12 (enkeerdgronden) worden ook bij diepere grondwater situaties berekend waarin de nitraatconcentratie 0 is. Bij het zoeken naar een verband tussen het N-overschot en de nitraatconcentratie blijkt het bodemtype niet onderscheidend te zijn (fig. 11).

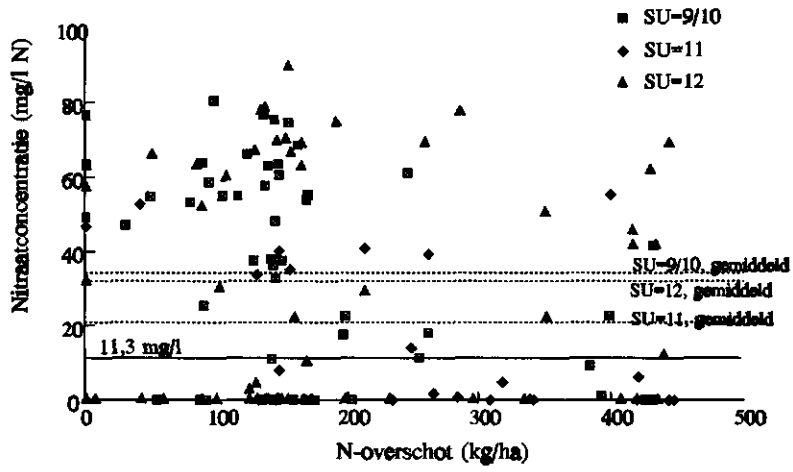

Fig. 11 Nitraatconcentratie (mg.l^{-1} N) in het bovenste grondwater onder grasland uitgezet tegen het 'niet gecorrigeerde' N-overschot (kg.ha^{-1}). De gemiddelde waarde per bodemeenheid is weergegeven met een stippellijn

De spreiding in de puntenwolk is groot en er mag geen betekenis aan de verschillen tussen de stippellijnen worden toegekend. De gemiddelden zijn berekend over het totaal aantal punten per bodemklasse. De drinkwaternorm voor grondwater is weergegeven met een getrokken lijn. Voor alle bodemklassen ligt de gemiddelde waarde ruim boven de norm. De lemige gronden hebben een iets lager gemiddelde. In figuur 3 en figuur 4a is te zien dat deze gronden gemiddeld iets natter zijn dan de andere gronden.

In de figuur 12 zijn alleen de berekende punten weergegeven die behoren bij bodemklassen 9/10, 11 en 12. Verder zijn de simulatie-eenheden met een geringe waterafvoer naar ontwateringsmiddelen (< 50 mm.j^{-1}) niet in de figuur opgenomen.

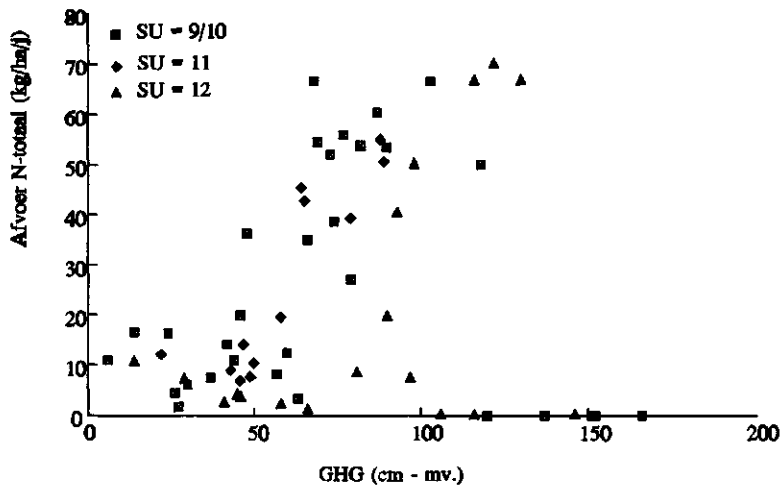

Fig. 12 N-belasting van het oppervlaktewater (kg.ha^{-1}.j^{-1}) van grasland uitgezet tegen de GHG

In figuur 12 is de trend waarneembaar dat bij diepere grondwaterstanden meer stikstof uitspoelt naar het oppervlaktewater. De trend behorend bij de punten van bodemklasse 12 ligt op een lager niveau dan van de bodemklassen 9/10 en 11. Toch worden bij diepere grondwaterstanden situaties berekend met nagenoeg geen N-afvoer.

In deze studie is de N-emissieconcentratie berekend als het quotiënt van de jaarlijkse N-belasting en de jaarlijkse waterafvoer (fig. 13). De emissieconcentratie zegt daarmee nog niets over de te verwachten concentraties in het oppervlaktewater, omdat het een uitdrukking is van globaal gemiddelde. Doordat verschillende reductie-processen in de slootbodem en de slootwand optreden is de werkelijke concentratie in het oppervlaktewater meestal lager.

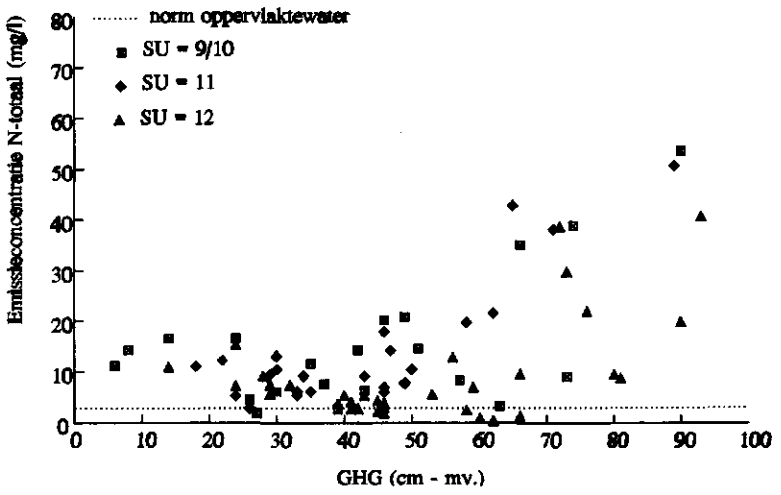

Fig. 13 N-emissieconcentratie (mg.l^{-1}) van grasland van 3 bodemtypen uitgezet tegen de GHG

Het merendeel van de simulatie-eenheden ligt boven de norm voor oppervlaktewater (2,2 mg.l^{-1} N, zomergemiddelde voor eutrofiëringsgevoelige wateren). Bij diepere GHG's worden hogere concentraties aangetroffen. Deze kunnen enerzijds verklaard worden uit de berekende hogere N-afvoer bij de diepere GHG's, als de lagere waterafvoeren naar ontwateringsmiddelen bij diepere grondwaterstanden.

Bij het zoeken naar relaties tussen de emissieconcentratie en het N-overschot is bij bodemklasse 12 een licht stijgende tendens van de concentratie bij toenemende N-overschotten waarneembaar (fig. 14). Voor de andere bodemklassen is een dergelijk verband niet aanwezig. De puntenzwerm van klasse 11 vertoont de minste spreiding, en heeft tevens het hoogste gemiddelde niveau. De lemige gronden in deze klasse zijn gemiddeld iets natter dan de gronden in de andere klassen.

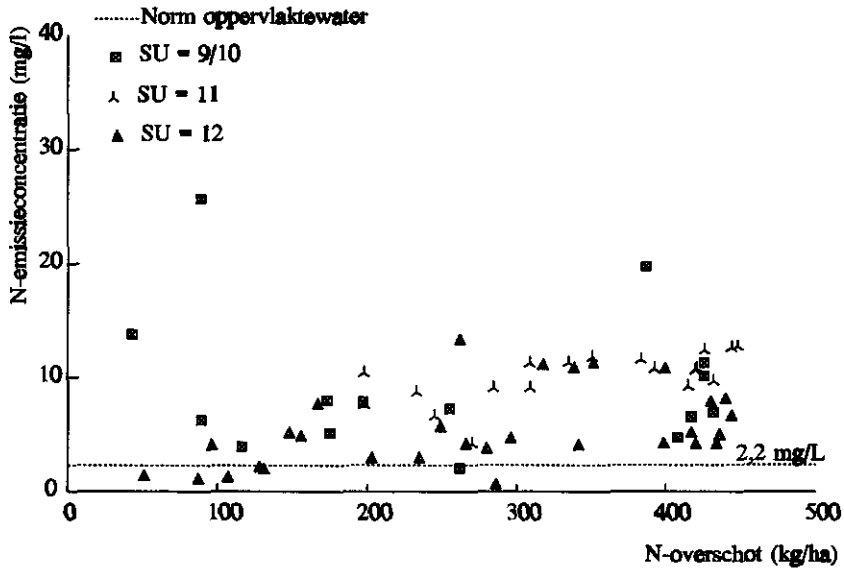

Fig. 14 N-emissieconcentratie naar het oppervlaktewater uitgezet tegen het niet gecorrigeerde N-overschot bij 3 bodemklassen

Bij het berekenen van de gemiddelde N-emissieconcentratie per grondwatertrap zijn alleen de simulatie-eenheden beschouwd met een waterafvoer van meer dan 50 mm.j^{-1} (tabel 6).

Tabel 6 N-belasting van het oppervlaktewater (kg.ha^{-1}.j^{-1}), N-emissieconcentratie (mg.l^{-1}) in 1990 en aantal simulatie-eenheden per grondwatertrap

Grondwatertrap	N-belasting			N concentratie		
	Aantal eenheden	Gem.	St.afw. eenheden	Aantal	Gem.	St.afw.
II	4	70	8	4	13,1	2,5
III	28	39	25	28	7,3	3,7
IV	27	15	11	25	7,8	5,6
VI	32	15	12	23	18,0	15,7
VII	45	9	9	6	30,3	18,7
VIII	21	2	3	0	0	0

3.2 Toetsing van de berekende nitraatconcentraties

Een globale toetsing van de modeluitkomsten bestaat uit de vergelijking van de berekende nitraatuitspoeling met de correctiefactoren zoals die zijn vastgesteld door Steenvoorden (1988) en Boumans et al. (1989).

De correctiefactoren van Steenvoorden zijn bepaald uit lysimeterproeven waarin gedurende 6 jaren in november ca. 100 ton.ha^{-1} varkensdrijfmest werd ondergewerkt bij een zandgrond met verschillende grondwaterregimes: maximale grondwaterstanden van resp. 0,50, 1,00 en 1,50 m - mv. in het voorjaar. In het voorjaar werd omstreeks half april gras ingezaaid dat viermaal per jaar werd gemaaid. De jaarlijkse nitraatuitspoeling in de lysimeters is berekend op basis van gemeten nitraatconcentraties op 1 m - mv. en de berekende grondwatervoeding. Uit deze resultaten

kan voor de grondwatertrappen V en hoger een relatie worden afgeleid tussen de grondwatertrap en de nitraatuitspoeling. De correctiefactoren zijn berekend door de nitraatuitspoelingen van de betreffende Gt's te delen op de uitspoeling behorend bij GtVII*. De correctiefactoren van de Gt's kleiner dan V zijn geschat door middel van extrapolatie adhv de GHG.

Bij de methode kan de kanttekening worden geplaatst dat de correctiefactoren voor Gt's kleiner dan V niet gemeten zijn, maar geschat uit een extrapolatie. Tevens vond in de experimenten de mesttoediening in het najaar plaats, hetgeen voor de praktijk niet (meer) representatief is.

De correctiefactoren van Boumans zijn vastgesteld door de gemeten concentraties te relateren aan de gemiddelde concentratie van percelen met Gt VII*. In de loop van het groeiseizoen van 1987 is hiertoe het bovenste grondwater op 10 N-proefbedrijven op zandgrond bemonsterd. Op een diepte 0-1,0 m onder de grondwaterspiegel is per perceel het grondwater bemonsterd met 4 boringen per ha. Deze boorgaten zijn eveneens gebruikt voor de bodemkartering en het vaststellen van de grondwatertrap. De grondwatertrap varieert van Gt II tot Gt VII*.

Bij deze methode zijn de volgende kanttekeningen te maken.
- Het vaststellen van de grondwatertrap is geschied op basis van profielkenmerken en niet op basis van een reeks gemeten grondwaterstanden. De omstandigheden voor nitraatuitspoeling reageren vooral op de in een bepaald jaar werkelijk voorkomende waterhuishoudkundige situatie. Bovendien heeft elke grondwatertrap een behoorlijke range waarbinnen de gemiddeld hoogste grondwaterstand mag vallen.
- De perceelsbemesting is geschat uit de jaarlijkse bedrijfsboekhouding, omdat de bemestings-omstandigheden per perceel niet bekend waren. Zowel het mestvolume als het bemestingstijdstip kan binnen de totale populatie bemonsterde percelen variëren.

