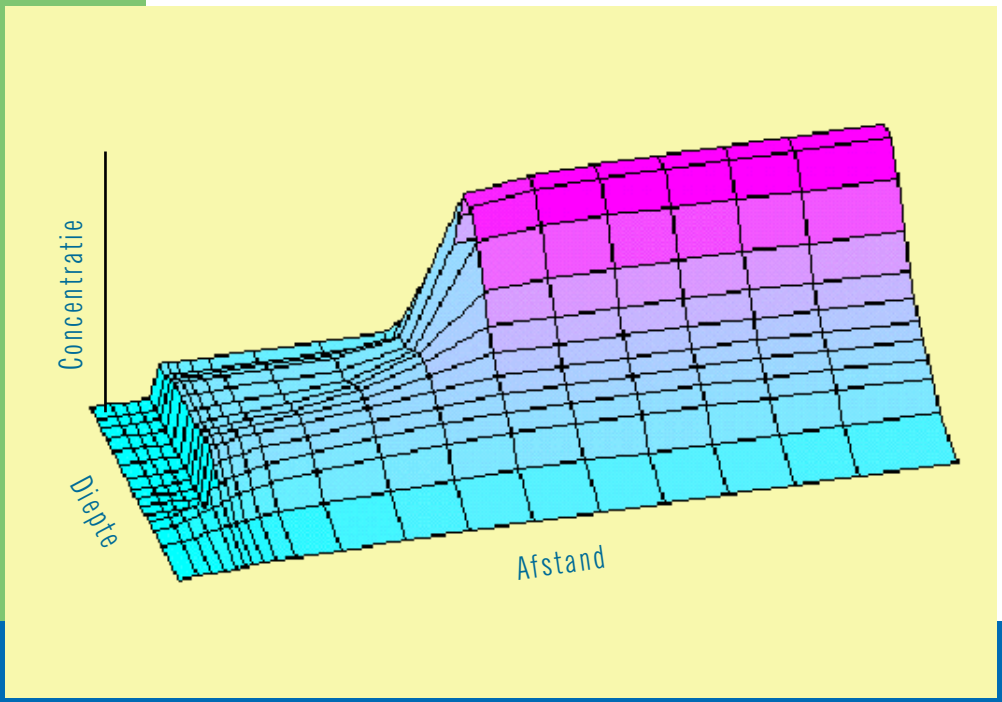
ALTERRA

# Strategieën voor vermindering van N-belasting door grasland van het oppervlaktewater

## Een verkennende studie naar de mogelijkheden van een gecombineerd gebruik van de simulatiemodellen FUSSIM en CNGRAS

C.L. van Beek & M. Heinen




Alterra-rapport 020, ISSN 1566-7197

WAGENINGENUR

Strategieën voor vermindering van N-belasting door grasland van het oppervlaktewater

Deze studie is verricht in opdracht van LNV-DWK

# Strategieën voor vermindering van N-belasting door grasland van het oppervlaktewater

## Een verkennende studie naar de mogelijkheden van een gecombineerd gebruik van de simulatiemodellen FUSSIM en CNGRAS

**C.L. van Beek**
**M. Heinen**

**Alterra-rapport 020**

**Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2000**

REFERAAT

C.L. van Beek en M. Heinen, 2000. *Strategieën voor vermindering van N-belasting door grasland van het oppervlaktewater; een verkennende studie naar de mogelijkheden van een gecombineerd gebruik van de simulatiemodellen FUSSIM en CNGRAS*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 020. 50 blz. 20 fig.; 11 tab.; 27 ref.

Scenarioberekeningen voor vermindering van N-belasting van het oppervlaktewater zijn uitgevoerd door middel van een koppeling tussen de twee simulatiemodellen FUSSIM en CNGRAS. De beschouwde scenario's waren slootwaterpeilbeheer, het aanleggen van bufferstroken, aanpassen van de bemestingsfrequentie en het toedienen van organische mest in plaats van anorganische mest. Van deze scenario's bleken het aanleggen van bufferstroken en het toedienen van organische mest het meest succesvol. Echter, van ieder scenario werd een massabalans bijgehouden, waaruit bleek dat N-uitspoeling slechts een fractie was van de totale stikstofhuishouding in een perceel. Hierdoor is de effectiviteit van een bepaald scenario erg gevoelig voor veranderingen in de overige balansposten

Trefwoorden: simulatiemodellen, stikstofuitspoeling

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door NLG 30,00 over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 020. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2000 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: postkamer@alterra.wag-ur.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 Alterra.

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

Alterra is de fusie tussen het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN) en het Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC). De fusie is ingegaan op 1 januari 2000.

Projectnummer 10197.01 [Alterra-rapport 020/IS/03-2000]

# Inhoud


Woord vooraf 7

Samenvatting 9

1 Inleiding 11

2 De modellen 13
2.1 FUSSIM 14
2.2 CNGRAS 15
2.3 Opzet profiel 16
2.4 Initialisatie en randvoorwaarden 18

3 Berekeningen en Discussie 19
3.1 Standaardberekening 19
3.2 Grondsoort 23
3.3 Neerslag 24
3.4 Scenarioberekeningen 28
3.4.1 Slootwaterpeilverhoging 29
3.4.2 Bufferstrook 30
3.4.3 Bemestingsfrequentie 31
3.4.4 Mestsoort 32
3.5 Discussie 34

4 Conclusies en aanbevelingen 37

Literatuur 39

***Bijlagen***

1 Relaties tussen afspoeling van water, neerslag en grondwaterstand 43
2 Invloed van aantal elementen in profiel op afstroming van water 45
3 Inputtabel FUSSIM 47

## Woord vooraf

Dit rapport is een tussenrapportage voor project 10443.10 *'Bemestingstrategieën voor vermindering N- en P-belasting oppervlaktewater'*, welke valt onder het DLO onderzoeksprogramma 317 *'Dynamiek en beheer van nutriënten'*. Dit programma wordt gefinancierd door LNV-DWK.

Met dank aan Sjaak Conijn voor het beschikbaar stellen van het model CNGRAS.

# Samenvatting

In Nederland is een groot deel van de diffuse belasting van het oppervlaktewater met stikstof afkomstig uit de landbouw. Er zijn verschillende strategieën mogelijk om deze belasting te verminderen. Om inzicht te krijgen in het effect van een bepaalde strategie is het gebruik van mathematische modellen wenselijk (Anoniem, 1998). Een combinatie van een gewasgroeimodel (CNGRAS) en een waterstromingsmodel (FUSSIM) is in staat een volledig bodem-gewas systeem te simuleren. Een eerste verkenning naar de mogelijkheden van deze combinatie leert dat het aanleggen van bufferstroken en vervanging van kunstmeststikstof door dierlijke mest leiden tot een verminderde uitspoeling van stikstof naar het oppervlaktewater. Maar er zijn nog veel onzekerheden. Het beschouwen van alle stikstofstromen binnen een perceel is noodzakelijk bij het doen van uitspraken over de effectiviteit van een bepaalde maatregel.

# 1 Inleiding

De landbouw wordt steeds meer gezien als belastend voor het milieu. Sinds de grote puntbronnen zijn aangepakt (o.a. RWZI's), is nu de landbouw verantwoordelijk voor de grootste stikstofbelasting van het oppervlaktewater (Oenema en Roest, 1998; Uunk, 1991). Het Nederlandse mestbeleid is erop gericht nutriëntenverliezen uit de landbouw fors te verminderen (Oenema en Roest, 1998). De afgelopen 10 jaar zijn verschillende maatregelen ingevoerd met wisselende successen (Oenema, 1999). In dit rapport wordt een aanzet gegeven tot het kwantificeren van het effect van een bepaalde maatregel (strategie of scenario genoemd) met behulp van simulatie-modellen.

Uitspoeling van nutriënten naar het oppervlaktewater wordt bepaald door twee processen:
1. de waterafvoer van het perceel naar de sloot, W (l), en
2. de concentratie van het uitspoelende water, C (mg/l)

De belasting van het slootwater, SB (mg), wordt berekend als:

$$SB = W * C \qquad (1)$$

De slootbelasting per oppervlakte-eenheid wordt verkregen door SB te delen door het oppervlak (ha) waarvoor de SB berekend wordt. De waterafvoer kan gezien worden als een functie van neerslag, fysische bodemeigenschappen, slootwaterpeil, opname, verdamping, beregening en drainage. De concentratie is een functie van bemesting, omzetting, opname en adsorptie.

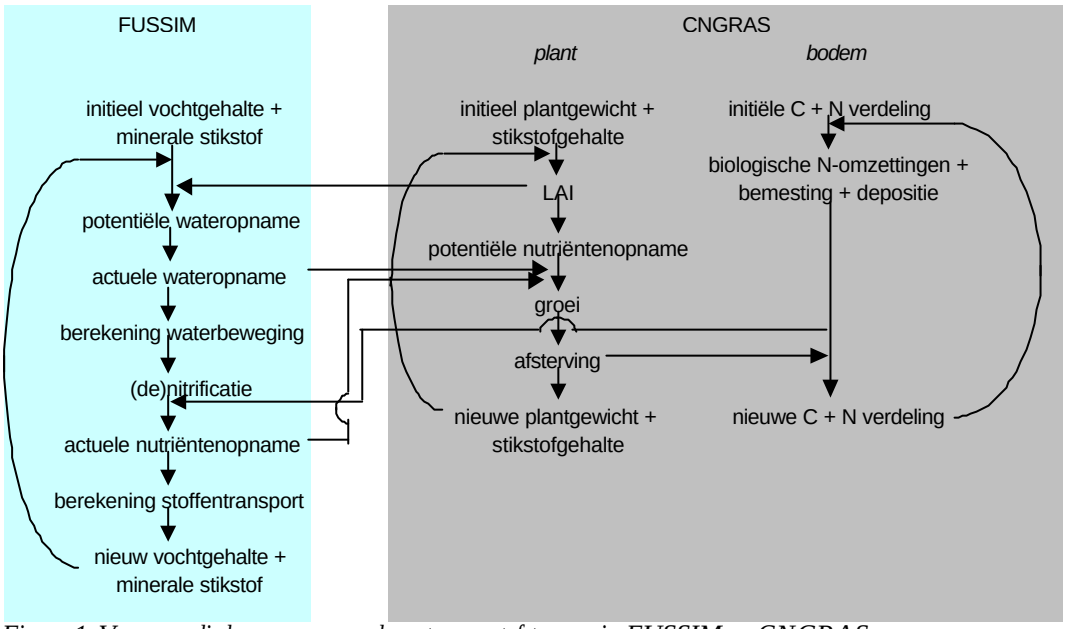
In de literatuur worden verschillende strategieën genoemd om de N-belasting van het oppervlaktewater terug te dringen. In dit onderzoek wordt de N-belasting (in de vorm van nitraat ($NO_3$) en/of ammonium ($NH_4$)) berekend voor een aantal van deze strategieën. De beschouwde strategieën zijn:
1. Slootwaterpeilbeheer
2. Aanleg bufferstroken
3. Mestsoort (toediening van organische mest i.p.v. kunstmest)
4. Bemestingsfrequentie (één keer bemesten vs acht keer bemesten per jaar)

De eerste strategie valt onder het terugdringen van de waterafvoer; de andere strategieën vallen onder het terugdringen van de concentratie opgeloste stof (vergelijking 1). Verder wordt in dit rapport ook gekeken naar de invloed van grondsoort en hoeveelheid neerslag, maar omdat deze niet beïnvloedbaar zijn, vallen neerslag en grondsoort niet onder een strategie.

Voor deze studie is gebruik gemaakt van twee modellen, welke toegelicht zullen worden in hoofdstuk 2. In hoofdstuk 3 worden alle berekeningen beschreven en besproken. In hoofdstuk 4 volgen enkele voorlopige conclusies en aanbevelingen.

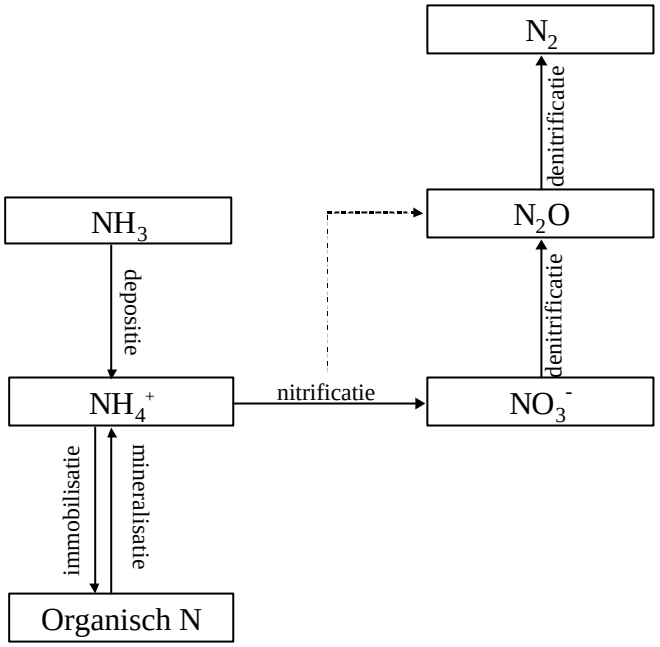
# 2 De modellen

Voor dit onderzoek is gebruik gemaakt van een koppeling van een tweetal modellen, te weten FUSSIM (Heinen en de Willigen, 1998) en CNGRAS (Conijn, 2000 (in voorbereiding)). FUSSIM berekent transport van water en stoffen in de bodem en actuele opname van water en nutriënten. CNGRAS berekent gewasgroei, potentiële opname van nutriënten en de organische stof verdeling in de bodem. Door een koppeling tussen beide modellen wordt het totale water- en nutriëntentransport in een bodem-gewassysteem beschreven. Schematisch kan de koppeling tussen beide modellen weergegeven worden zoals in Figuur 1.




*Figuur 1 Vereenvoudigde weergave van de water- en stofstromen in FUSSIM en CNGRAS*

CNGRAS berekent een potentiële vraag naar nutriënten bij een bepaald plantgewicht en geeft dit door aan FUSSIM, die vervolgens een actuele water- en nutriëntenopname berekent. De biologische processen die hierbij een rol spelen worden berekend door CNGRAS en uitgewisseld met FUSSIM. Organisch stikstof kan in de bodem omgezet worden tot ammonium (mineralisatie). Vervolgens kan ammonium omgezet worden tot nitraat (nitrificatie) wat weer omgezet kan worden in lachgas of stikstofgas (denitrificatie). In Figuur 2 zijn de stikstof-omzettingen weergegeven die berekend worden door FUSSIM en CNGRAS.




*Figuur 2 Stikstofomzettingen welke worden gesimuleerd door FUSSIM en CNGRAS*

Tijdens de nitrificatie kan een klein deel van het ammonium omgezet worden tot lachgas. Dit is aangegeven met een stippellijn in Figuur 2.

De koppeling tussen FUSSIM en CNGRAS wordt bemoeilijkt door het feit dat FUSSIM een twee-dimensionaal model is en CNGRAS een één-dimensionaal model. Dit probleem is opgelost door bij de uitwisseling van gegevens van FUSSIM naar CNGRAS de gemiddelde waarde van dit gegeven te berekenen. Het gevolg hiervan is dat er in de richting van CNGRAS een zekere hoeveelheid informatie verloren gaat. Aangezien deze studie gericht is op processen in de bodem is dit niet als een groot probleem ervaren. Wel heeft dit tot gevolg dat er in dit rapport meer aandacht wordt besteed aan de resultaten van FUSSIM (water- en stoffentransport), dan aan de resultaten van CNGRAS (bijv. wortelgroei, oogst-index, droge stof opbrengst). In de volgende paragrafen worden beide modellen kort besproken.

## 2.1 FUSSIM

FUSSIM is een numeriek simulatiemodel in twee dimensies voor de beschrijving van de waterbeweging, stoffentransport en opname van water en nutriënten door wortels. De waterbeweging wordt beschreven door de Richards vergelijking. Hierin zijn de onderlinge relaties tussen drukhoogte $h$, watergehalte $q$ en doorlatendheid $K$ van belang. De waterretentiekarakteristiek $q(h)$ wordt beschreven door de van Genuchten (1980) functie en de doorlatendheidskarakteristiek door de Mualem (1976) functie. Stoffentransport wordt eveneens door een continuïteitsvergelijking beschreven. Hierin wordt rekening gehouden met convectie, dispersie en diffusie, en met nutriëntenopname door wortels. Voor de convectie-term wordt gebruik gemaakt van de meest recente gegevens van water in FUSSIM. Opname van water en nutriënten

door de wortels vormt een sink-term in bovengenoemde twee continuïteits-vergelijkingen. Gebaseerd op een analytische beschrijving van opname door een enkelvoudige wortel, gaven de Willigen en van Noordwijk (1987; 1994a,b) analoge, analytische oplossingen voor water- en nutriëntenopname. Deze beschrijving is toegepast voor complete wortelsystemen in FUSSIM (Heinen en de Willigen, 1998). Bij wateropname geldt dat de actuele transpiratie een functie is van de potentiële transpiratie en de gesimuleerde wortelpotentiaal. De potentiële transpiratie wordt in deze studie door FUSSIM berekend op basis van weersgegevens, de LAI (afkomstig van CNGRAS) en de evapotranspiratie berekend volgens Makkink. FUSSIM is reeds met succes toegepast in de glastuinbouw (Heinen, 1997) en in de akkerbouw (de Vos en Heinen, 1999).

## 2.2 CNGRAS

CNGRAS bestaat uit twee delen: enerzijds een grasgedeelte waarin gewasgroei wordt berekend als functie van inkomende straling, beschikbaar water, temperatuur en stikstofstatus in het gewas. En anderzijds een bodemgedeelte waarin de organische stof dynamiek wordt beschreven (Figuur 1). In het grasgedeelte wordt ook het beheer van grasland ingesteld. Hier kan bijvoorbeeld gekozen worden voor wel of niet beweiden, maaien, injecteren van mest, toediening van organische of niet-organische mest, etc.

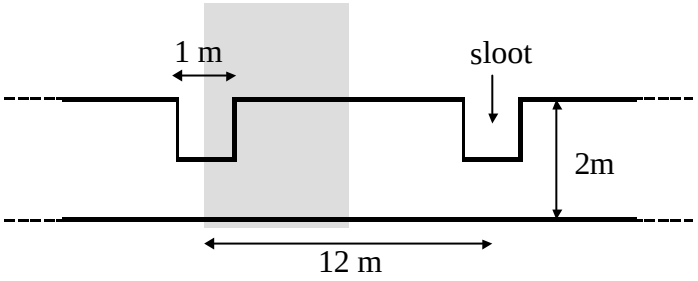
Organische stof wordt verdeeld over drie pools, waarbij onderscheid gemaakt wordt tussen organisch stikstof en organisch koolstof. Iedere pool heeft een bepaalde mineralisatiesnelheid, oplopend van pool 1 naar pool 3. Onder optimale omstandigheden wordt 95% van pool 1 gemineraliseerd binnen 30 dagen. Voor pool 2 wordt diezelfde hoeveelheid binnen 300 dagen gemineraliseerd. Van pool 3 wordt slechts 3% per jaar gemineraliseerd. De organische C + N kan worden aangevuld door bemesting met een organische meststof of door afsterven van plantendelen (stengels, bladeren en wortels). De C + N hoeveelheden in de afgestorven plantendelen worden verdeeld over de 3 pools, waarbij de verdelingsfactoren een functie zijn van het stikstofgehalte van het plantenmateriaal.

CNGRAS berekent vanuit de plant een bepaalde vraag naar nutriënten (de potentiële vraag) die wordt uitgewisseld met FUSSIM. Gewasgroei kan zowel door een nutriëntentekort als door een watertekort geremd worden. Het kan bijvoorbeeld gebeuren dat tijdens een droge periode de actuele transpiratie toch gelijk blijft aan de potentiële transpiratie als de gewasgroei al is geremd door een nutriëntentekort.

In deze studie is steeds op vaste tijden gemaaid en bemest en er werd niet beweid. Bij het maaien werd de bladbiomassa teruggebracht tot 875 kg/ha (aan het begin van de simulatie bedroeg deze 1000 kg/ha). De bemesting werd oppervlakkig toegediend.