Uit de resultaten van de Beerze-Reuselstudie zijn correctiefactoren af te leiden die zich laten vergelijken met de factoren van Steenvoorden (1988) en Bouwmans et al. (1989) (fig. 15). Bij het afleiden van de correctiefactoren is gekozen voor de uitkomsten van 1990 omdat dit het best aansluit bij de omstandigheden waaronder Steenvoorden en Boumans et al. hun factoren hebben bepaald. In tabel 7 zijn de factoren gepresenteerd volgens 3 berekeningsmethoden:
1 De berekende nitraatconcentratie op 1 m minus de gemiddelde laagste grondwaterstand per Gt is gedeeld door de nitraatconcentratie behorend bij Gt VIII.
2 De berekende nitraatuitspoeling op 1 m minus de gemiddelde laagste grondwaterstand per Gt is gedeeld door de nitraatuitspoeling behorend bij Gt VIII.
3 De berekende nitraatuitspoeling op 1 m minus het maaiveld per Gt is gedeeld door de nitraatuitspoeling behorend bij Gt VIII.

Ter vergelijking zijn de correctiefactoren van Steenvoorden en Boumans weergegeven.

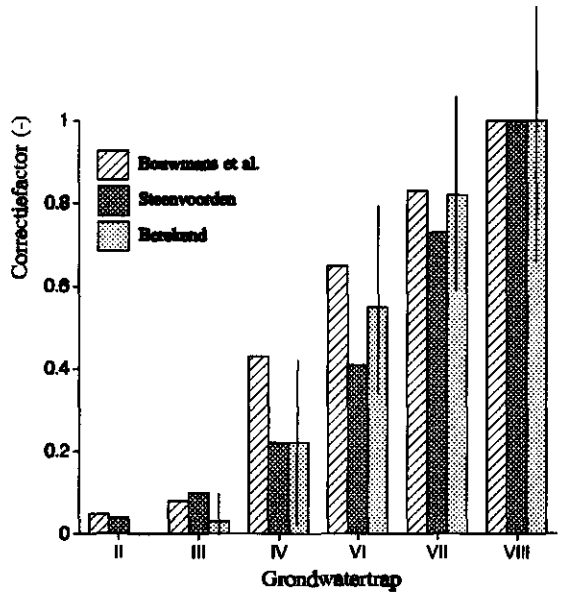

Fig. 15 Correctiefactoren voor nitraatuitspoeling naar het grondwater, volgens Boumans et al. (1989), Steenvoorden (1988) en berekend uit de resultaten van de Beerze-Reuselstudie

Tabel 7 Correctiefactoren voor de berekening van de nitraatuitspoeling onder grasland per grondwatertrap

Berekeningswijze	II	III	IV	VI	VII	VIII
NO_3-concentratie 1 m - GLG	0,0	0,0	0,08	0,39	0,96	1,0
NO_3 uitspoeling 1 m - GLG	0,0	0,0	0,06	0,25	0,74	1,0
NO_3 uitspoeling 1 m - mv.	0,0	0,03	0,22	0,55	0,82	1,0
Berekend door Steenvoorden (1988)	0,04	0,10	0,22	0,41	0,73	1,0
Berekend door Boumans et al. (1989)	0,05	0,08	0,43	0,65	0,83	1,0

Uit de vergelijking van de reeksen factoren blijkt:

- De factoren berekend volgens de methode 'nitraatflux' zijn lager dan volgens de methode 'nitraatconcentratie'. Dit kan worden veroorzaakt door het feit dat bij lagere Gt's de grondwatervoeding kleiner is, omdat een groter gedeelte van het neerslagoverschot wordt afgevoerd naar het oppervlaktewater.
- De factoren berekend op 1 m - mv. volgens de nitraatflux methode leidt bij Gt's groter dan IV tot vergelijkbare uitkomsten in vergelijking met de 'gemeten' factoren. Bij Gt IV wordt eenzelfde waarde berekend als is gegeven door Steenvoorden, bij Gt VI ligt de berekende waarde tussen beide 'gemeten' waarden in en bij Gt VII wordt ongeveer eenzelfde waarde berekend als is gegeven door Boumans.
- De factoren bij lage Gt's zijn significant lager dan de 'gemeten' waarden. De 'gemeten' waarden zijn sterk te betwijfelen. Een Gt II wordt gekenmerkt door een overwegende opwaartse kwelstroom die vaak tot aan de greppels of het maaiveld reikt. Op 1 m - mv. kan daarom geen invloed van bemesting worden verwacht. Dit gegeven is niet meegenomen bij het vaststellen van correctiefactoren door Steenvoorden. Bij natte Gt-III-gronden is eveneens een aanzienlijke kwelstroom te verwachten.

3.3 Resultaten van de mestscenario's

In de Beerze-Reuselstudies zijn verschillende scenario's doorgerekend (Van der Bolt et al., 1996c). In deze analyse wordt gebruik gemaakt van de simulatie van de 1990-situatie, de 2000-situatie bij voortzetting van het in 1991 geformuleerde beleid (haalbaar N-niveau) en de 2020-situatie met een nog lager N-niveau (ECO-variant: verscherpt N-niveau). Opgemerkt dient te worden dat de 3 varianten een verschillende voorgeschiedenis hebben. Bij de 1990-situatie is de historie vanaf 1970 gesimuleerd, met stijgende mestgiften in de loop van de tijd. De 2000-situatie is berekend vanuit de 1990-situatie, met dalende mestgiften tussen 1990 en 2000. De 2020-situatie is berekend vanuit de 2000-situatie, met een constant laag bemestingsniveau tussen 2000 en 2020.

De resultaten geven een grote spreiding weer in nitraatconcentratie en N-belasting van oppervlaktewater. Ook bij diepe grondwaterstanden komen subgebieden voor met een lage concentratie. Niettemin is het verband met de grondwaterstand duidelijk. In figuur 16 zijn de berekende concentraties per subgebied uitgezet tegen de GHG. Op het oog is een schatting gemaakt van een benaderende regressielijn.

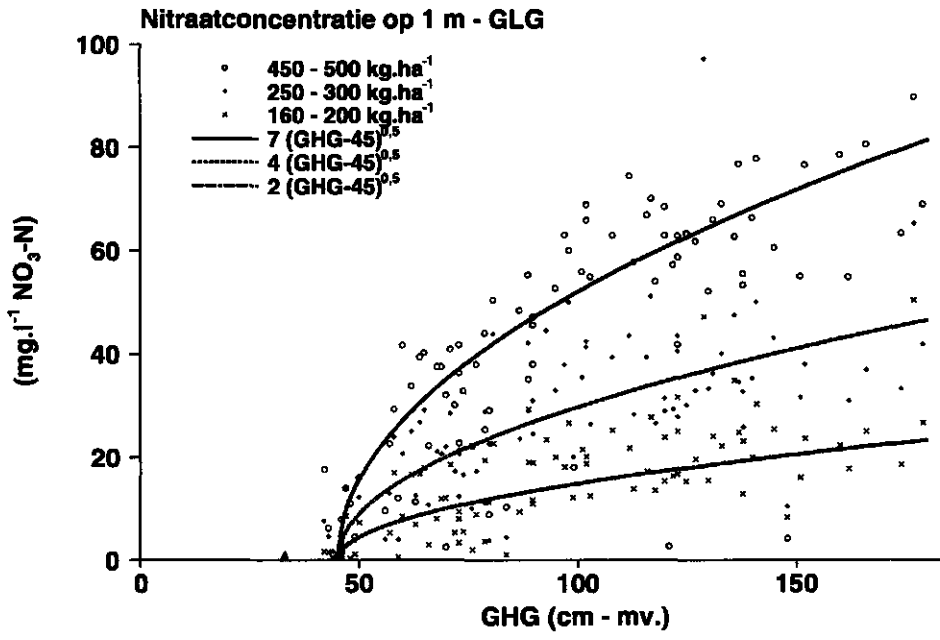

Fig. 16 Nitraatconcentraties uitgezet tegen de GHG en globale regressie-lijnen

Uit de figuur valt globaal op te maken dat bij een bepaalde grondwaterstand de nitraatconcentratie meer dan evenredig zal toenemen met de mestgift. Het N-overschot en de belasting van oppervlaktewater nemen af bij toenemende Gt (tabel 8 en tabel 10), de nitraatconcentraties daarentegen nemen toe (tabel 9).

Tabel 8 Gemiddelde waarde van N-overschot en standaardafwijking op perceelsniveau ($kg.ha^{-1}.j^{-1}$) van grasland per grondwatertrap bij 3 bemestingsniveaus ($kg.ha^{-1}.j^{-1}$ werkzame N). De berekende standaardafwijking is weergegeven tussen haakjes

Grondwatertrap	450-500 (1990)		250-300 (2020)		160-200 (2020)	
II	230	(5)	186	(9)	119	(8)
III	194	(69)	143	(64)	81	(57)
IV	155	(82)	49	(50)	2	(36)
VI	135	(46)	20	(21)	-19	(13)
VII	125	(49)	26	(33)	-11	(28)
VIII	138	(58)	33	(38)	-4	(33)

Tabel 9 Gemiddelde waarde van nitraatconcentratie en standaardafwijking op perceelsniveau ($kg.ha^{-1}.j^{-1}$) van grasland per grondwatertrap bij 3 bemestingsniveaus ($kg.ha^{-1}.j^{-1}$ werkzame N). De berekende standaardafwijking is weergegeven tussen haakjes

Grondwatertrap	450-500 (1990)		250-300 (2020)		160-200 (2020)	
II	0,0	(0,0)	0,0	(0,0)	0,0	(0,0)
III	0,0	(0,1)	0,1	(0,2)	0,0	(0,1)
IV	4,6	(6,1)	1,7	(2,8)	0,7	(1,4)
VI	22,8	(15,3)	7,1	(7,1)	3,4	(4,5)
VII	55,8	(33,4)	17,6	(10,9)	8,1	(7,3)
VIII	58,4	(24,0)	22,0	(10,5)	11,5	(8,7)

Tabel 10 Gemiddelde waarde van N-belasting van oppervlaktewater en standaardafwijking op perceelsniveau ($kg.ha^{-1}.j^{-1}$) van grasland per grondwatertrap bij 3 bemestingsniveaus ($kg.ha^{-1}.j^{-1}$ werkzame N). De berekende standaardafwijking is weergegeven tussen haakjes

Grondwatertrap	450-500 (1990)		250-300 (2020)		160-200 (2020)	
II	70,0	(8,5)	65,8	(4,8)	54,0	(3,1)
III	37,8	(25,8)	39,6	(25,2)	33,1	(20,7)
IV	15,6	(10,9)	9,7	(5,8)	7,4	(4,3)
VI	14,2	(11,2)	4,2	(4,0)	2,6	(2,6)
VII	8,1	(8,7)	1,4	(2,5)	0,7	(1,5)
VIII	1,6	(4,1)	0,1	(0,4)	0,0	(0,2)

Zoals in par. 3.1 beschreven is het N-overschot op grasland berekend met een aangepaste N-bemesting, waarmee is gecorrigeerd voor de ondoelmatige aanwending op natte gronden die in de praktijk niet zou voorkomen. In de scenario's is de correctie minder sterk dan bij de uitgangssituatie, omdat in de scenario's de mest al later wordt toegediend. Op de natste gronden wordt in de uitgangssituatie de 'praktijkgift' berekend als 0,75 maal de gift die in het model is gegeven. Voor de scenario's wordt de factor op 0,85 geschat. Bij een GHG van ca. 40 cm - mv. is de factor 0,87 voor de uitgangssituatie en 0,92 voor de scenario's.

Gebruikmakend van de gegegens in tabel 8 en tabel 10 is een verband tussen de gemiddelde nitraatconcentratie en gemiddelde N-overschot af te leiden. Dit is gedaan voor de grondwatertrappen die het meest gevoelig zijn voor nitraatuitspoeling (fig. 17).