## 2.3 Opzet profiel

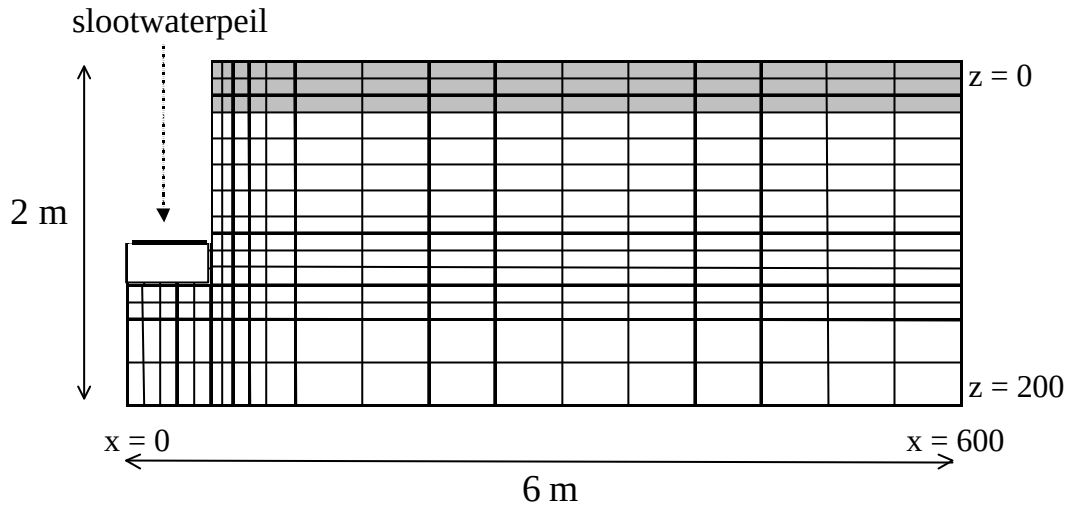
In een gebied met veel parallel lopende sloten op gelijke afstand, kunnen symmetrievlakken onderscheiden worden. Dit is de ruimte tussen een sloot en het midden van een perceel. Bij de simulatieberekeningen is gebruik gemaakt van zulke symmetrie. Er is een perceel gesimuleerd van 2,0 m diep bij 12,0 m breed, wat met een symmetrievlak dus overeenkomt met een gebied van 2,0 x 6,0 m (Figuur 3). Op 2 m diepte is een zeer slecht of ondoorlatende bodemlaag verondersteld, waardoor er geen uitwisseling met het grondwater kon optreden.




*Figuur 3 De simulatieberekeningen zijn uitgevoerd voor een symmetrievlak in een bepaald perceel (gearceerd vlak)*

Voor de numerieke oplossing door FUSSIM is het bodemprofiel opgedeeld in rechthoekige elementen. Hoe groter het aantal elementen, hoe nauwkeuriger de berekeningen. Echter, bij een te groot aantal elementen neemt door afrondingsfouten de totale nauwkeurigheid weer af. Bovendien neemt de rekentijd in dat geval sterk toe. Er is gestreefd naar een optimale verhouding tussen nauwkeurigheid en rekensnelheid (Bijlage 2). De afmetingen van de elementen zijn niet gelijk verdeeld. Bij de sloot zijn de afmetingen kleiner, omdat daar uitspoeling van nutriënten plaatsvindt (hier worden de grootste gradiënten verwacht). Het profiel was opgebouwd uit 20 kolommen en 15 rijen. In horizontale richting bestond het profiel uit 5 kolommen van 10 cm, 2 kolommen van 5 cm, 2 kolommen van 10 cm, 1 kolom van 20 cm en 10 kolommen van 50 cm. In verticale richting bestond het profiel uit 3 rijen van 10 cm, 4 rijen van 15 cm, 6 rijen van 10 cm en 2 rijen van 25 cm. De sloot was helemaal links in het profiel gesitueerd en had een diepte van 130 cm en was 100 cm breed (omdat het hier een symmetrievlak betreft, is in het model de sloot voorgesteld als 50 cm breed). Het ‘standaard’ slootwaterpeil bedroeg 105 cm –mv. In Figuur 4 is het profiel weergegeven voor de standaardsituatie.

Uit de Staringreeks (Wösten *et al.*, 1994) zijn drie gronden geselecteerd: een klei-, een zand- en een veengrond (Tabel 1 en 2). Bij de selectie van de grond is vooral gekeken naar de retentiecurven. De voorkeur ging uit naar een ‘gemiddelde’ curve, maar met onderling duidelijke verschillen. Dit is zowel gedaan voor een boven- als een ondergrond, waarbij de boven- en de ondergrond wel steeds tot dezelfde grondsoort behoorden (dus bijv. geen klei op veen). De bovengrond bedroeg 30 cm (het grijze gedeelte in Figuur 4).




*Figuur 4 Modelprofiel in het gekoppelde model FUSSIM en CNGRAS; links ligt de sloot*

*Tabel 1 De geselecteerde boven- en ondergronden en hun beschrijvingen (Wösten et al., 1994)*

| Boven | | Onder | |
|---|---|---|---|
| Kleib11 | matig zware klei | Kleio12 | matig zware klei |
| Zandb4 | zeer sterk lemig, zeer fijn tot matig fijn zand | Zando2 | zwak lemig, zeer fijn tot matig fijn zand |
| Veenb17 | venige klei | Veeno17 | mesotroof en eutroof veen |

In de literatuur is aandacht geschonken aan de doorlatendheid in het natte traject. In sommige gevallen blijkt de beschrijving van Mualem (1976) niet altijd te voldoen, met name bij zwaardere gronden. Vogel en Cislerova (1988) hebben de van Genuchten-Mualem functies uitgebreid. Deze uitbreiding is tevens aangebracht in FUSSIM (Heinen, 1999). De aanpassing in FUSSIM betreft alleen de doorlatendheid. In droge toestand ($q \leq q_k$) wordt de oorspronkelijke vergelijking van Mualem gebruikt. In het natte traject ($q > q_k$) verloopt de doorlatendheidskarakteristiek lineair van $K_k$ ($K(q_k)$) naar $K_s$, waarbij $K_s$ een grotere waarde heeft dan de oorspronkelijke $K_s$. Deze methode is met succes op de zware zavelgrond van de Lovinkhoeve toegepast (de Vos, 1997). In Tabel 2 zijn de parameters van de aangepaste van Genuchten-Mualem functies voor de 6 gebruikte gronden gegeven. Indien $K_k = K_s$ en $q_k = q_s$, wordt de oorspronkelijke Mualem functie gebruikt.

*Tabel 2 Residuair volumetrisch watergehalte ($q_r$), verzadigd volumetrisch watergehalte ($q_s$), doorlatendheid bij verzadiging ($K_s$), volumetrisch watergehalte bij overgang van Mualem naar lineaire vergelijking ($q_k$), doorlatendheid bij overgang van Mualem naar lineaire vergelijking ($K_k$) en de vormparameters $a$, $n$ en $l$ voor de geselecteerde gronden*

| | $\theta_r$ (-) | $\theta_s$ (-) | $\alpha$ (cm$^{-1}$) | N (-) | $K_s$ (cm·d$^{-1}$) | $\lambda$ (-) | $\theta_k$ (-) | $K_k$ (cm·d$^{-1}$) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Kleib11 | 0.00 | 0.60 | 0.0243 | 1.11 | 100 | -5.395 | 0.578 | 0.078 |
| Kleio12 | 0.00 | 0.56 | 0.0095 | 1.159 | 20 | -4.171 | 0.550 | 0.075 |
| Zandb4 | 0.01 | 0.42 | 0.0163 | 1.559 | 54.80 | 0.177 | 0.42 | 54.8 |
| Zando2 | 0.02 | 0.38 | 0.0214 | 2.075 | 15.56 | 0.039 | 0.38 | 15.56 |
| Veenb17 | 0.00 | 0.72 | 0.0180 | 1.140 | 100 | -0.350 | 0.696 | 0.118 |
| Veeno17 | 0.00 | 0.86 | 0.0127 | 1.274 | 50 | -1.832 | 0.831 | 0.332 |

## 2.4 Initialisatie en randvoorwaarden

De simulaties werden gestart op 1 januari en op dat moment was de bodem in evenwichtstoestand, met h=0 ter hoogte van het slootwaterniveau. Watertransport kan alleen door de randen van de sloot plaatsvinden die zich op of onder het slootwaterpeil bevinden en door de hele bovenrand. Over de rechterrand van het profiel vindt geen transport plaats vanwege symmetrie. Bovendien kan er watertransport plaatsvinden door een zgn. 'seepage face'. Deze is gedefinieerd in het element net boven de sloot. Een 'seepage face' is een rand die geen directe verbinding heeft met het oppervlaktewater, maar waaruit water kan 'uittreden' wanneer daar overdruk heerst. Dit is in de berekeningen geen enkele keer voorgekomen. Oppervlakkige afstroming (runoff) kan plaatsvinden als er meer dan 2.0 cm water op het land stond, maar ook dit is geen enkele gebeurd.

Net als bij watertransport kan stoffentransport alleen plaatsvinden door de randen van de sloot die zich op of onder het slootwaterpeil bevonden en door de hele bovenrand. Er kan geen stoffentransport plaatsvinden van de sloot naar de grond, omdat de concentratie opgeloste stof in de sloot gelijk is gesteld aan 0. Aan de bovenrand vindt stoffentransport plaats in de vorm van bemesting en depositie.

De initiële verdeling van $NH_4$ en $NO_3$ is zo eenvoudig mogelijk gekozen. In het totaal bevond zich 30 kg N/ha in de bovenste 30 cm en 15 kg N/ha in de laag 30 – 60 cm. $NO_3$ en $NH_4$ zijn hierbij in gelijke delen verdeeld. Door een vrij lage initiële concentratie te gebruiken, wordt voorkomen dat het effect van een bepaalde strategie beïnvloed wordt door de initiële toestand. De inputtabel voor FUSSIM is bijgevoegd in bijlage 3.

De initiële biomassa bedroeg 4063 kg ds/ha, hiervan behoorde 1563 kg/ha tot de spruit en 2500 kg/ha tot de wortels. De initiële LAI bedroeg 1.5 en de bewortelingsdiepte was 40 cm. De wortelverdeling werd beschreven door een exponentiële functie met de diepte.