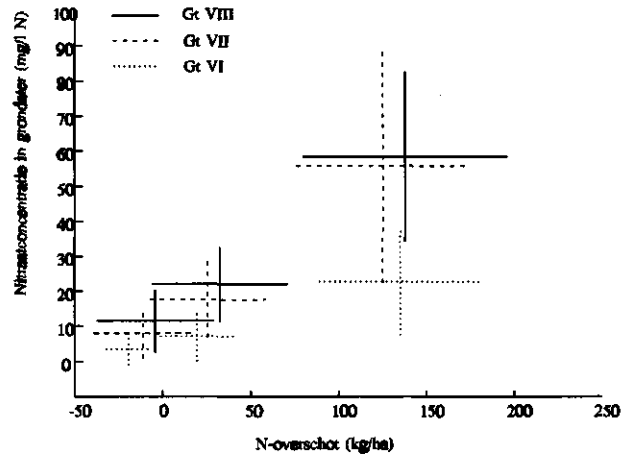

Fig. 17 Gemiddelde nitraatconcentratie onder grasland uitgezet tegen het gemiddelde N-overschot voor Gt VI, VII en VIII

Het gemiddelde van zowel de nitraatconcentratie als het N-overschot is af te lezen bij het centrum van de kruisen. De horizontale lijnen geven de spreiding in het N-overschot weer en de verticale lijn de spreiding in de nitraatconcentratie. Als maat voor de lengte van de lijnen is de standaardafwijking gekozen.

Bij de hoogste grondwatertrappen blijft de nitraatconcentratie alleen bij het ECO-scenario onder de norm van 11,3 $mg.l^{-1}$ NO_3-N. Uit interpolatie tussen gemiddelden van Gt VI kan worden afgeleid dat de nitraatconcentratie bij 45-50 kg N-overschot nog net onder de norm blijft. Het verschil in zowel de nitraatuitspoeling als het N-overschot van Gt VII en Gt VIII is gering. Gezien de spreiding is het verantwoord om de resultaten van de twee Gt's te clusteren.

Analoog aan het verband tussen nitraatconcentratie en N-overschot is ook verband af te leiden tussen N-afvoer naar het oppervlaktewater en N-overschot (fig. 18).

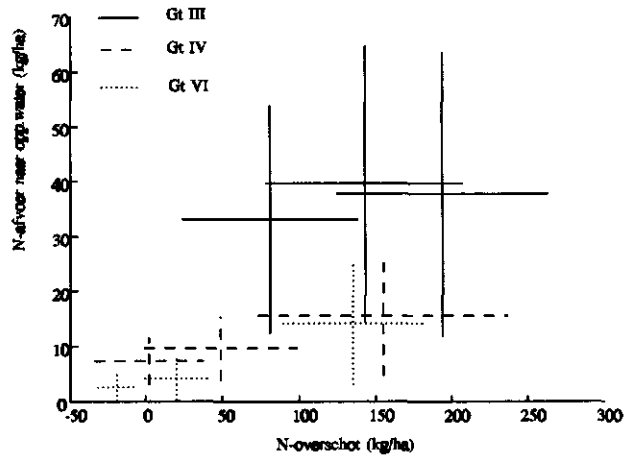

Fig. 18 N-belasting van oppervlaktewater van grasland uitgezet tegen het N-overschot bij 3 grondwatertrappen

De resultaten zijn weergegeven voor de grondwatertrappen II, IV en VI. De resultaten voor Gt II zijn slechts gebaseerd en enkele simulatie-eenheden en verder is Gt II op zandgrond met intensieve bemesting in de praktijk vrij zeldzaam en daarom voor deze analyse niet van belang. Bij Gt III is te zien dat zowel N-overschot als de berekende N-afvoer een grote spreiding vertonen. Bij een lager bemestingsniveau neemt het overschot wel, doch de N-afspoeling neemt niet of slechts in geringe mate af. Onder deze natte omstandigheden speelt de uitspoeling van organische N-componenten een grote rol. In drogere profielen worden deze mobiele organische componenten vrij gemakkelijk geoxideerd.

In de 1990-situatie is het verschil tussen Gt IV en Gt VI niet groot. Bij de lagere bemestingssituaties wordt het verschil groter. Bij Gt VI daalt de N-afvoer naar het oppervlaktewater sterker bij afnemende bemesting dan bij Gt IV. Uit deze figuur is niet af te leiden of de N-concentratie in het oppervlaktewater onder norm van 2,2 $mg.l^{-1}$ uitkomt. Het quotiënt van de N-afvoer en de waterafvoer naar het oppervlaktewater (uitgedrukt in $mg.l^{-1}$ N-totaal) is te zien als een globale indicatie (tabel 11).

Tabel 11 Emissieconcentratie ($mg.l^{-1}$ N) van af te voeren water per grondwatertrap bij 3 bemestingsniveaus ($kg.ha^{-1}.j^{-1}$ werkzame N)

Grondwatertrap	450-500 (1990)	250-300 (2020)	160-200 (2020)
III	6,4	6,7	5,6
IV	5,4	3,3	2,5
VI	12,5	3,7	2,3

Deze getallen mogen niet worden geïnterpreteerd als concentraties in het oppervlaktewater, omdat door denitrificatie in de slootwand en de slootbodem en door andere processen er nog een aanzienlijke reductie kan optreden. Met name in gebieden met ondiepe grondwaterstanden is er meestal sprake van een oppervlaktewaterstelsel dat permanent water bevat. In dergelijke gebieden wordt de reductie op 40 tot 60 % geschat. In gebieden met diepere grondwaterstanden bedraagt de reductie slechts ca. 5% omdat de verblijftijd veel korter is, in de zomer de sloten droog vallen en er in veel minder mate een denitrificerende sliblaag wordt gevormd.

Wanneer deze ruwe cijfers worden toegepast op de schatting in tabel 11 kan worden geconcludeerd dat bij het ECO-bemestingsniveau de concentratie in het oppervlaktewater ongeveer in de buurt van de norm uitkomt (2,2-3 $mg.l^{-1}$). De vraag of bij scenario 1 de norm ook gehaald kan worden is moeilijk te beantwoorden, aangezien de onzekerheden in de factoren en de ruimtelijke spreiding groot is, en de N-afvoer slechts op één jaar betrekking heeft.

4 Relatie tussen verliezen en milieunormen

4.1 Normen en verliezen

Voor de beoordeling van de waterkwaliteit zijn normen vastgesteld. Voor nitraat in het grondwater geldt een grenswaarde, gebaseerd op de drinkwaternorm van 11,3 $mg.l^{-1}$ NO_3-N. De streefwaarde bedraagt de helft. Voor ammonium bestaat er een gedifferentieerde normstelling van 2 $mg.l^{-1}$ NH_4-N voor grondwater onder zandgronden en 10 $mg.liter^{-1}$ voor veen en kleigronden. Voor oppervlaktewater zijn waterkwaliteitsnormen afgeleid voor zogenaamd 'eutrofiëringsgevoelig stagnant open water'. De grenswaarde voor deze watersystemen bedraagt 2,2 $mg.l^{-1}$ N-totaal en 0,15 $mg.l^{-1}$ P-totaal.

De normstelling voor het grondwater is gebaseerd op de drinkwaterbereiding. Voor drinkwater is door de WHO de maximale concentratie van 11,3 $mg.l^{-1}$ NO_3-N als norm vastgesteld. Hogere concentraties leveren gezondheidsrisico's op, met name bij kleine kinderen. Strikt genomen betekent dit dat het drinkwater (mengsel van opgepompt ruwwater), dat door waterleidingbedrijven wordt afgeleverd, deze maximum concentratie nooit mag overschrijden. Gedurende de transporttijd door het verzadigde grondwatersysteem kan het nitraat nog door denitrificatie worden gereduceerd en zullen de concentraties afnemen. Met denitrificatie in de ondergrond wordt in de normstelling geen rekening gehouden omdat dit proces afhankelijk is van organische stof of van andere oxideerbare stoffen in de ondergrond. Dergelijke voorraden zijn eindig en zullen er op termijn toe leiden dat de nitraatconcentraties toenemen. Het is dus verstandig om de normconcentratie op te leggen aan het uitspoelende water in die gebieden waarvan het grondwater op transport gaat naar de drinkwaterputten.

De normstelling voor het oppervlaktewater is gebaseerd op de gemiddelde concentratie in het zomerhalfjaar van eutrofiëringsgevoelig, stagnant open water. Op basis van een inventarisatie van concentraties en een aantal ecologische parameters van stagnant open water in Nederland is vastgesteld dat bij een N-totaal concentratie van minder dan 2,2 $mg.l^{-1}$ en een P-totaal concentratie van minder dan 0,15 $mg.l^{-1}$, als gemiddelde van het zomerhalfjaar, de ecologische toestand als gezond mag worden aangemerkt (CUWVO, 1987). Voor het grootste deel van Nederland zal de normstelling voor het zomerhalfjaar voor de ontvangende wateren moeten worden vertaald naar de normstelling bij de bron. Voor de landbouw is dit het bedrijfs- of perceels-niveau.

De acceptabele verliezen naar het milieu kunnen worden gekwantificeerd, ook zonder uitspraken te doen over de diepte waar de grondwaternormstelling van toepassing dient te zijn of voor welk oppervlaktewatercompartiment de oppervlaktewaternormstelling gehaald dient te worden. In tabel 14 is hierbij uitgegaan van een gemiddeld graslandperceel met een neerslagoverschot van 300 $mm.j^{-1}$. Er is van uitgegaan dat dit overschot via het grondwater tot afvoer komt naar het oppervlaktewater. Met het uitspoelende water worden ook nutriënten afgevoerd. Door vermenigvuldiging met

de normconcentraties kunnen dan de schone 'norm'verliezen worden bepaald (tabel 12).

Tabel 12 Gewasonttrekking en voorbeeldberekening voor de maximale belasting van grond- en oppervlaktewater welke niet leidt tot overschrijding van normen

'Verlies'	Waterstroom ($mm.j^{-1}$)	N-norm (mg.l-1)	N-verlies ($kg.ha^{-1}.j^{-1}$)	P-norm ($mg.l^{-1}$)	P-verlies ($kg.ha^{-1}.j^{-1}$)
Gewasopname	450	n.v.t.	400	n.v.t.	40
Grondwater	300	11,3	34	-	-
Oppervlaktewater	300	2,2	7	0,15	0,5

Het verlies aan water uit de bodem naar grond- of oppervlaktewater in dit voorbeeld bedraagt ruim 65% van de hoeveelheid water die door het gewas wordt opgenomen voor verdamping (tabel 14). Afhankelijk van het vermogen van het gewas om actief nutriënten aan het bodemvocht te onttrekken zal de uitspoeling van stikstof en fosfor méér of minder dan evenredig zijn met de uitspoeling van water. De acceptabele N-verliezen naar het grondwater bedragen ruwweg 8,5% van de gewasopname. Dit betekent dat het gewas, vergeleken met water, ruim tien maal zo efficiënt met de stikstof om moet gaan. De acceptabele oppervlaktewaterverliezen zijn beduidend minder: slechts 7 $kg.j^{-1}$ N, ofwel iets minder dan 2% van de gewasopname. Voor acceptabele verliezen naar het oppervlaktewater moet het gewas dus ruim dertig maal zo efficiënt omspringen met stikstof, vergeleken met de efficiëntie van onttrekking van bodemvocht. Voor fosfor liggen de acceptabele verliezen in de orde van 1% van de gewasopname en moet het gewas ongeveer honderd maal zo efficiënt fosfor aan de bodem onttrekken vergeleken met de opname van bodemvocht voor de gewas-verdamping.

4.2 N-verliezen van graslandpercelen in het stroomgebied van de Beerze en de Reusel

In de studie naar de nutriëntenbalansen bij het invoeren van bemestingsmaatregelen in het stroomgebied van de Beerze en de Reusel (Van der Bolt et al., 1996b; 1996c) zijn enkele bemestingsvarianten doorgerekend. Bij de analyse van de resultaten blijkt dat de hydrologie een grote invloed heeft op de verdeling van de verliezen over grond- en oppervlaktewater. Om deze reden zijn de resultaten gegroepeerd op basis van de GHG. Voor de vertaling van de normstelling als concentratie naar toegestane verliezen uitgedrukt in $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ moeten de normconcentraties worden vermenigvuldigd met de waterafvoeren. (tabel 13) Voor de grondwaternorm van 11,3 $mg.l^{-1}$ NO_3-N is hierbij gekozen voor de verticale waterflux op 1 m - GLG; voor de oppervlakterwaternorm van 2,2 $mg.l^{-1}$ voor de totale afvoer naar het oppervlaktewater.