Er werd geoogst op vaste data, te weten: 27 april, 18 mei, 15 juni, 13 juli, 10 augustus, 7 september en 13 oktober. Bemesting vond voor het eerst plaats op 19 maart en vervolgens telkens drie dagen na iedere oogst, behalve voor de laatste oogst waarbij de bemesting de dag direct na de oogst werd gegeven. Per bemesting werd 50 kg/ha anorgisch N toegediend, waarvan 25 kg bestond uit nitraat en 25 kg uit ammonium (in totaal werd dus 400 kg N/ha toegediend per jaar).

# 3 Berekeningen en Discussie

In dit hoofdstuk worden een aantal berekeningen van FUSSIM/CNGRAS beschreven. Als eerste wordt de zogenaamde standaardberekening beschreven, die als referentie diende voor de overige berekeningen. Vervolgens wordt gekeken naar de effecten van neerslag en grondsoort. Tenslotte worden de scenarioberekeningen beschreven. In Tabel 3 zijn alle berekeningen samengevat.

*Tabel 3 Overzicht van de uitgevoerde berekeningen.*

| Nr | Hoofd-stuk | Grond-soort | Neerslag | Slootwater-peil | Bemes-tingen/jaar | Mestsoort | Buffer-strook |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 3.1 | Zand | Normaal | Laag | 8 | Anorganisch | Geen |
| 2 | 3.2 | Klei, veen, zand | Normaal | Laag | 8 | Anorganisch | Geen |
| 3 | 3.3 | Zand | Normaal, nat, droog | Laag | 8 | Anorganisch | Geen |
| 4 | 3.4.1 | Zand | Normaal | Laag, hoog | 8 | Anorganisch | Geen |
| 5 | 3.4.2 | Zand | Normaal | Laag | 8 | Anorganisch | 2 m |
| 6 | 3.4.3 | Zand | Normaal | Laag | 1 | Anorganisch | Geen |
| 7 | 3.4.4 | Zand | Normaal | Laag | 8 | Organisch | Geen |

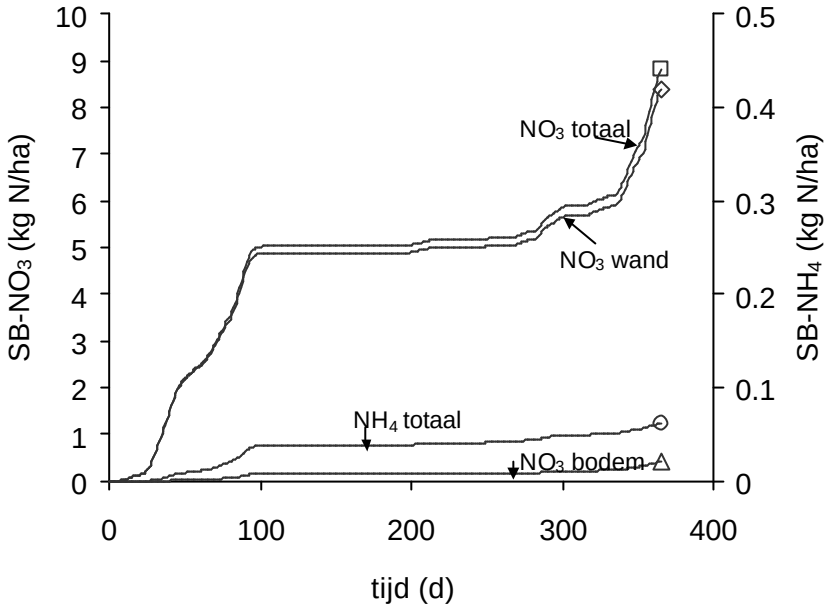
In Tabel 3 is de eerste berekening de standaardberekening. In de tweede berekening worden drie grondsoorten vergeleken. In de derde berekening wordt de stikstofbelasting van de sloot voor drie (neerslag)jaren berekend; 1988 (normaal), 1966 (zeer nat) en 1976 (zeer droog). In de vierde berekening wordt het slootwaterpeil gewijzigd. Met een laag slootwaterpeil wordt een slootwaterpeil van 105 cm –mv bedoeld en met een hoog slootwaterpeil, een slootwaterpeil van 82.5 cm -mv. In de vijfde berekening wordt een bufferstrook van 2 m gesimuleerd. In de zesde berekening wordt alle bemesting in één keer toegediend en in de laatste berekening wordt de anorganische mest vervangen door organische mest.

De onderhavige resultaten hebben betrekking op gemaaid grasland. Het is bekend dat gemaaid grasland zeer efficiënt stikstof uit de bodem op kan nemen, indien het management daarop is afgestemd (Vellinga *et al.*, 1997; van den Burg *et al.*, 1981). In de onderhavige studie was dat het geval. Het model CNGRAS gaat uit van een optimaal graslandbeheer en daardoor van een hoge opbrengstpotentie. Met gevolg wordt de voorraad stikstof in de bodem goed uitgeput en zijn de stikstofverliezen gering. Dit effect is nog versterkt doordat er gaan vochtgebrek is opgetreden in de hier gekozen modelsimulatie (Hoofdstuk 3.3). De verkregen resultaten hebben hierdoor alleen een relatieve betekenis.

## 3.1 Standaardberekening

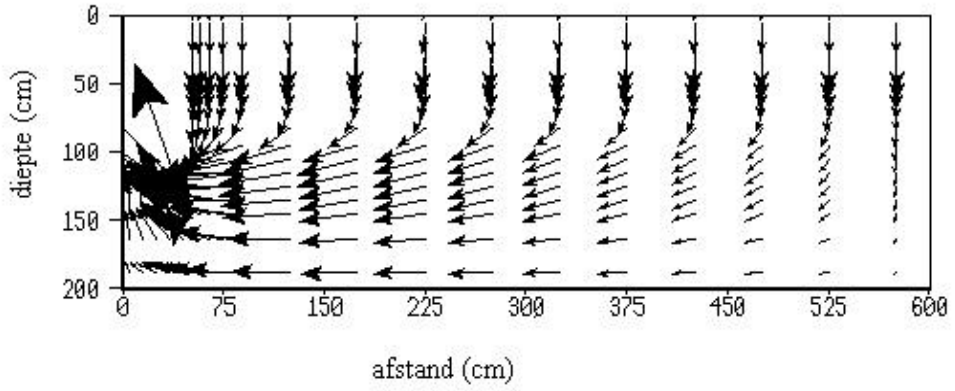
Het effect van een bepaalde strategie werd steeds vergeleken met de resultaten van de zgn. standaardberekening. De standaardberekening is de berekening voor een zandgrond in een normaal jaar (1988) en zonder een bepaalde strategie. Uit het

standaardprofiel is een zgn. standaarduitspoeling berekend voor nitraat en ammonium. In Figuur 5 is de cumulatieve uitspoeling naar de sloot weergegeven na 1 jaar:



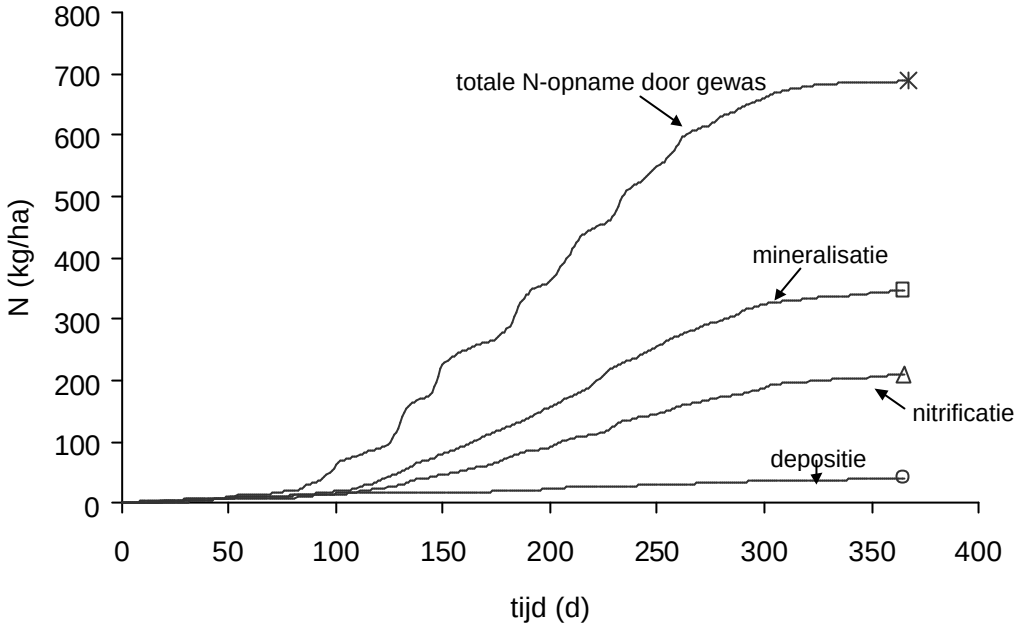

*Figuur 5 Cumulatieve slootbelasting (SB) met nitraat via de slootbodem (driehoek), via de slootwand (ruit) en totale slootbelasting (vierkant). De uitspoeling van ammonium is veel lager en is op een tweede y-as uitgezet (cirkel). De bijdrage vanuit de slootbodem aan de ammonium uitspoeling was 0, waardoor $NH_4$-totaal gelijk is aan $NH_4$-wand*

In Figuur 5 valt op dat de meeste uitspoeling plaatsvindt in de periode van januari tot april en in november en december. Bovendien blijkt uit Figuur 5 dat er veel meer nitraat uitspoelt naar de sloot dan ammonium en dat verreweg het meeste nitraat de sloot bereikt door uitspoeling door de slootwand. Dit laatste wordt duidelijk gemaakt aan de hand van Figuur 6, waar de waterfluxen zijn weergegeven voor 16 maart 1988 (standaardberekening).