Tabel 13 Gemiddelde langjarige waterflux ($mm.j^{-1}$) naar het grondwater (1 meter onder GLG) en naar het oppervlaktewater (voor het gehele profiel) van graslandpercelen per grondwaterklasse

Grondwaterklasse	Grondwatervoeding (1 m-GLG) ($mm.j^{-1}$)	Oppervlaktewatervoeding (gehele profiel) ($mm.j^{-1}$)
GHG < 40 cm	0	190 + 375 $mm.j^{-1}$ kwel
GHG 40-80 cm	140	190 + 6 $mm.j^{-1}$ kwel
GHG > 80 cm	180	25

Voor de oppervlaktewaternormstelling is hier verder gekozen voor het in rekening brengen van de processen in het open water. Verdisconteren van de reductie-percentages uit tabel 21 (par. 5.2) resulteert in een toelaatbare N-totaal concentratie in het uitspoelende water van 3,86 $mg.l^{-1}$ voor de natte zandgronden en 2,82 $mg.l^{-1}$ voor intermediaire en droge zandgronden. Vermenigvuldiging van de waterfluxen met de normconcentraties levert de normverliezen naar grond- en oppervlaktewater (tabel 14).

Deze toelaatbare N-verliezen wijken af van de schone normverliezen gegeven in tabel 12, waarbij werd uitgegaan van een neerslagoverschot van 300 $mm.j^{-1}$. In het onderzoek in het stroomgebied van de Beerze en de Reusel is het effect van de hydrologische omstandigheden impliciet meegenomen in de analyse van de toelaatbare overschotten. Dit geeft een nauwkeuriger beeld van deze toelaatbare verliezen enerzijds, maar ook een beperkter geldigheid anderzijds. De toelaatbare verliezen in tabel 14 gelden alleen als gemiddelde waarden voor het stroomgebied van de Beerze en de Reusel in Noord-Brabant.

Tabel 14 Acceptabele N-verliezen ($kg.ha^{-1}.j^{-1}$) van graslandpercelen naar het grondwater (1 meter onder GLG) en naar het oppervlaktewater zonder verdunning met kwel water en bij volledige verdunning met kwelwater

Grondwaterklasse	N-verlies grondwater	N-verlies oppervlaktewater	
		zonder kwel-verdunning	met kwel-verdunning
GHG < 40 cm	n.v.t.	7,3	21,8
GHG 40-80 cm	15,8	5,4	5,5
GHG > 80 cm	20,3	0,7	n.v.t.

De getallen in tabel 14 gelden voor de situatie dat het uittredende neerslagoverschot aan de norm voor oppervlaktewaterkwaliteit moet voldoen en de situatie dat het mengsel van het neerslagoverschot en de kwelstroom aan de norm moet voldoen. Bij kwelverdunning is er van uitgegaan dat het kwelwater nagenoeg geen stikstof zou bevatten. In de praktijk is dit een te optimistische veronderstelling. In beide situaties is rekening gehouden met de reductie van stikstof in greppels en perceelssloten. Het acceptabele N-verlies laat zich als volgt berekenen:

$$\text{N-verlies} = \frac{(\text{Neerslagoverschot+Kwelstroom})\ \text{Normconcentratie}}{100\% - \text{Percentage verlies open water}} - \text{Kwelbelasting}$$

Hierin is de kwelbelasting het produkt van de kwelstroom en de kwelconcentratie.

De verliezen in tabel 14 naar grond- en oppervlaktewater zijn niet optelbaar. Een gedeelte van de grondwatervoeding op 1 meter onder GLG komt immers nog tot

afvoer naar het oppervlaktewater. Uit een analyse van de rekenresultaten voor deze regionale studie blijkt dat alleen voor de droge gronden (GHG > 80 cm) het grondwater normstellend is. Voor beide andere grondwaterklassen (GHG < 80 cm) blijkt het oppervlaktewater normstellend te zijn.

Voor de vertaling van de acceptabele verliezen naar grond- of oppervlaktewater, naar een overschot op perceelsniveau moet inzicht worden verkregen in de andere verliezen die uit de bodem optreden. Om deze verliezen in hun onderlinge samenhang vast te stellen zijn de resultaten van de bemestingsvarianten voor het stroomgebied van de Beerze en de Reusel nader geanalyseerd. In tabel 15 zijn de gemiddelde waarden van enkele posten van de N-balans weergegeven. De waarden zijn berekend als het rekenkundig gemiddelde van een selectie van een aantal de simulatie-eenheden in een bepaalde grondwaterklasse. Bij de selectie is per grondwaterklasse een rangschikking gemaakt naar de som van de verliezen naar grond- en oppervlaktewater. Vervolgens is deze gerangschikte reeks in 3 klassen verdeeld: hoge verliezen, middelmatige verliezen en lage verliezen. Van de klasse met middelmatige verliezen is het rekenkundig gemiddelde bepaald. De netto aanvoer is berekend als de aanvoer via dierlijke mest en kunstmest minus de ammoniakvervluchtiging.

Tabel 15 Gemiddelde N-balans ($kg.ha^{-1}.j^{-1}$) van graslandpercelen per grondwaterklasse, als resultaat van 3 bemestingsvarianten

GHG klasse	Netto N-aanvoer	Netto N-opname	Denitri-ficatie	Uitspoeling grondwater	Uitsp. opp.water	Toename N-voorraad
450-500 $kg.ha^{-1}$ werkzame N (1990)						
< 40 cm	662	279	246	0	35	127
40-80 cm	663	481	134	6	13	57
> 80 cm	674	545	30	85	4	38
250-300 $kg.ha^{-1}$ werkzame N (2020)						
< 40 cm	409	194	146	0	34	58
40-80 cm	410	363	73	3	9	-5
> 80 cm	418	389	26	32	1	-1
160-200 $kg.ha^{-1}$ werkzame N (2020)						
< 40 cm	265	135	95	0	28	21
40-80 cm	266	266	46	1	4	-31
> 80 cm	269	278	22	17	0	-28

De verliezen in tabel 15 liggen in dezelfde orde van grootte als de waarden genoemd in de N-deskstudie (Van Eck en Meijs, 1995), maar wijken wel enigszins af. Bij de berekening van N-verliezen in de N-deskstudie is een rangschikking van de N-verliezen door denitrificatie uitgevoerd. In deze studie is de som van de verliezen naar grond- en oppervlaktewater is criterium voor rangschikking gebruikt. Dit geeft iets andere uitkomsten. In de voorliggende studie zijn de uitschieters in N-uitspoeling per GHG klasse uitgefilterd terwijl in de procedure voor de N-deskstudie per GHG-klasse nog wel uitschieters aanwezig kunnen zijn. Voor een bijstelling van de procedure is besloten omdat uitschieters niet representatief zijn voor een bepaald gebied.

In tabel 15 is te zien dat bij het hoge bemestingsniveau de N-voorraad in de bodem jaarlijks blijft toenemen. Bij de lagere bemestingen kan uitputting optreden. Dit duidt erop dat de bodem nog lange tijd een nalevering van stikstof kan geven, die

beschikbaar kan komen voor het gewas, maar ook voor uit- en afspoeling. Voor een inschatting van de evenwichtssituatie zou met de simulatiemodellen een langere periode moeten worden doorgerekend dan de beschouwde periode tot het jaar 2020.

De som van de netto-opname en verliesposten is niet gelijk aan de netto-aanvoer, omdat de depositie uit de atmosfeer en de aanvoer met kwelwater ook een rol spelen. Deze posten zijn niet in de tabel weergegeven.

De accumulatie of uitputting van de N-voorraad in de bodem kan op verschillende manieren worden verdisconteerd bij het schatten van de verliezen in de evenwichtssituatie:
- De accumulatie-verliezen worden proportioneel toegedeeld aan de andere 'verlies'-posten: gewasonttrekking, denitrificatie, uitspoeling naar grondwater en uitspoeling naar oppervlaktewater.
- De accumulatie-verliezen worden van de netto bemesting afgetrokken. De uitputting van het bodemprofiel wordt als een extra mestgift beschouwd.

Tabel 16 N-verliezen van graslandpercelen als percentage van de netto bemesting bij evenwicht, berekend volgens proportionele vereffening van N-accumulatie en volgens verrekening met bemesting.

Grondwater-klasse	N-accumulatie proportioneel vereffend			N-accumulatie verrekend met bemesting		
	Denitri-ficatie	Verlies grondw.	Verlies opp.water	Denitri-ficatie	Verlies grondw.	Verlies opp.water
450-500 kg.ha^{-1} werkzame N (1990)						
GHG < 40 cm	54	0	8	46	0	7
GHG 40-80 cm	28	1	3	22	1	2
GHG > 80 cm	6	17	1	5	13	1
250-300 kg.ha^{-1} werkzame N (2020)						
GHG < 40 cm	47	0	11	42	0	10
GHG 40-80 cm	17	1	2	18	1	2
GHG > 80 cm	6	8	0	6	8	0
160-200 kg.ha^{-1} werkzame N (2020)						
GHG < 40 cm	42	0	12	39	0	11
GHG 40-80 cm	7	0	1	15	0	1
GHG > 80 cm	2	2	0	7	6	0

De beide berekeningsmethoden leveren enigszins verschillende uitkomsten. Bij verrekening van de N-accumulatie/uitputting met de bemesting worden lagere percentages verkregen. Dit geldt met name voor de drogere gronden. Bij het laagste bemestingsniveau is bij de proportionele verrekening een abrupte overgang in het percentage voor denitrificatie-verliezen en voor grondwaterverliezen te zien. De uitputting van ca. 30 kg.ha^{-1}.j^{-1} (zie tabel 15) laat zich slecht op evenredige wijze over de andere posten verdelen. In de verdere analyse wordt de voorkeur gegeven aan de percentages behorend bij de verrekening van N-accumulatie met bemesting.

Door de acceptabele verliezen naar het normstellende watersysteem (tabel 14) te combineren met het aandeel van een verlies in de totale milieu-verliezen, kan het milieukundig toelaatbaar N-overschot op perceelsniveau worden geschat (tabel 17). Hierbij worden de percentages behorend bij het bemestingsniveau 250-300 kg.ha^{-1}.j^{-1}

gehanteerd, omdat dit niveau de toekomstige situatie waarschijnlijk dichtst benaderd. Voorlopige berekeningen van de gemiddelde N-bemesting op grasland als resultaat van de beleidsvoornemens uit de Integrale Notitie mest- en ammoniakbeleid van najaar 1995 geeft een netto N-aanvoer van ca. 480 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ (Boers en Noij, 1997).

Op basis van de N-verliezen als percentage van de netto-N-bemesting kan de onderlinge verhouding tussen de verliesposten worden berekend (tabel 17). Hierbij is uitgegaan van het N-niveau 250-300 $kg.ha^{-1}$ werkzame N, waarbij de accumulatieverliezen zijn verrekend met de bemesting.

Tabel 17 Onderlinge verhouding tussen N-verliezen van graslandpercelen

Grondwaterklasse	Denitrificatie (%)	Uitspoeling grondwater (%)	Uitspoeling oppervlaktewater (%)
GHG < 40 cm	81	0	19
GHG 40-80 cm	86	3,5	10,5
GHG > 80 cm	44	54	2

Het toelaatbare N-overschot op perceelsniveau laat zich berekenen door het acceptabele N-verlies naar grond- of oppervlaktewater (tabel 14) te delen door de verliesfractie (tabel 17).

Tabel 18 Toelaatbaar N-overschot op graslandpercelen ($kg.ha^{-1}.j^{-1}$) voor het stroomgebied van de Beerze en de Reusel

Grondwaterklasse	Normen grondwater beperkend	Normen oppervlaktewater beperkend			
		Norm in perceelssloot		Norm in hoofdwatergang	
		geen kwel-verdunning	kwel-verdunning	geen kwel-verdunning	kwel-verdunning
GHG < 40 cm	n.v.t.	22	65	39	115
GHG 40-80 cm	n.v.t.	40	41	51	53
GHG > 80 cm	38	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.

Om te komen tot een normstelling voor het toelaatbaar N-overschot op bedrijfsniveau moeten hier de vervluchtigingsverliezen bij de toediening van dierlijke mest nog worden opgeteld. Met de moderne toedieningstechnieken kunnen die gesteld worden op ongeveer 40 $kg.ha^{-1}$ voor grasland en 15 $kg.ha^{-1}$ voor maïs. Bij beweiding treedt in de urineplekken veroorzaakt door het weidend vee extra denitrificatie op. Hiervoor kan ongeveer 15 $kg.ha^{-1}$ worden gerekend (Projectgroep Verliesnormen, 1995). Indien voor de verliezen uit de stal via vervluchtiging en denitrificatie nog een nominaal verlies van 40 $kg.ha^{-1}$ wordt toegerekend en op 20% van het bedrijf maïs wordt geteeld en op 80% gras, kan globaal de bedrijfsnorm worden ingeschat op 120 à 130 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$.

4.3 Extrapolatie naar andere zandgronden

De langjarig gemiddelde neerslag in het stroomgebied van de Beerze en de Reusel is lager dan het landelijke gemiddelde. In het rapport van de N-desk (Van Eck en Meijs, 1995) wordt een bandbreedte voor verliesposten gegeven. De verliezen naar het grondwater en het oppervlaktewater worden berekend bij resp. een hoge en een lage waterafvoer. Voor de ammoniakvervluchtiging na uitrijden wordt in de N-deskstudie op basis van gegevens van TNO/Heidemij (1993) geschat op 30 à 40 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$. Hiervan is het merendeel emissie uit stallen.

De denitrificatie wordt berekend uit de verhouding tussen denitrificatieverliezen en de verliezen naar resp. grond- en oppervlaktewater in het stroomgebied van de Beerze en de Reusel. In figuur 19 is cumulatieve overschrijding van de ratio tussen denitrificatie en de uitspoelingsverliezen grafisch weergegeven. In de figuren is de mediane waarde van de ratio af te lezen en welk met percentage van het aantal rekenplots een bepaalde waarde wordt overschreden.

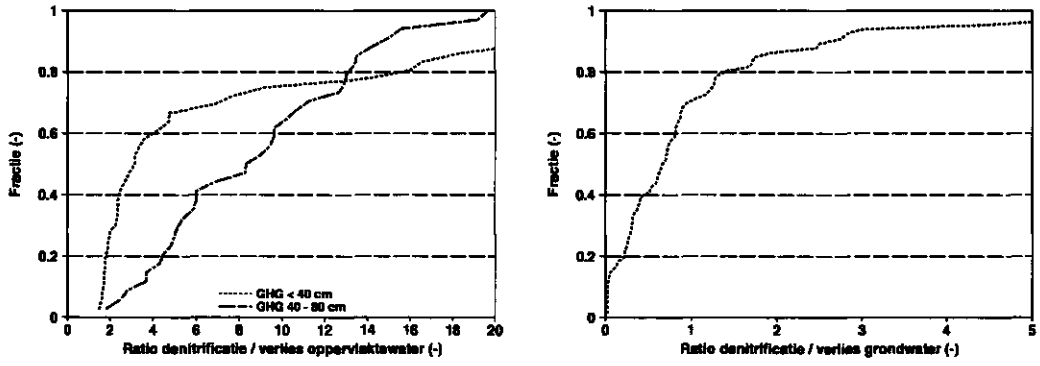

Fig. 19 Cumulatieve overschrijding van de ratio tussen denitrificatie en uitspoeling

De mediaan-waarde van de ratio tussen denitrificatie en uitspoeling naar oppervlaktewater bij natte gronden bedraagt 3,2. Bij droge gronden bedraagt de mediaan van de verhouding tussen denitrificatie en uitspoeling naar grondwater 0,66. Voor het schatten van de bandbreedte tussen de hoge en de lage variant van de N-verliezen zijn de ratio's bij 33% en 67% overschrijding gehanteerd.

In het rapport van de N-desk (Van Eck en Meijs, 1995) worden voor de denitrificatie-verliezen in de bodem op een andere wijze ingeschat. Dit leidt tot enigszins afwijkende uitkomsten. In de voorliggende studie wordt bij de droge gronden de bovengrens van de denitrificatie in de bodem iets hoger geschat, hetgeen leidt tot hoger toelaatbaar overschot van ca. 25 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$. De bandbreedte voor het denitrificatieverlies is in de hierboven gegeven benadering kleiner dan in de N-deskstudie. Dit leidt tot een smallere band van milieukundig acceptabele N-verliezen.

Tabel 19 Milieukundig acceptabele N-verliezen ($kg.ha^{-1}.j^{-1}$) voor grasland

Verliespost	'Droge' zandgrond	'Natte' zandgrond
Ammoniakvervluchtiging		
- dier-emissie	21 - 32	21 - 32
- uitrij-emissie	8	8
Denitrificatie		
- in urineplekken	15 - 30	15 - 30
- in bodem	4 - 40[a]	11 - 93[b]
- in slootwand	0	4 - 8
Verlies grondwater[c]	25 - 45	0
Verlies oppervlaktewater[d]	0	4 - 11
Totaal	73 -155	63 -182

[a]) lage variant: 200 $mm.j^{-1}$ * 11,3 $mg.l^{-1}$ NO_3-N * 0,32 (0,32 is ratio tussen denitrificatie en verlies naar grondwater bij 33% overschrijding); hoge variant: 400 $mm.j^{-1}$ * 11,3 $mg.l^{-1}$ NO_3-N * 0,88 (0,88 is ratio tussen denitrificatie en verlies naar grondwater bij 67% overschrijding);

[b]) lage variant: 200 $mm.j^{-1}$ * 2,2 $mg.l^{-1}$ N_{tot} * 2,4 (2,4 is ratio tussen denitrificatie en verlies naar opp.water bij 33% overschrijding); hoge variant: 500 $mm.j^{-1}$ * 2,2 $mg.l^{-1}$ N_{tot} * 4,8 /(100%-43%); (2,4 is ratio tussen denitrificatie en verlies naar opp.water bij 67% overschrijding);

[c]) lage variant: 200 $mm.j^{-1}$ * 11,3 $mg.l^{-1}$ NO_3-N; hoge variant: 400 $mm.j^{-1}$ * 11,3 $mg.l^{-1}$ NO_3-N

[d]) lage variant: 200 $mm.j^{-1}$ * 2,2 $mg.l^{-1}$ N_{tot}; hoge variant: 500 $mm.j^{-1}$ * 2,2 $mg.l^{-1}$ N_{tot}

4.4 Landbouwkundige en milieukundige verliezen

De bemestingsniveau's in 1990 hebben in veel gevallen geen relatie met de gewasbehoefte aan deze mineralen, maar worden bepaald door de overmaat aan uitscheiding van stikstof en fosfor op het bedrijf. Deze overbemesting is uit landbouwkundig oogpunt overbodig en kan beëindigd worden zonder dat dit de gewasopbrengsten negatief beïnvloedt. Het niveau van bemesting dat nodig is voor een gezonde bedrijfsvoering en de daarbij behorende overschotten aan stikstof en fosfaat zijn recent onderzocht (Projectgroep verliesnormen, 1994 en 1995). Voor een gemiddeld melkveebedrijf blijkt het N-overschot met ruim 25% of ongeveer 100 $kg.ha^{-1}$ af te kunnen nemen zonder dat de gewasopbrengst hierdoor wordt beïnvloed (tabel 18). Voor fosfor kan het overschot gemiddeld met ruim 10 $kg.ha^{-1}$ of ongeveer 45% afnemen zonder negatieve invloeden op de opbrengsten.

Tabel 20 Globale indicatie van de huidige N- en P-overschotten, overschotten bij een goede landbouwpraktijk in 2000 (GLP) en milieukundig acceptabele overschotten ($kg.ha^{-1}.j^{-1}$) voor de melkveehouderij op zandgrond

	N-overschot ($kg.ha^{-1}.j^{-1}$)	P-overschot ($kg.ha^{-1}.j^{-1}$)
Huidig (1990/1992)	300 - 400	15 -40
GLP (2000)[a]	180 - 310	10 -20
Milieukundig acceptabel	70 - 180	0,5

a) Voor het jaar 2000 is uitgegaan van een veebezetting van ongeveer 2 melkkoeien per hectare.

Tussen de overschotten bij een goede landbouwpraktijk en de overschotten bij milieukundig acceptabele verliezen blijkt nog een groot spanningsveld te bestaan. Het N-

overschot moet bij een goede landbouwpraktijk gemiddeld nog met ca. 150 $kg.ha^{-1}$ afnemen. Ten opzichte van de zogenaamde goede landbouwpraktijk is dit een reductie van 45% à 50%. Voor fosfaat is dit spanningsveld nog veel groter. In de evenwichtsituatie waarin geen vastlegging van fosfaat in de bodem meer plaatsvindt, moet het overschot uit milieukundig oogpunt gemiddeld met ruim 95% worden gereduceerd.

5 Discussie

Voor de waterkwaliteit zijn normen gesteld om de belangen van de verschillende gebruiksfuncties of doelen veilig te stellen. Het vaststellen van normen veronderstelt dat de verschillende doelen bekend zijn, dat de toleranties van deze doelen bekend zijn, en dat de schade door het overschrijden van deze toleranties objectief tegen elkaar kan worden afgewogen. In dit licht rijst de vraag op welke doelgroep de normen zijn gebaseerd. Wie of wat en in welke mate wordt geschaad als deze normen worden overschreden? Wie of wat en in welke mate wordt er door geschaad als de gemiddelde norm tijdelijk of plaatselijk wordt overschreden? Is de norm wel gebaseerd op de juiste doelgroep en moet de norm niet veel strikter zijn om deze belangen te behartigen, of kan ze juist ruimer zijn?

5.1 Normen voor het nitraatgehalte van grondwater

De kwaliteit van het bovenste permanente grondwater wordt getoetst aan de EG-nitraatnorm. De diepte waarop het bovenste permanente grondwater zich bevindt, verschilt per grondwaterregiem. In deze studie is deze diepte gedefinieerd als 1 m - GLG. De GLG wordt weliswaar gedurende ca. 1 maand per jaar nog onderschreden, maar het is niet te verwachten dat de grondwaterstand onder deze diepte daalt. Op hoge gronden is de reistijd tussen de GLG en de genoemde diepte ongeveer een jaar. Veranderingen in het uitspoelingspatroon zijn op deze diepte redelijk snel te merken.

Bij geen van de 3 doorgerekende N-niveaus voldoet 100% van het areaal aan de nitraatnorm (fig. 20). De gebiedsgemiddelde concentratie bij het 300 kg.ha^{-1}-niveau en bij het 200 kg.ha^{-1}-niveau voldoet echter wel aan de nitraatnorm voor drinkwater.

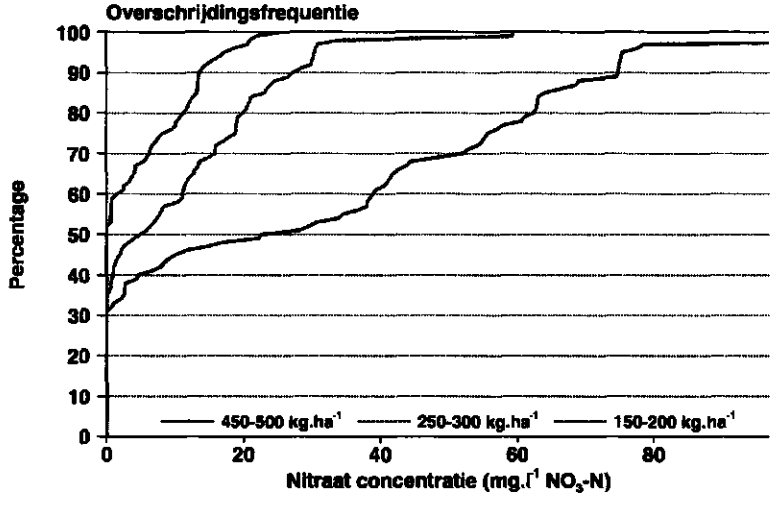

Fig. 20 Cumulatieve overschrijdingsfrequentie van de nitraatconcentratie op 1 m-GLG bij 3 stikstof bemestingsniveaus

Er vanuit gaande dat onder de meeste bossen, natuurterreinen en stedelijke bebouwing de uitspoelingsconcentraties geringer zijn dan de norm van 11,3 $mg.l^{-1}$, en het verdunningseffect in aanmerking nemend, zou dit betekenen dat voor de landbouw een hogere concentratie acceptabel is. Als de normconcentratie wordt beschouwd als het gemiddelde van het uitspoelende water, zouden de normen op perceelsniveau afhankelijk kunnen zijn van het percentage niet-landbouwkundig grondgebruik in het intrekgebied van de drinkwaterwinning. Boeren in een waterwingebied waar landbouw overheerst, zouden onder een dergelijke normstelling sterker worden beperkt in hun landbouwkundig handelen dan bedrijven die in een winning liggen met overwegend bos en natuur. In de normstelling, zoals die op dit moment van kracht is, geldt de grensconcentratie van 11,3 $mg.l^{-1}$ voor het bovenste verzadigde grondwater, ongeacht de bodemgebruiksvorm. Op deze manier wordt de relatie tussen grondgebruik en de ligging van de intrekgebieden losgelaten. Dit betekent dat de keuzevrijheid om nieuwe waterwinningen te stichten wordt gewaarborgd.