*Figuur 6 Waterfluxen op 16 maart 1988. De grootte van de pijl is een maat voor de flux. De fluxen zijn vooral horizontaal naar de sloot gericht*

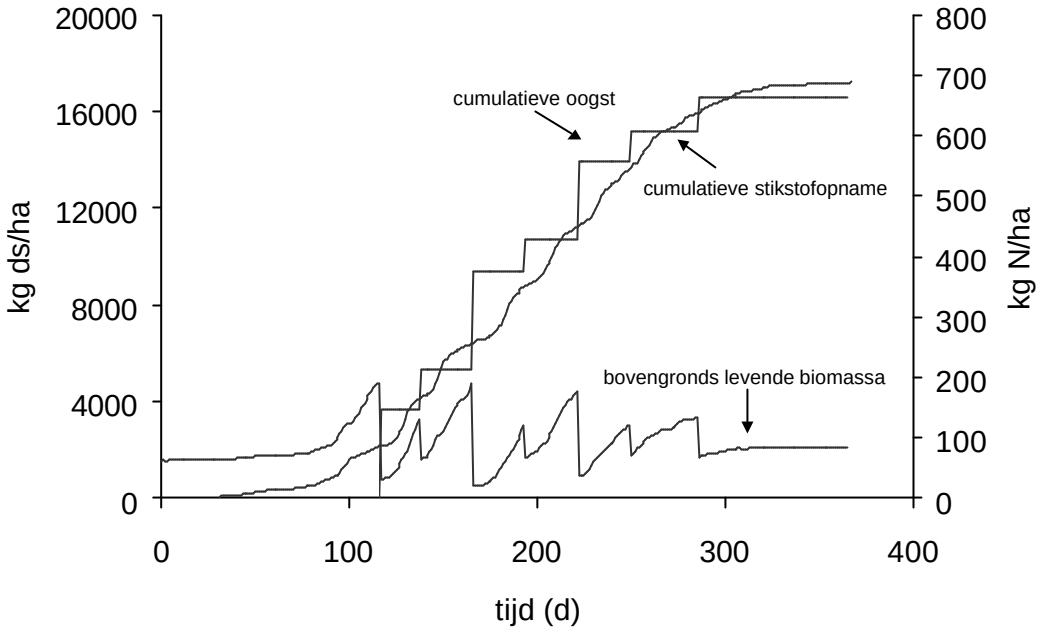
Er is veel discussie over de vraag hoe groot de bijdrage is van natuurlijke N-omzettingen op de totale nutriëntenhuishouding van een perceel (Figuur 2). In Figuur 7 is de gesimuleerde omvang van nitrificatie, mineralisatie en depositie en de totale stikstofopname weergegeven voor de standaardsituatie.




*Figuur 7 Cumulatieve mineralisatie (vierkant), nitrificatie (driehoek) en ammoniumdepositie (cirkel) zoals berekend voor de standaardsituatie. De totale N-opname door het gewas is weergegeven met een sterretje*

De denitrificatie bedroeg voor de standaardberekening 3 kg/ha. Bovendien werd er nog 2 kg/ha lachgas gevormd als tussenproduct in de nitrificatie. Uit Figuur 7 blijkt dat met name de mineralisatie een zeer sterke bijdrage heeft in de stikstofhuishouding van een perceel. Bovendien blijken de meeste natuurlijke stikstofomzettingen tussen dag 100 (10 april) en dag 300 (27 oktober) optreden.

In Figuur 8 is de cumulatieve stikstofopname voor het hele gewas (oogstbaar plus niet- oogstbaar product), de bovengrondse levende biomassa en de cumulatieve oogst van het gewas door het jaar heen weergegeven. In de cumulatieve oogst en de bovengrondse biomassa zijn duidelijk de momenten van oogst te onderscheiden.




*Figuur 8 De ontwikkeling van de cumulatieve oogst, cumulatieve stikstofopname en de bovengrondse biomassa in de tijd voor de standaardsituatie. Cumulatieve oogst en bovengronds levende biomassa zijn uitgezet op de linker y-as (in kg ds/ha). Op de rechter y-as is de cumulatieve stikstofopname uitgezet (in kg N/ha)*

In Tabel 4 is de nutriëntenbalans voor de standaardberekening weergegeven. In deze Tabel zijn de verschillende aan- en afvoerposten voor stikstof binnen het profiel gekwantificeerd. Bij denitrificatie staat ook een waarde voor ammonium vermeld; dit is de hoeveelheid lachgas die wordt gevormd als tussenproduct bij de nitrificatie (stippellijn in Figuur 2). De natuurlijke af- en aanvoer van stikstof nemen een zeer belangrijke plaats in de nutriëntenbalans. Echter, de meeste uitspoeling vindt plaats op de momenten dat er nauwelijks natuurlijke stikstofomzettingen optreden (Figuur 5). De natuurlijke N-omzettingen hebben dus een erg grote invloed op de N-status van een perceel in het groeiseizoen, maar zijn minder direct betrokken bij de uitspoeling van N in het voorjaar en in de herfst. Op de totale balans is de uitspoeling relatief laag. Dit heeft te maken met het feit dat het hier gemaaid grasland betreft met een groten N-opnamecapaciteit.

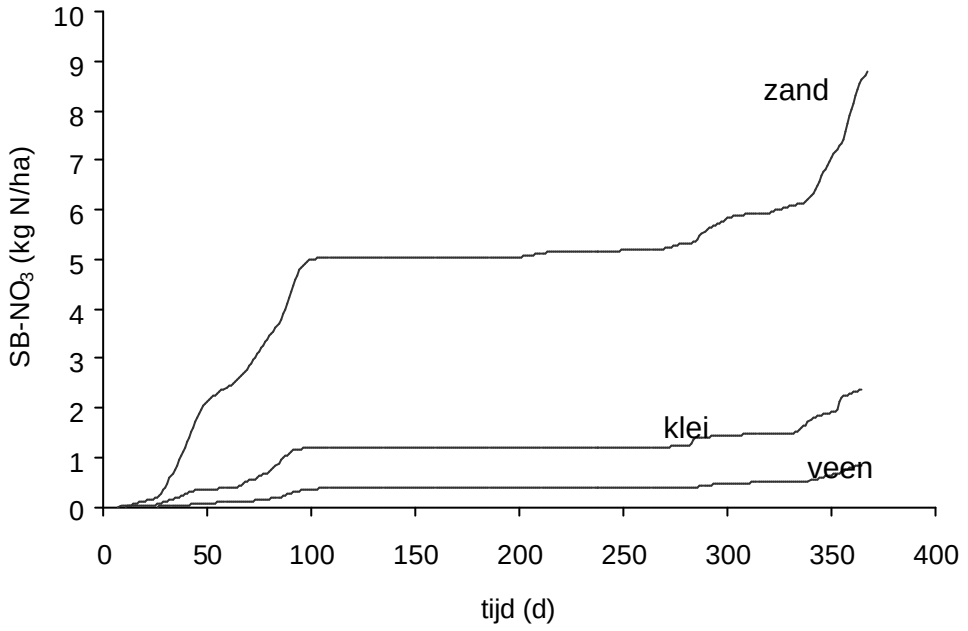
*Tabel 4 Nutriëntenbalans (kg/ha) voor de standaardberekening na 1 jaar*

| IN | | | | UIT | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Post | | $NO_3$ | $NH_4$ | Post | | $NO_3$ | $NH_4$ |
| 1 | Bemesting | 183 | 183 | 1 | Plant opname | 344 | 344 |
| 2 | Mineralisatie | | 348 | 2 | Accumulatie in bodem | 40 | 14 |
| 3 | Depositie | | 42 | 3 | Nitrificatie | | 213 |
| 4 | Nitrificatie | 213 | | 4 | Denitrificatie | 3 | 2 |
| | | | | 5 | Uitspoeling naar sloot | 9 | 0[1] |
| | **Totaal** | **396** | **573** | | **Totaal** | **396** | **573** |

[1] De uitspoeling van ammonium bedroeg 0.06 kg/ha.

## 3.2 Grondsoort

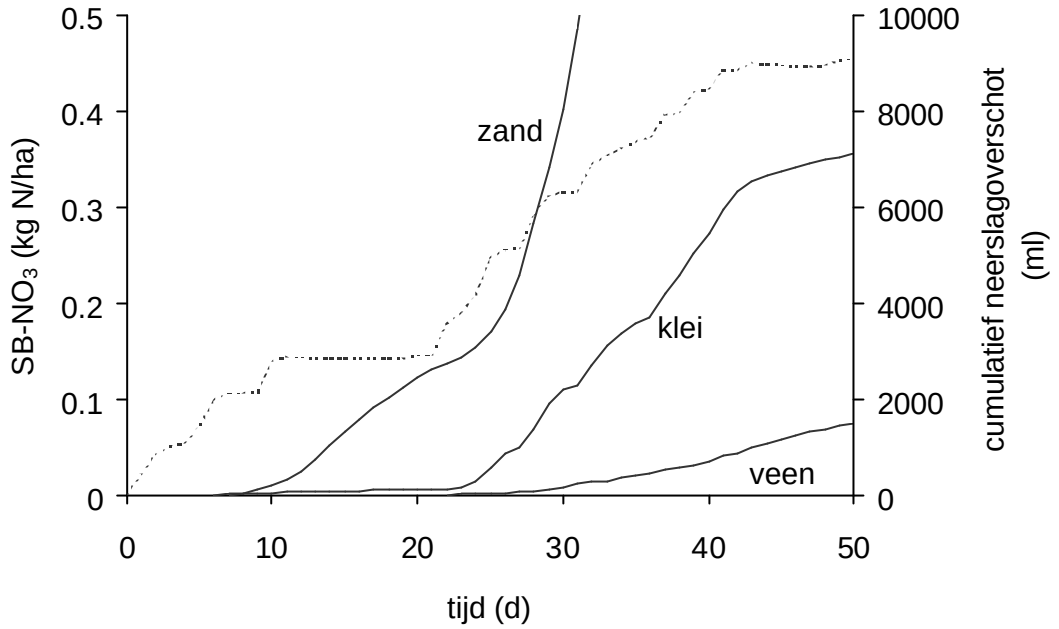
Bij de standaardberekening is gebruik gemaakt van een zandgrond en ook de scenario-berekeningen zijn uitgevoerd met een zandgrond. De grondsoort kan veel invloed hebben op de stikstofbelasting van oppervlaktewater. Daarom is ook voor een klei- en een veengrond de uitspoeling van nitraat en ammonium berekend onder overigens gelijke omstandigheden (Tabel 3). Voor de veengrond zijn de initiële, organische koolstof- en stikstofgehalten verhoogd met een factor 6 (persoonlijke mededeling J.G. Conijn, 1999; G.L. Velthof, 1997), omdat een veengrond een veel hoger organische koolstof- en stikstofgehalte heeft.