Bij de normstelling voor het grondwater wordt niet ingegaan op de diepte beneden maaiveld en de vraag of de nitraatconcentratie tijdelijk mag worden overschreden. Er vanuit gaande dat gedurende de verblijftijd in het verzadigde grondwatersysteem er voldoende menging optreedt, zodat water met verschillende verblijftijden als mengsel wordt opgepompt, moet de norm gelden voor de langjarig gemiddelde concentratie. In de wetgeving wordt voor de diepte van de normstelling het 'bovenste verzadigde grondwater' genoemd. De grondwaterspiegel gedraagt zich dynamisch en kan onder andere worden gekarakteriseerd door de GHG en de GLG. Bij het gebruik van dierlijke mest in de landbouw blijkt er nogal wat organische stof uit te spoelen, waardoor nitraat in de overgangszone tussen GHG en GLG wordt gedenitrificeerd. Deze denitrificatie maakt dus nauwelijks of geen gebruik van de organischestofvoorraad in de ondergrond en tast dus de duurzaamheid niet aan.

Bij de meeste veldstudies naar nitraatuitspoeling wordt het niveau van waarneming van de uitspoeling gelegd op 1 m - mv. Ook bij veel van de eenvoudige modellen die nitraatuitspoeling berekenen (Van Drecht et al., 1991) wordt het uitspoelingsniveau gelegd op 1 m - mv. De keuze van deze diepte voor deze modellen heeft uiteraard te maken met de beschikbare veldgegevens en de mogelijkheid de modellen hierop te toetsen. In empirische modellen wordt veelal gebruik gemaakt van een factor die de uitspoeling van een grond met een bepaalde grondwatertrap relateert aan de uitspoeling in een vergelijkbare grond met GtVII*. Steenvoorden (1988) maakt gebruik van factoren die zijn afgeleid op een diepte van 1 m - mv. Aangezien de diepte van het grondwater verschilt per Gt, is de correctiefactor die is afgeleid op een constante diepte geen goede maat voor de te verwachten nitraatconcentratie in het bovenste grondwater. In de zone tussen 1 m - mv. en 1 m - GLG kan door afvoer naar het oppervlaktewater en denitrificatie nog een aanzienlijk deel van het nitraat verdwijnen. In tabel 20 wordt de verhouding tussen de gemiddelde nitraatconcentratie op 1 m - GLG weergegeven. Deze waarden zijn afgeleid uit de resultaten van de vermestingsstudie in het stroomgebied van de Beerze en de Reusel (Van der Bolt et al., 1996b). In een lysimeterproef heeft Steenvoorden (1988) de invloed van de zuurgraad en het organischestofgehalte op deze verhouding gemeten voor een situatie vergelijkbaar met grondwatertrap VII. Bij een pH van 6 en een organischstofgehalte van 0,9% vond hij een verhouding van 0,17 en bij een pH van 4,5 en een organischestofgehalte van 0,3% een factor van 0,83.

Tabel 22 Verhouding jaargemiddelde uitspoelingsconcentratie onder grasland op 1 meter onder de GLG en 1 m - mv., berekend op basis van de modelberekeningen voor 1990.

Grondwatertrap	Gemiddelde	St.afw.
IV	0,16	0,15
VI	0,30	0,21
VII	0,63	0,27
VIII	0,66	0,28

De grondwatertrappen II en III zijn buiten beschouwing gelaten, omdat hier op 1 m - GLG geen verticaal neerwaarts transport plaatsvindt. Als de norm voor de grondwaterkwaliteit van 11,3 $g.m^{-3}$ NO_3-N op een diepte van 1 m - GLG wordt opgelegd, dan mag de concentratie op 1 m - mv. veel hoger zijn dan deze norm. De factor die hier tussen zit varieert voor de verschillende grondwatertrappen van ongeveer 10 voor natte gronden tot 1,4 voor droge gronden (tabel 20) en is mede afhankelijk van het gebruik van dierlijke mest en van de samenstelling hiervan. De factoren mogen alleen met grote voorzichtigheid gebruikt worden omdat ze specifiek zijn voor:
- het gebied,
- het bemestingsniveau,
- de meteorologie.

5.2 Normen voor de N-concentratie in oppervlaktewater

De norm voor stagnante open wateren in de zomerperiode, waarin bijna geen afvoer van water (en dus van nutriënten) van betekenis optreedt, moet worden vertaald naar een norm voor de totale aanvoer van nutriënten of de concentratie in de afvoer naar dergelijk open water. Gezien de buffering van fosfaat in de waterbodem en van stikstof in de biomassa lijkt het onwaarschijnlijk dat tijdelijke overschrijdingen van normconcentraties in de afvoer naar stagnant open water erg belangrijk zijn; waarschijnlijk is de gemiddelde concentratie in de afvoer veel meer bepalend. Over de toelaatbare waarde van die gemiddelde concentratie in het afvoerende water kunnen niet zonder meer uitspraken worden gedaan. Voor fosfaatconcentraties zijn er aanwijzingen dat gedurende de zomerperiode een versnelde nalevering van fosfaat uit de waterbodem plaatsvindt, waardoor de zomerwaarden in stagnant open water de winterwaarden overschrijden. Dit zou er op duiden dat de gemiddelde concentratie in het aangevoerde water lager zou moeten zijn dan de normconcentratie van 0,15 $mg.l^{-1}$. Voor stikstof ligt de zaak omgekeerd. Naar verhouding is er minder stikstof in de waterbodem opgeslagen, en de stikstof die in de zomerperiode uit de waterbodem vrijkomt wordt waarschijnlijk door de biomassa weer vastgelegd. Het resultaat is dat in de zomerperiode de N-concentratie in stagnant open water in het algemeen lager is dan de gemiddelde winterconcentratie. De norm voor de N-concentratie in het aangevoerde 'landbouw' water zal daarom hoger kunnen zijn dan de 2,2 $mg.l^{-1}$ die voor de zomer geldt.

Gedurende het transport van water uit de perceelssloten via het open watersysteem naar stagnant open water treden nog allerlei processen op. Fosfaat wordt vastgelegd in de waterbodem en in biomassa. Een gedeelte van deze biomassa wordt na afsterven weer aan de waterbodem toegevoegd. Gedurende de winterperiode kan in, bij hoge

afvoeren en de daarbij optredende hoge stroomsnelheden deze waterbodem eroderen en alsnog worden afgevoerd naar stagnant open water. Hoge stroomsnelheden kunnen optreden in beken; in poldersloten geldt dit niet of in mindere mate. Fosfaat is een conservatief element, dat niet uit het systeem verdwijnt door vervluchtiging en soortgelijke processen. Alleen door menselijk ingrijpen in de vorm van baggeren of ander slootonderhoud waarbij ook de waterbodem wordt verwijderd, kan fosfaat aan het systeem worden onttrokken.

De N-concentratie in oppervlaktewater wordt aanzienlijk beïnvloed door allerlei omzettingsprocessen. Behalve door vastlegging van ammonium in de waterbodem, kan stikstof ook uit het systeem ontwijken door reductie van NO_3 met organische stof uit de waterbodem waarbij N-gas en een kleine fractie N_2O wordt gevormd (denitrificatie). Niet alleen gedurende transport door het open water systeem kan denitrificatie optreden, ook gedurende de afvoer van grondwater naar de ontwateringsmiddelen zal uitspoelend nitraat de waterbodem passeren waarbij nitraatconcentratie kan afnemen. De vertaling van de normstelling voor eutrofiëringsgevoelig stagnant open water voor N-verbindingen naar een normstelling voor het stromende open water is derhalve niet eenvoudig. Het verschil tussen beiden zal afhangen van de stroomsnelheid en het volume van het open water systeem in het gebied (van de verblijftijd) en van de dikte en het organische stof gehalte van de waterbodem.

Voor de verdwijning van stikstof bij uittreding naar het ontwateringsmiddel en van de verdwijning van stikstof in het kleine open water (de perceelssloot) kunnen slechts indicatieve cijfers worden gegeven (tabel 23). De resultaten zijn gebaseerd op modelberekeningen met het model NUSWA, gecalibreerd voor een regionale toepassing in het veenweidegebied Bergambacht (Hendriks et al., 1994). De dikte van de slootwand voor de veensloot is ontleend aan de situatie in Bergambacht en bedraagt 40 cm. Voor de zandsloten is ervan uitgegaan dat de dikte 1 cm bedraagt. Voor de sloten in het zandgebied wordt onderscheid gemaakt tussen permanent watervoerende sloten (nat) en sloten die 's zomers droog vallen (droog).

Tabel 23 Verdwijning van stikstof in de slootbodem en in het open water als percentage van de belasting bij een belastingsniveau van 45 mg N per m^2 waterbodem per dag

Sloottype	Slootwand	Open water	Slootwand + open water
veensloot	26	29	55
zandsloot (nat)	4	39	43
zandsloot (droog)	2	20	22

Berekeningen van de N-balans op basis van metingen in de proefsloten op de Sinderhoeve van het DLO-Staring Centrum geven aan dat bij een belastingsniveau van 30 $mg.d^{-1}.m^{-2}$ N ongeveer 42% van de aangeboden stikstof niet wordt afgevoerd. Bij een N-belasting van de waterbodem van 400 $mg.d^{-1}.m^{-2}$ wordt ongeveer 60% niet afgevoerd. Het betreft proefsloten met relatief lage stroomsnelheden van slechts enkele centimeters per dag, een waterbodemdikte van ongeveer 5 cm en N-aanbod in de vorm van ammonium (50%) en nitraat (50%). De experimentele resultaten komen wat betreft de orde van grootte zeer goed overeen met de modelberekeningen gegeven in tabel 21.

5.3 Samenhang met regionale grondwaterstroming

In de modellen worden de omzettingen en het transport van N-componenten in de bodem beschreven. Hiertoe wordt een bodemkolom met een bepaalde dikte gedefinieerd en worden fysische en chemische kenmerken aan de profiellagen toegekend. Het transport van water en stoffen vindt plaats in verticale richting.

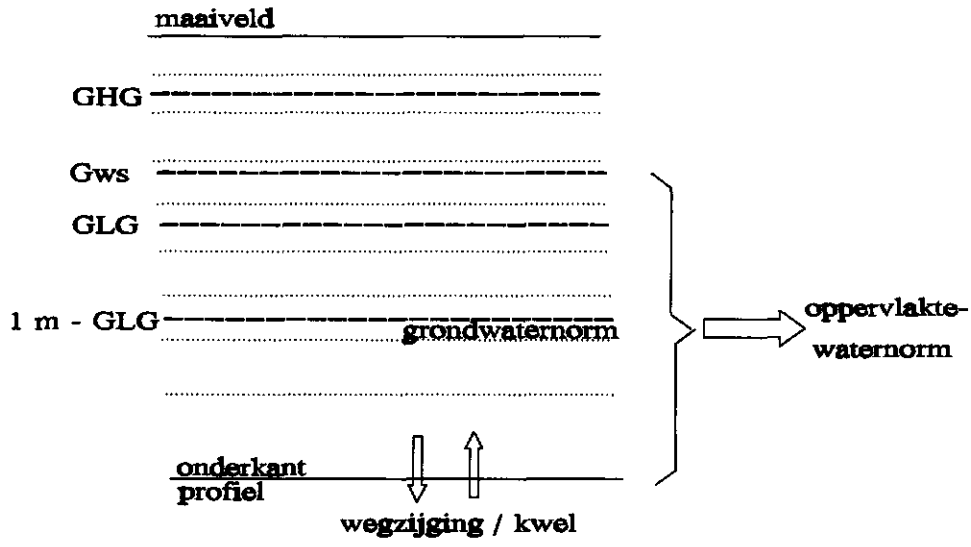

Fig. 21 Diepte waarop de kwaliteit van grondwater en oppervlaktewater wordt getoetst

De afvoer naar ontwateringingsmiddelen is gemodelleerd als een horizontale 'lekterm' in de bodemkolom. De waterflux aan de onderrand van de kolom is gedefineerd als kwel en wegzijging (fig. 21).

De belasting van het oppervlaktewater wordt berekend uit de fluxen van het water dat over de gehele diepte van het profiel zijdelings naar de ontwateringssystemen stroomt en de bodemvochtconcentraties.

$$P = \sum_{i=k}^{i=n} q_{dr,i}\ c_i$$

Hierin is P de belasting van het oppervlaktewater (kg.m^{-2}.d^{-1}), $q_{dr,i}$ de ontwateringsflux (m.d^{-1}) van laag i en c_i de concentratie (kg.m^{-3}) van laag i. De sommatie wordt uitgevoerd van laag k, waarin zich de grondwaterstand bevindt, tot de onderste laag van het profiel (n).

De dikte van het modelprofiel is vast te stellen aan de hand van de diepte van de diepste stroombanen van het water dat wordt afgevoerd naar het oppervlaktewater-systeem. Het is moeilijk om voor deze diepte een algemene regel te geven om dat dit afhangt van diverse factoren:
– afstand tussen ontwateringsmiddelen,

- al of niet voorkomen van meerdere typen ontwateringsmiddelen (greppels, sloten, kanalen),
- samenhang met het regionale grondwaterstromingspatroon,
- doorlatendheid van de bodemlagen.

Voor diepe zandpakketten en situaties waarin slechts sprake is van één ontwateringssysteem heeft Ernst (1973) afgeleid dat de diepte gelijk is aan één-vierde deel van de drainafstand.

In de regionale studie in het stroomgebied van de Beerze en de Reusel (Van der Bolt et al., 1996a) is de profieldikte vastgesteld aan de hand van waterstromen in het 'lokale' ontwateringssysteem en het regionale grondwaterstromingssysteem. Hiertoe zijn langjarig gemiddelde drainfluxen, kwel/wegzijgingsfluxen en horizontale uitwisselingsfluxen tussen aangrenzende subgebieden berekend. Vervolgens is het volume van het totale grondwaterlichaam bepaald. Verder is verondersteld dat de verhouding tussen de volumina die de verschillende waterstromen innemen evenredig is met de verhouding tussen de grootte van de waterstromen. Op deze wijze is de diepte van scheiding tussen het lokale systeem waarin het neerslagoverschot nog binnen de grenzen van het subgebied wordt afgevoerd, en het dieper gelegen regionale systeem, waarin de uitwisseling tussen de verschillende subgebieden plaatsvindt, vastgesteld (fig. 22).

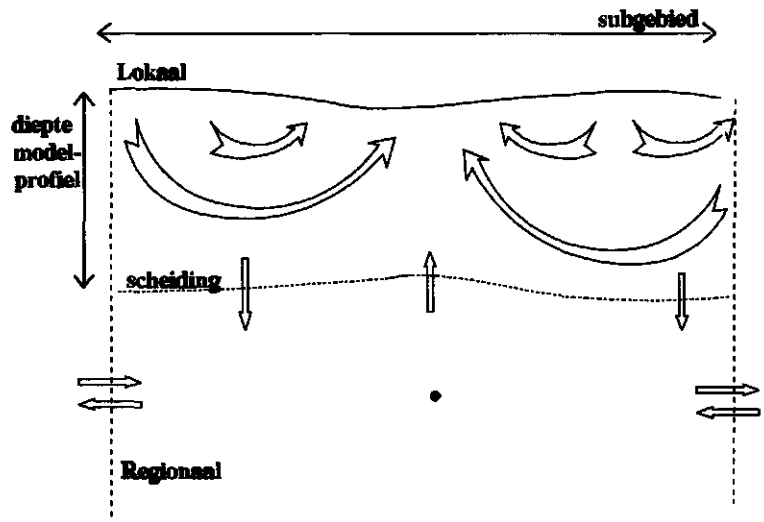

Fig. 22 Schematische weergave van de scheiding tussen het regionale en lokale stromingssysteem

Afvoer van water uit landbouwpercelen vindt plaats over het oppervlak bij hevige regenbuien (afspoeling) en door de bodem (uitspoeling). Uitspoeling vindt plaats uit de verzadigde bodemlagen. Hier kunnen meerdere bodemlagen bij betrokken zijn: lagen ondieper dan 1 m - mv.; lagen tussen 1 m - mv. en 1 m - GLG; lagen dieper dan 1 m - GLG. De N-concentraties in de bovenste lagen zijn in het algemeen het hoogst. De belasting van het oppervlaktewater bestaat dus uit een mengsel afkomstig uit verschillende bodemlagen (fig. 21). De verhouding tussen de hoeveelheden afkomstig uit deze bodemlagen wordt onder andere bepaald door de detailontwatering en door de geohydrologische opbouw van het profiel.

De natuurlijke achtergrondsbelasting ten gevolge van opkwellend grondwater is niet in deze beschouwingen betrokken. In gebieden waar deze nutriëntenrijke kwel aanzienlijk is, zal normstelling voor de landbouw op basis van acceptabele verliezen niet noodzakelijkerwijs tot gevolg hebben dat de normen in grond- en/of oppervlaktewater worden gehaald. Deze problemen treden voornamelijk op in de klei en veengebieden in het westen en noorden van Nederland. De NH_4-N-concentratie in het kwelwater overschrijdt de norm voor het open water in ongeveer 40% van de kwelgebieden in Nederland.

5.4 Acceptabele N-verliezen

Bovenstaande schattingen van de acceptabele verliezen van stikstof moeten van een aantal kanttekeningen worden voorzien. Onzekerheden zijn gesignaleerd ten aanzien van:

- De grootte van het neerslagoverschot en de verdeling hiervan over grondwatervoeding en afstroming naar het oppervlaktewater. Het neerslagoverschot varieert per regio en is tevens afhankelijk van het grondgebruik. Meinardi (1994) geeft een globale classificatie van de afvoerverdeling per grondwatertrap. Deze classificatie kent 4 klassen en is erg grof voor de schatting van N-verliezen naar oppervlaktewater.
- De afleiding van de procentuele verdeling van de verliezen over denitrificatie, verliezen naar grondwater en verliezen naar oppervlaktewater. Aangetoond is dat deze in het stroomgebied van de Beerze en de Reusel afhankelijk is van de grondwaterstand. In het model van het studiegebied is de variatie in bodemkundige kenmerken die van de belang zijn voor de N-uitspoeling vrij gering. In andere regio's kunnen ook bodemkenmerken en spreiding in bemesting in belangrijke mate variatie van het nitraatgehalte veroorzaken. De modelstudie kent een aantal onzekerheden die ook bij het afleiden van de verliesfactoren meespelen.
- De schatting voor de verliesfactor in het oppervlaktewater is medebepalend voor de hoogte van het toelaatbaar N-overschot. De gepresenteerde cijfers zijn slechts heel globale ramingen uit case-studies en geven slechts een orde van grootte aan in plaats van een nauwkeurig getal.
- Door de hoge bemestingen in het verleden kan sprake zijn van een aanzienlijke ophoping van stikstof en fosfor in de bodem. Ophoping van stikstof vindt voornamelijk plaats in de organische stof in de bodem. Bij een organische stof gehalte van 5% en een N-gehalte hierin van 2% is de opslag van stikstof in de wortelzone van 30 cm al gauw zo'n 5000 kg N. Uit modelberekeningen (Van der Bolt et al., 1996c) voor het stroomgebied van de Beerze en de Reusel blijkt dat bij verlaging van de bemesting de afbraak van deze organische stof voorraad nog 15 tot 30 jaar de uitspoeling naar grond- en oppervlaktewater kan beïnvloeden.
- Het al of niet verdisconteren van verliezen in greppels en perceelssloten heeft consequenties voor de hoogte van het acceptabele N-verlies. Ook de diepte in de verzadigde zone waarop het grondwater aan de norm moet voldoen heeft duidelijke consequenties. Een nadere verduidelijking mbt het hanteren van waterkwaliteitsnormen is wenselijk. Anderzijds is het ook wenselijk inzicht te hebben in de consequenties van een meer gedetailleerde definitie.

De gemiddelde N-balans van de bodem in het stroomgebied van de Beerze en de Reusel is inzichtelijk te maken in een schema (fig. 23). De balanstermen geven een orde van grootte aan voor graslandpercelen op natte zandgronden met 180 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N-verlies. Van alle verliezen is denitrificatie de grootste post.

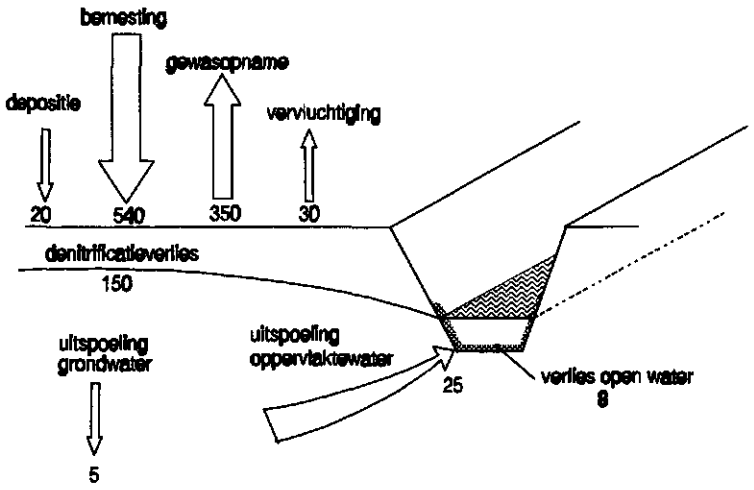

Fig. 23 Schematische weergave van de N-balans van een graslandperceel op natte zandgrond in het stroomgebied van de Beerze en de Reusel

Voor de vertaling van normconcentraties in het oppervlaktewater naar normverliezen per bedrijf is een eenvoudig model op te stellen. Verondersteld wordt dat normverliezen voor het bedrijf via een aantal tussenschakels zijn te relateren aan normen voor de N-concentratie in het oppervlaktewater. De methodiek is nagenoeg analoog aan de gevolgde berekeningswijze in de N-desk (Van Eck en Meijs, 1995).

$$\text{N-verlies per bedrijf} = f_1 \cdot f_2 \cdot f_3 \cdot f_4 \cdot f_5 \cdot \text{Normconcentratie}$$

Hierin worden de factoren f_1 t/m f_5 als volgt gedefinieerd:

$$f_1 = \frac{\text{Normverlies uit perceelssloot}}{\text{Normconcentratie in hoofdwatergang}}$$

$$f_2 = \frac{\text{Normverlies uit bodemprofiel}}{\text{Normverlies uit perceelssloot}}$$

$$f_3 = \frac{\text{Normverlies uit wortelzone}}{\text{Normverlies uit bodemprofiel}}$$

$$f_4 = \frac{\text{Normverlies van perceel}}{\text{Normverlies uit wortelzone}}$$

$$f_5 = \frac{\text{Normverlies van bedrijf}}{\text{Normverlies van perceel}}$$

Op basis van de studie in het stroomgebied van de Beerze en de Reusel (Van der Bolt et al., 1996c) en de N-deskstudie (Van Eck en Meijs, 1995) kan een range voor de factoren f_2 t/m f_4 worden geschat (tabel 24).

Tabel 24 Range van de ratio tussen normverliezen per compartiment en beïnvloedende processen

Ratio	Range	Processen
f_1	?	Menging, regionaal transport, biologisch/chemische processen in regionaal oppervlaktewater
f_2	1,3-1,7	Denitrificatie in slootwand, biologisch/chemische processen in perceelssloot
f_3	2,5-4,5	Denitrificatie in bodem, N-dynamiek in bodem dieper dan wortelzone, kwelbelasting
f_4	1,3-1,6	Vervluchtiging, verliezen uit urineplekken, vertrappingsverliezen
f_5	?	Bemestingspatroon, beweidingssysteem, mestsamenstelling

Aan deze methodiek kleeft een belangrijk bezwaar. Verondersteld wordt dat een variatie in het normverlies van het oppervlaktewater zich evenredig voortplant in een procentueel evengrote verandering van het 'normverlies van een bedrijf'. Dit geldt alleen als de N-concentratie of de N-flux de sturende factor is voor de 'verliesprocessen'. Als het 'verliesproces' volledig wordt bepaald door andere factoren (bijv. voorraad actieve organischestof) is de N-verliespost als een vaststaande post te beschouwen. Het N-verlies kan dan niet als een vermenigvuldigingsfactor worden beschouwd.