*Figuur 9 Cumulatieve nitraatuitspoeling voor een veen-, een zand- en een kleigrond.*

Figuur 9 laat zien dat een zandgrond veel gevoeliger is voor nitraatuitspoeling dan een veen- of kleigrond. De mineralisatie en de denitrificatie waren in de veengrond veel hoger dan in de kleigrond (mineralisatie: 497 kg/ha voor de veengrond vs 118 kg/ha voor de kleigrond). De uitspoeling van ammonium was in alle gevallen veel lager dan de nitraatuitspoeling en is niet in de Figuur weergegeven. De ammoniumuitspoeling volgde eenzelfde patroon als de nitraatuitspoeling.

Figuur 9 (maar ook bijv. Figuur 5) laat zien dat er aanvankelijk een zekere vertraging plaatsvond in de uitspoeling. Deze vertraging is grondsoort afhankelijk en heeft te maken met de fysische eigenschappen van een grond. In Figuur 10 zijn de eerste 50 dagen van Figuur 9 uitvergroot en is het neerslag overschot weergegeven (= neerslag – verdamping). Uit deze Figuur kan opgemaakt worden dat zand het snelst reageert op een verandering in het neerslagoverschot, maar ook hier is er nog bijna 10 dagen vertraging (de eerste regenbui viel in 1988 op 1 januari).




*Figuur 10 Eerste 50 dagen uit Figuur 9: Iedere grond heeft een zekere vertraging tussen de eerste regenbui en afvoer naar de sloot. Het cumulatieve neerslagoverschot (neerslag – verdamping) is uitgezet op de rechter y-as (stippellijn)*

In Tabel 5 is de nutriëntenbalans weergegeven voor de drie grondsoorten. De mineralisatie was het hoogst voor een veengrond. Dit is niet verwonderlijk, omdat de veengrond immers een hoger initieel organisch stikstofgehalte had. De denitrificatie was het laagst in de zandgrond. Denitrificatie is een anaëroob proces. Door de snelle afvoer van water uit een zandgrond, komen er relatief weinig anaërobe situaties voor, wat leidt tot een geringe denitrificatie. Verder valt op dat in een kleigrond nitraat vrijkomt. In de navolgende berekeningen wordt steeds gebruik gemaakt van een zandgrond (zanb4 en zando2).

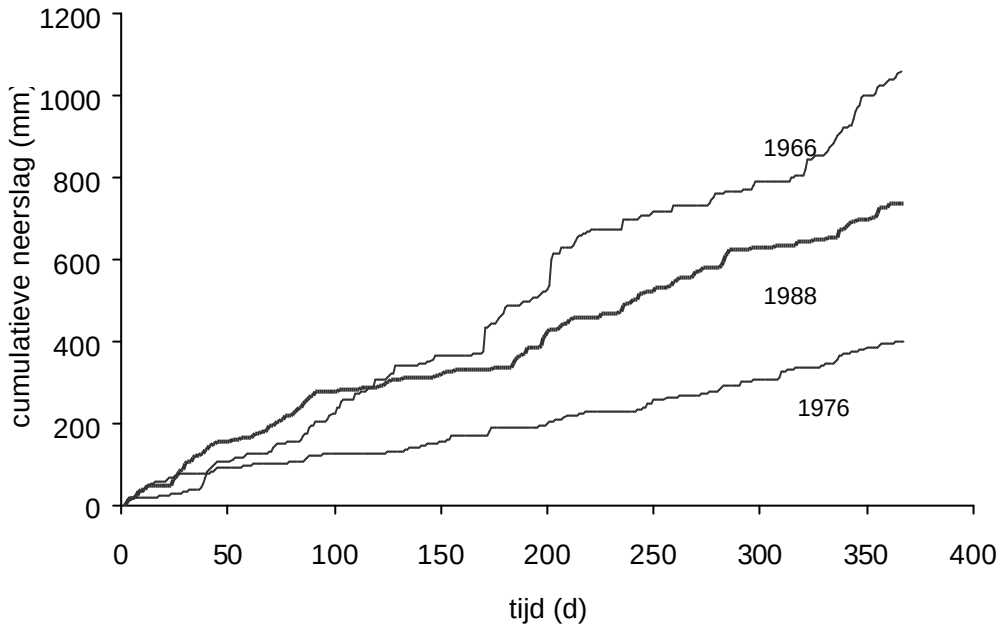
*Tabel 5 Nutriëntenbalans (kg/ha) voor zand- veen- en kleigrond. De posten 1 t/m 5 komen overeen met de posten in Tabel 4*

| IN | | | | | | | UIT | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Zand | | Veen | | Klei | | Zand | | Veen | | Klei | |
| | $NO_3$ | $NH_4$ | $NO_3$ | $NH_4$ | $NO_3$ | $NH_4$ | $NO_3$ | $NH_4$ | $NO_3$ | $NH_4$ | $NO_3$ | $NH_4$ |
| 1 | 183 | 183 | 183 | 183 | 183 | 183 | 344 | 344 | 277 | 518 | 234 | 253 |
| 2 | | 348 | | 497 | | 118 | 40 | 14 | 2 | 77 | -5 | 16 |
| 3 | | 42 | | 42 | | 42 | | 213 | | 121 | | 71 |
| 4 | 213 | 0 | 121 | 0 | 71 | 0 | 3 | 2 | 24 | 6 | 23 | 3 |
| 5 | | | | | | | 9 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 |
| **Tot.** | **396** | **573** | **304** | **722** | **254** | **343** | **396** | **573** | **304** | **722** | **254** | **343** |

## 3.3 Neerslag

De standaardberekening is uitgevoerd voor het jaar 1988. Dit jaar is gekozen, omdat het een gemiddelde totale neerslag heeft (780 mm) en omdat de neerslag in dat jaar

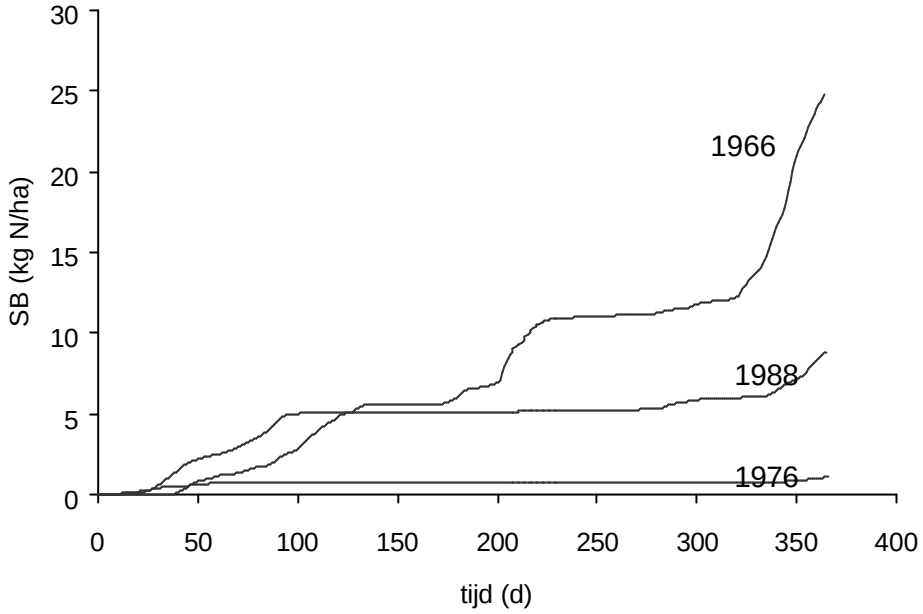
mooi verspreid over het jaar viel. Dezelfde berekeningen zijn ook gemaakt voor een extreem nat jaar en een extreem droog jaar. Het natste jaar sinds 1950 was 1966, er viel toen 1159 mm neerslag. Het droogste jaar in diezelfde periode was 1976 met een totale neerslag van 423 mm. De meteorologische gegevens van het weerstation in Wageningen (locatie Haarweg) werden dagelijks ingelezen. In Figuur 11 is de cumulatieve neerslag voor 1966, 1976 en 1988 weergegeven. In 1966 bedroeg de berekende evapotranspiratie 6426 ml, in 1988 7447 ml en in 1978 10022 ml.




*Figuur 11 Cumulatieve neerslag in 1966 (extreem nat), 1976 (extreem droog) en 1988 (normaal; gebruikt in standaardberekening)*

Opvallend in Figuur 11 is dat de cumulatieve neerslag in 1988 tot ongeveer dag 100 hoger was dan in 1966. 1966 kende vooral een natte zomer en herfst. In Figuur 12 is de totale nitraatuitspoeling naar de sloot op een zandgrond gegeven voor een nat jaar (1966), een droog jaar (1976) en voor het standaardjaar (1988). Hierin is duidelijk de natte zomer en herfst van 1966 te onderscheiden.

Uit Figuur 12 blijkt duidelijk dat een verhoogde neerslag leidt tot een verhoogde sloot-belasting met stikstof; in een extreem nat jaar spoelt bijna drie keer zoveel stikstof uit als in een normaal jaar. Aan de andere kant spoelt er in een extreem droog jaar bijna negen keer minder stikstof dan in een normaal jaar. Uit de nutriëntenbalans voor de neerslagberekeningen (Tabel 6) valt op dat 1) de mineralisatie het hoogst is in een normaal jaar. Zowel te natte als te droge omstandigheden hebben een remmend effect op de mineralisatie. 2) dat de depositie het hoogst is in een nat jaar. Dit wordt veroorzaakt door zgn. natte depositie. En 3) dat de emissie van $N_2O$ en $N_2$ het hoogst zijn in het natte jaar en het laagst in het droge jaar. Dit komt omdat denitrificatie een anaëroob proces is.