Verbetering van de betrouwbaarheid van de factor met de hoogste waarde zal relatief veel bijdragen aan de onderbouwing van verliesnormen. Aan het landbouwkundig onderzoek in combinatie met het milieukundig onderzoek is de taak om in de nabije toekomst deze onzekerheden en witte vlekken in de kennis nader invulling te geven. Voor de nattere gronden is de verhouding tussen denitrificatieverlies en de uitspoeling naar oppervlaktewater sterk bepalend voor de uitkomst van het toelaatbare N-overschot. Voor de drogere gronden is dit de verhouding tussen denitrificatie en de uitspoeling naar grondwater. Op basis van de huidige kennis staat wel vast dat er een groot spanningsveld bestaat tussen wat uit milieukundig oogpunt gewenst en uit landbouwkundig oogpunt gewenst en haalbaar is.

Er van uitgaande dat het beleid erop gericht zal zijn om te streven naar milieukundig acceptabele verliezen, rest de vraag hoe een situatie bereikt kan worden waarbij de landbouw zich conformeert aan deze gewenste toekomstige situatie. Dit is een probleem van niet geringe bestuurlijke, financiële en juridische omvang. Onderzoek naar sturingsmogelijkheden voor het beleid in het landelijk gebied is dan ook hoogst noodzakelijk. In dit verband zullen de economische gevolgen op bedrijfsniveau, maar ook op nationaal niveau in de beschouwingen moeten worden betrokken.

6 Conclusies

Bij het rekenen met eenvoudige vuistregels m.b.t. de nitraatuitspoeling kan de invloed van het gewas op het neerslagoverschot niet worden verwaarloosd. Voor gras wordt op basis van de reeks 1971-1986 een cijfer van ca. 200 $mm.j^{-1}$ berekend. Voor maïs en bouwland ligt dit getal hoger.

Zowel de uitspoeling naar het grondwater als de afvoer naar het oppervlaktewater wordt in sterke mate bepaald door de hydrologie. De hydrologie heeft effect op de beschikbaarheid van stikstof in de bodem en daarmee op hoogte van de gewasopname. Dit heeft indirect gevolgen voor de hoogte van het berekende N-overschot. Op grasland blijkt uit de modelresultaten een duidelijke relatie tussen het N-overschot en de grondwaterstand. Dit is te verklaren uit de mineralisatie en de denitrificatie en in mindere mate ook uit de gewasopname.

Met het tijdstip van mestdosering is op de nattere gronden in de modelstudie niet realistisch omgegaan. Bij gebiedsstudies zouden bedrijfsmatige aspecten afhankelijk van de grondwaterstand verfijnd dienen te worden.

Bij het toetsen van de nitraatconcentratie in het grondwater aan de drinkwaternorm is het nodig de diepte waarop de concentratie wordt bepaald scherp te definiëren. Tussen het niveau 1 m - mv. en 1 m - GLG kan nog een aanzienlijk deel van het nitraat verdwijnen.

In het stroomgebied van de Beerze en de Reusel worden onder grasland bij mestgiften van 450-500 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ werkzame N de normen voor nitraat in het grondwater van de hogere gebieden op grote schaal overschreden. Dit geldt ook voor de afgeleide norm voor de N-belasting van het oppervlaktewater. Op de hoge gronden bedraagt het N-overschot 130 $kg.ha^{-1}$ en 200 $kg.ha^{-1}$ op de lage gronden. Bij mestgiften ter grootte van 250-300 $kg.ha^{-1}$ werkzame N bedraagt het overschot ca. 25 $kg.ha^{-1}$ op de drogere gronden en ca. 150 $kg.ha^{-1}$ op de nattere gronden. Een N-niveau van 160 - 200 $kg.ha^{-1}$ werkzame N leidt op de nattere gronden tot een perceels-overschot van ca. 80 kg en op de drogere gronden wordt met dit lage bemestingsniveau een negatief overschot berekend (< -10 $kg.ha^{-1}$). Op de hogere gronden worden nitraat-concentraties berekend die in dezelfde orde van grootte als de drinkwaternorm liggen. Gronden met een gemiddelde hoogste grondwaterstand tot 80 cm - mv. blijven bij dit lage mestniveau ruimschoots onder de drinkwaternorm.

In het model van het stroomgebied van de Beerze en de Reusel zijn de verschillen in bodemprofiel niet groot genoeg om op basis van bodemeigenschappen nader onderscheid te kunnen maken in de N-uitspoeling.

De invloed van mineralisatie op de beschikbaarheid van stikstof bij lage bemestingsniveaus is groot. Berekend wordt dat voor grasland de gemineraliseerde hoeveelheid meer dan 200 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ kan bedragen. Processen die de mineralisatie beïnvloeden zullen daarom grote invloed kunnen hebben op de N-beschikbaarheid, de gewasopname en de uitspoeling.

Uit de modelberekeningen komt een grote ruimtelijke spreiding tussen verschillende simulatie-eenheden naar voren. Het hanteren van gemiddelde waarden leidt er toe dat een groot gedeelte van het areaal zich ver boven en een ander gedeelte zich ver onder de toetsnorm kan bevinden. Hetzelfde geldt voor een gemiddelde waarde in de tijd. Voor het toetsen aan normen is dus zowel een gebieds- als een tijdscriterium nodig waarvoor de norm moet gelden.

In de berekeningen is niet duidelijk genoeg rekening gehouden met koppeling tussen stikstof en fosfaat. Indien door een vergaande reductie van dierlijke mestgift het P-Al en Pw-getal sterk daalt, zal dit ook effect gaan krijgen op de opname van stikstof door het gewas. Een lagere N-opname kan leiden tot een grotere uitspoeling.

Voor de nutriënten stikstof en fosfaat gaat de normstelling voor grond- en oppervlaktewater voorbij aan de hoeveelheden stikstof en fosfaat die van nature in het watersysteem voorkomen of terechtkomen. Onder omstandigheden met een grote natuurlijke belasting is het de vraag of het zin heeft om normering op bedrijfsniveau aan de landbouw op te leggen.

Het vertalen van de normconcentraties in grond- en oppervlaktewatersystemen naar N- en P-overschotten op bedrijfsniveau biedt goede aanknopingspunten voor de implementatie van milieubeleid. Aan de vertaling van deze normconcentraties naar overschotten zitten nog een aantal haken en ogen:

- De afhankelijkheid van dergelijke toelaatbare overschotten van bodemtype en hydrologische omstandigheden is een belangrijk knelpunt gebleken bij deze vertaling. Met name de verhouding tussen denitrificatie in de bodem en de uitspoeling naar oppervlaktewater is onzeker.
- Ook de bedrijfsvoering zelf (onder andere gebruik van dierlijke mest versus kunstmest en het al of niet weiden van melkvee) blijken van grote invloed te zijn op de relatie tussen beide normstellingen. Nader onderzoek zal moeten uitwijzen of de overschotten op bedrijfsniveau beter onderbouwd kunnen worden.

Duidelijk is dat het spanningsveld tussen de landbouwkundig optimale situatie en de milieukundig gewenste situatie erg groot is. Bij het voorbereiden van gebiedsgerichte maatregelen waarbij het belangrijk is om gevolgen van alternatieven in te schatten kunnen modelstudies daarbij een hulpmiddel zijn.

Literatuur

Boers, P.C.M. en I.G.A.M. Noij (eds.), 1997. *Huidige en toekomstige belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat vanuit de landbouw.* Lelystad, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling.

Bolt, F.J.E. van der, 1993. *Simulatie van het regionaal hydrologische systeem in de stroomgebieden van de Beerze, Reusel en Rosep.* In: J.C. Hooghart (ed.), Gebruik van GIS bij grondwatermodellering. Commissie voor hydrologisch onderzoek TNO. Rapporten en nota's No. 32. pp. 75-91.

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

Bolt, F.J.E. van der, P. Groenendijk en H.P. Oosterom, 1996b. *Nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater in de stroomgebieden van de Beerze, Reusel en Rosep. Simulatie van de nutrientenhuishouding.* Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 306.2.

Bolt, F.J.E. van der, P. Goenendijk en H.J. Oosterom, 1996c. *Nutriëntenbelasting van grond en oppervlaktewater in de stroomgebieden van de Beerze, Reusel en Rosep. Effecten van bemestingsmaatregelen.* Wageningen, DLO Staring Centrum. Rapport 306.3.

Boumans, L.J.M., C.R. Meinardi en G.J.W. Krajenbrink, 1989. *Nitraatgehalten en kwaliteit van het grondwater onder grasland in de zandgebieden.* Bilthoven, RIVM. Rapport 728472013.

Cultuurtechnisch vademecum, 1988. *Cultuurtechnisch Vademecum.* Utrecht, Cultuurtechnische vereniging.

CUWVO, 1987. *Vergelijkend onderzoek naar de eutrofiëring in Nederlandse meren en plassen. Resultaten van de derde eutrofiëringsenquête.* Coordinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewater (CUWVO). Rapport werkgroep VI.

Drecht, G. van, F.R. Goossensen, M.J.D. Hack-ten Broecke, E.J. Jansen en J.H.A.M. Steenvoorden, 1991. *Berekening van de nitraatuitsoeling met behulp van eenvoudige modellen.* Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 163.

Eck, G. van en J.A.C. Meijs, 1995. *Stikstofverliezen en stikstofoverschotten in de Nederlandfse landbouw.* Project Verliesnormen, deelrapport 3. Ministeries van LNV, VROM en V&W, Landbouwschap en LTO-Nederland.

Ernst, L.F., 1973. *De bepaling van de transporttijd van het grondwater bij stroming in de verzadigde zone.* Wageningen, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding. Nota 755.

Goossensen, F.R. en P.C. Meeuwissen (eds.), 1990. *Advies van de Commissie Stikstof.* Onderzoek inzake de mest- en ammoniakproblematiek in de veehouderij 9. Wageningen, Dienst Landbouwkundig Onderzoek.

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

KNMI, 1982. *Klimatologische gegevens van Nederlandse stations no. 10 normalen en standaardafwijkingn voor het tijdvak 1951-1980.* De Bilt, KNMI.

Meinardi, C.R., 1994. Groundwater recharge and travel times in the sandy regions of the Netherlands. Bilthoven, RIVM. Report 715501004.

Projectgroep Verliesnormen, 1994. *Fosfaatverliezen en fosfaatoverschotten in de Nederlandse landbouw.* Projectgroep verliesnormen. Deelrapport 1. Rapport van de technische projectgroep 'P-desk studie'.

Projectgroep Verliesnormen, 1995. *Stikstofverliezen en stikstofoverschotten in de Nederlandse landbouw.* Projectgroep verliesnormen. Deelrapport 3. Rapport van de technische projectgroep toelaatbaar stikstofoverschot.

Querner E.P. en P.J.T. van Bakel, 1989. *Description of the regional groundwater flow model SIMGRO.* Wageningen, DLO-Staring Centre. Report 7.

Roest, C.W.J. en P. Groenendijk, 1995. De weg naar een schone toekomst. In: J.F.Th. Schoute et al. (red), Waarheen met het landelijk gebied? Alphen aan den Rijn, Samsom H.D. Tjeenk Willink. pp. 117-138.

Schoumans, O.F. en A. Breeuwsma, 1990. *Methodiek voor de chemische bodemschematisatie van PAWN-districten op basis van de bodemkaart 1 : 250 000.* DLO-Staring Centrum, Wageningen. Rapport 45.

Steenvoorden, J.H.A.M., 1988. *Vermindering van stikstofverliezen naar grond- en oppervlaktewater.* Wageningen, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen. Nota 1849.

TNO/Heidemij-advies, 1993. *Evaluatie ammoniakbeleid.* Arnhem, TNO/Heidemij-advies.

Ven, G.W.J. van der, 1992. *GRASMOD, a grassland management model to calculate nitrogen losses from grassland.* Wageningen, DLO-CABO. Verslag 158.

Walsum, P.E.V. van, 1988. *SLAPP: een rekenprogramma voor het genereren van bemestingsscenario's (betreffende dierlijke mest en stikstofkunstmest) ten behoeve van milieu-effectonderzoek, versie 1.0.* Wageningen, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding. Nota 1920.

Walsum, P.E.V. van, 1991. *Waterbeheer rondom de Groote Peel. Verkenning en evaluatie van scenario's.* Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 106.

Wesseling, J.G., 1991. *Meerjarige simulatie van grondwaterstroming voor verschillende bodemprofielen, grondwatertrappen en gewassen met het model SWATRE.* Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 152.

Wösten, J.H.M., 1988. *Generalisatie en bodemfysische vertaling van de bodemkaart van Nederland, schaal 1 : 250 000, ten behoeve van de PAWN-studie.* Wageningen, Stichting voor Bodemkartering. Rapport 2055.