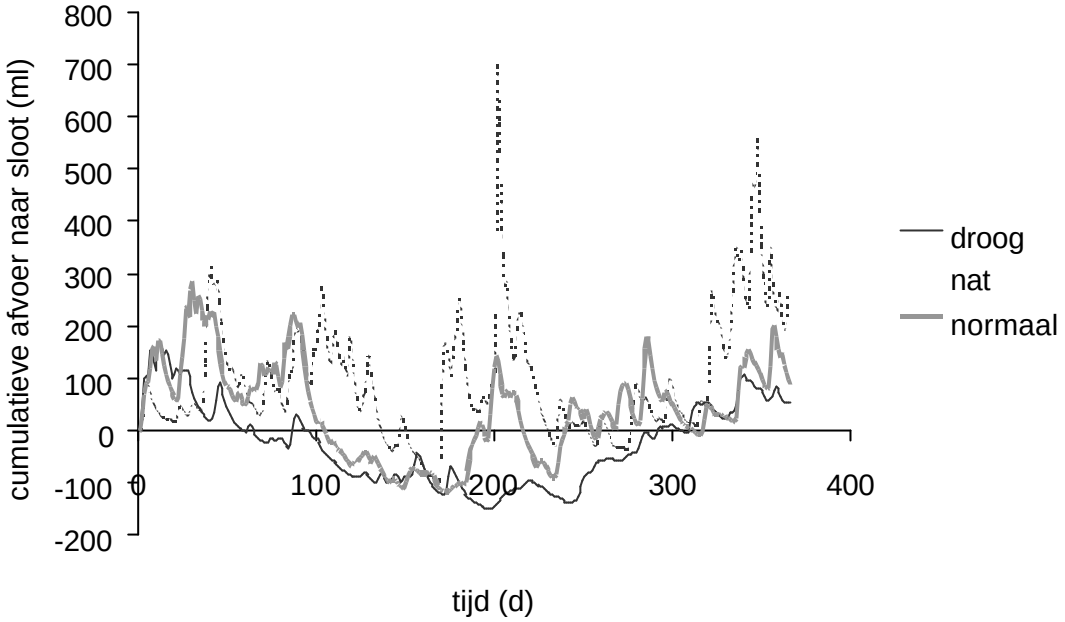



*Figuur 12 Cumulatieve stikstofuitspoeling voor een nat jaar (1966), een normaal jaar (1988) en voor een droog jaar (1976).*

*Tabel 6 Nutriëntenbalans (kg/ha) voor een normaal, droog en een nat jaar. De posten komen overeen met de posten zoals gedefinieerd in Tabel 4*

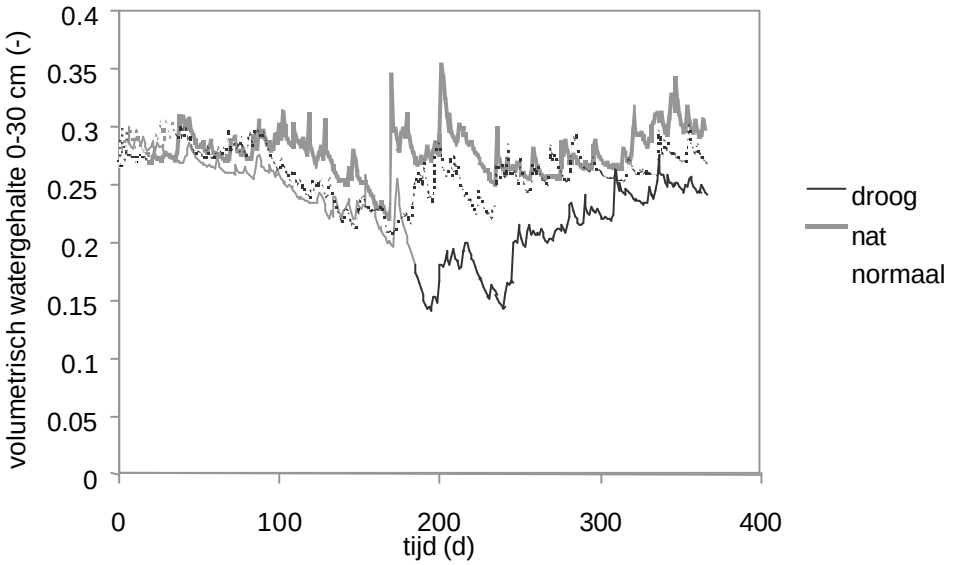
| IN | | | | | | | UIT | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Normaal | | Droog | | Nat | | Normaal | | Droog | | Nat | |
| | $NO_3$ | $NH_4$ | $NO_3$ | $NH_4$ | $NO_3$ | $NH_4$ | $NO_3$ | $NH_4$ | $NO_3$ | $NH_4$ | $NO_3$ | $NH_4$ |
| 1 | 183 | 183 | 183 | 183 | 183 | 183 | 344 | 344 | 392 | 310 | 298 | 362 |
| 2 | | 348 | | 336 | | 326 | 40 | 14 | 10 | 10 | 26 | 28 |
| 3 | | 42 | | 23 | | 60 | | 213 | | 221 | | 176 |
| 4 | 213 | | 221 | | 175 | | 3 | 2 | 1 | 1 | 4 | 3 |
| 5 | | | | | | | 9 | 0 | 1 | 0 | 30 | 0 |
| **Tot.** | **393** | **573** | **409** | **561** | **358** | **569** | **393** | **573** | **409** | **561** | **358** | **569** |

Gewasgroei kan zowel door een nutriëntentekort als door een watergebrek geremd worden. Het was opmerkelijk dat voor alle situaties actuele transpiratie gelijk was aan de potentiële transpiratie. Gewasgroei werd dus niet geremd door een watergebrek, zelfs niet in een extreem droog jaar. Dit heeft te maken met aanvoer van water vanuit de sloot naar het profiel. In Figuur 13 is de cumulatieve waterafvoer van het profiel naar de sloot weergegeven voor het extreem droge jaar, waarbij een dalende lijn duidt op een aanvoer van water vanuit de sloot naar het profiel. Uit deze Figuur blijkt dat er een aanzienlijke aanvulling van water naar het profiel optreedt in de zomer. Dit kon gebeuren omdat de slootwaterstand was opgelegd.



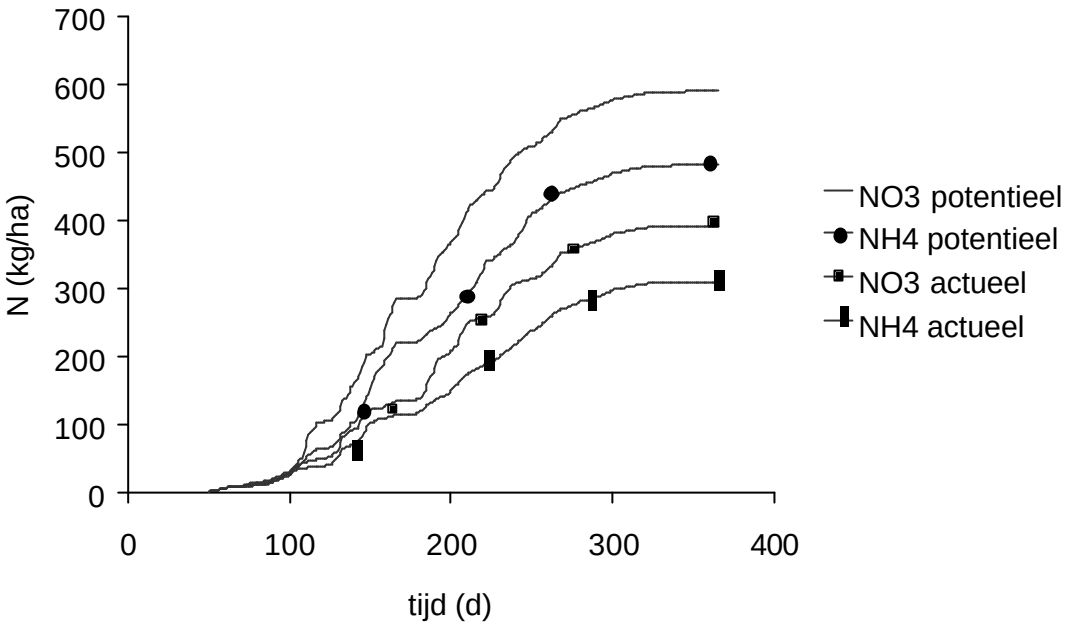

*Figuur 13 De cumulatieve waterafvoer naar de sloot in een droog, een nat en een normaal jaar. Een dalende lijn duidt op inspoeling naar het profiel*

Door bovengenoemde aanvoer vanuit de sloot, wordt het effect van neerslag gedempt. Hierdoor is het verschil in volumetrisch watergehalte tussen de verschillende meteorologische jaren veel kleiner dan op basis van het verschil in neerslag verwacht zou worden. In Figuur 14 is het volumetrisch watergehalte in de bovenste 30 cm van het profiel weergegeven voor een nat, een droog en een normaal jaar. Het volumetrisch watergehalte bedraagt bij verzadiging 0.42 (Tabel 2).




*Figuur 14 Volumetrisch watergehalte voor een droog, een nat en een normaal jaar*

Aangezien gewasgroei niet beperkt werd door een tekort aan water, betekent dit dat er een nutriëntentekort moet zijn. Dit was ook het geval. In Figuur 15 zijn de potentiële en actuele opnamen van nitraat en ammonium weergegeven voor het droge jaar. De potentiële nutriëntenopnamen zijn een stuk hoger dan de actuele opnamen.




*Figuur 15 Potentiële en actuele opname van ammonium en nitraat in een droog jaar.*

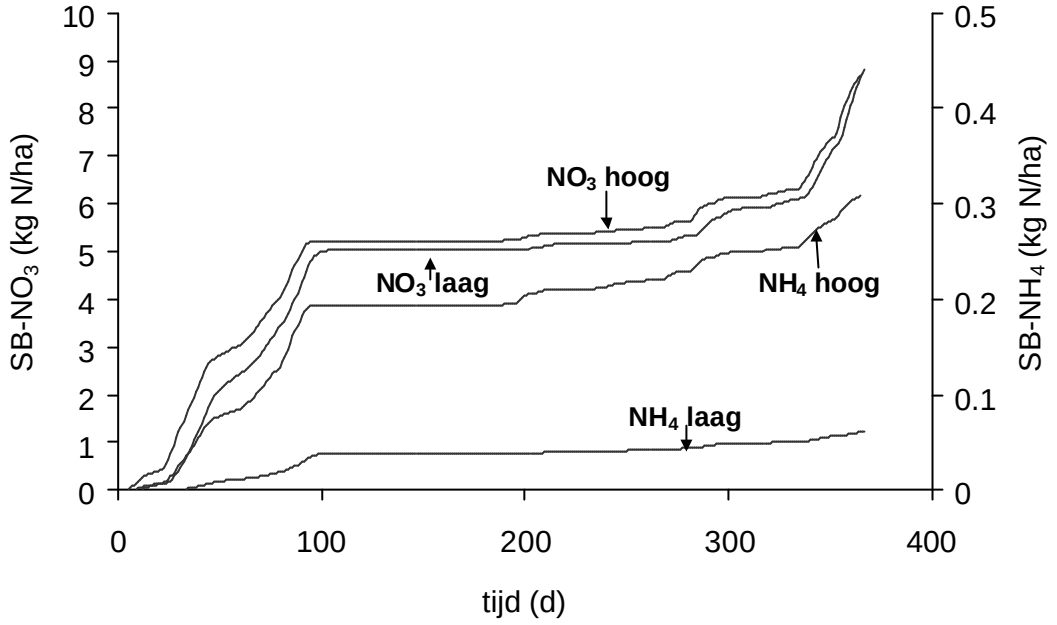
## 3.4 Scenarioberekeningen

In deze paragraaf zullen de resultaten van de verschillende scenarioberekeningen gepresenteerd worden. Hierbij wordt echter de opmerking gemaakt dat het hier een verkennende studie betreft naar de mogelijkheden van gecombineerd gebruik van twee mathematische modellen en niet de bepaling van een absoluut effect van een bepaalde strategie. De resultaten laten zien hoe mogelijk de stikstofbelasting van het oppervlaktewater verminderd kan worden, maar ook waar de modellen nog aanpassing behoeven.

Uit het voorgaande hoofdstuk is gebleken dat de bijdrage van ammonium aan de totale stikstofbelasting van het oppervlaktewater zeer gering is. In de presentatie van de resultaten van de verschillende scenario's zal ammonium om die reden niet altijd weergegeven worden. De berekeningen zijn echter wel altijd met nitraat én ammonium gedaan.

### 3.4.1 Slootwaterpeilverhoging

In de standaardberekening was het slootwaterpeil 105 cm –mv. In dit scenario is gewerkt met een slootwaterpeil van 82.5 cm –mv. In Figuur 16 is de cumulatieve uitspoeling van nitraat en ammonium naar de sloot bij een hoog slootwaterpeil vergeleken met de totale cumulatieve uitspoeling van nitraat en ammonium naar de sloot bij een laag slootwaterpeil.




*Figuur 16 Cumulatieve belasting van de sloot (SB) voor nitraat en ammonium bij een hoog slootwaterpeil en bij een laag slootwaterpeil*

In het begin leidt een verhoogde slootwaterstand tot een enigszins verhoogde nitraat-uitspoeling. Aan het einde van het jaar zijn echter beide uitspoelingen gelijk. In het geval van ammonium, leidt een verhoogde grondwaterstand tot een veel hogere uitspoeling. Echter, de uitspoeling is ook hier kleiner dan 1 (0.3) en draagt in de nutriëntenbalans dus niet bij.

*Tabel 7 Nutriëntenbalans (kg/ha) voor een verhoogd slootwaterpeil. Tussen haakjes staan de waarden voor de standaardberekening vermeld (laag slootwaterpeil; Tabel 4).*

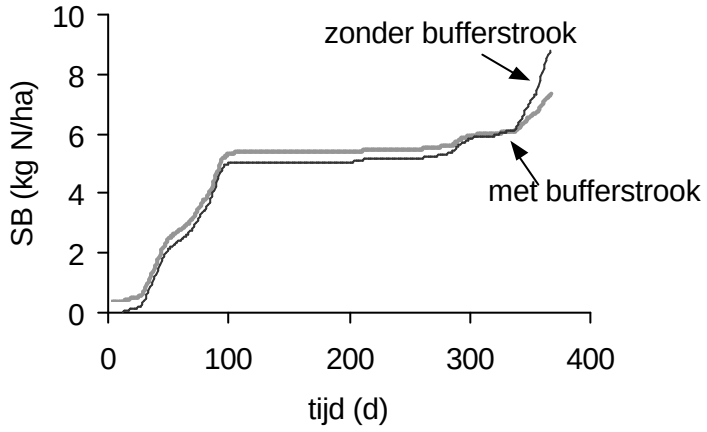
| IN | | | UIT | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | $NO_3$ | $NH_4$ | | $NO_3$ | $NH_4$ |
| Bemesting | 183 (183) | 183 (183) | Plant opname | 317 (344) | 357 (344) |
| Mineralisatie | | 324 (348) | Accumulatie in bodem | 20 (40) | 18 (14) |
| Depositie | | 42 (42) | Nitrificatie | | 170 (213) |
| Nitrificatie | 170 (213) | | Denitrificatie | 7 (3) | 4 (2) |
| | | | Uitspoeling | 9 (9) | 0 (0) |
| Totaal | 353 (396) | 549 (573) | Totaal | 353 (396) | 549 (573) |

In Tabel 7 valt op dat de nitraataccumulatie in de bodem lager is bij een verhoogd slootwaterpeil. Dit komt omdat er minder ‘bergingscapaciteit’ in de bodem is als het

grondwater hoog staat. Verder valt op dat de nitrificatie lager is bij een verhoogd slootwaterpeil. Dit komt omdat nitrificatie een aëroob proces is. Dit effect van anaerobie treedt ook op bij de denitrificatie die juist hoger is bij een verhoogd slootwaterpeil; denitrificatie is een anaëroob proces.

### 3.4.2 Bufferstrook

Een bufferstrook is hier beschouwd als een strook langs de sloot die niet bemest wordt. Er is een strook gebruikt van 2 m breed. Om de resultaten te kunnen vergelijken met de standaardberekening, is de totale bemesting gelijk gehouden. Hierdoor was de bemestingsintensiteit groter op een perceel met een bufferstrook dan op het perceel zonder bufferstrook. In Figuur 17 is de cumulatieve uitspoeling van nitraat weergegeven voor de berekeningen met en zonder bufferstrook. Uit deze berekeningen blijkt dat de twee curven lange tijd hetzelfde patroon volgen. Pas in de herfst (dag 300 komt overeen met 27 oktober) komt de invloed van de bufferstrook tot uiting. In de uitspoeling van ammonium werd geen verschil gevonden.



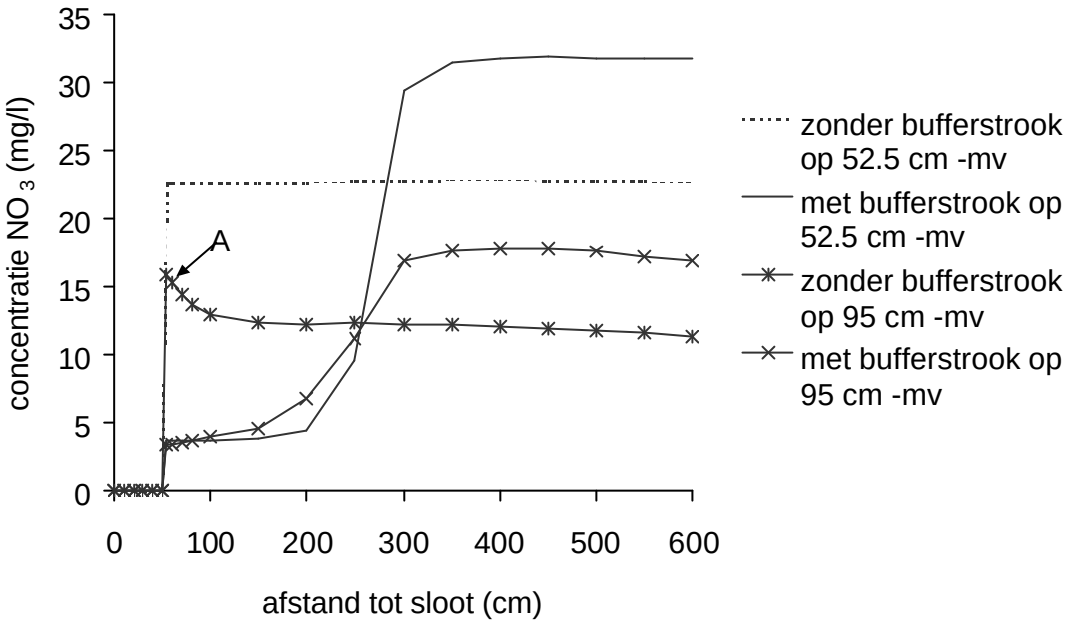

*Figuur 17 Cumulatieve uitspoeling van nitraat naar de sloot met en zonder bufferstrook*

De nutriëntenbalans voor de situatie met bufferstrook is weinig verschillend van de nutriëntenbalans voor de standaardsituatie (Tabel 8).

*Tabel 8 Nutriëntenbalans (kg/ha) voor bufferstrook. Tussen haakjes staan de waarden voor de standaardberekening vermeld (zonder bufferstrook; Tabel 4*)

| IN | | | UIT | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | $NO_3$ | $NH_4$ | | $NO_3$ | $NH_4$ |
| Bemesting | 183 (183) | 183 (183) | Plant opname | 344 (344) | 344 (344) |
| Mineralisatie | | 348 (348) | Accumulatie in bodem | 42 (40) | 14 (14) |
| Depositie | | 42 (42) | Nitrificatie | | 213 (213) |
| Nitrificatie | 213 (213) | | Denitrificatie | 3 (3) | 2 (2) |
| | | | Uitspoeling | 7 (9) | 0 (0) |
| Totaal | 396 (396) | 573 (573) | Totaal | 396 (396) | 573 (573) |

Ondanks de geringe verschillen in de nutriëntenbalans met de standaardberekening heeft de bufferstrook wel invloed op de stikstofconcentratie in de bodem. In Figuur 18 is de nitraat-concentratie als functie van de afstand tot de sloot weergegeven op twee verschillende diepten: 52,5 cm –mv en 95 cm –mv. Uit Figuur 18 blijkt dat de concentratie in de bodemoplossing aan de slootkant veel lager is met bufferstrook dan zonder bufferstrook (en hoger middenin het perceel). Uit Figuur 18 blijkt ook dat er accumulatie plaatsvindt aan de slootwand in de situatie zonder bufferstrook ("A"). Dit wordt veroorzaakt door aanvoer van nitraat uit bovengelegen lagen (Figuur 6).

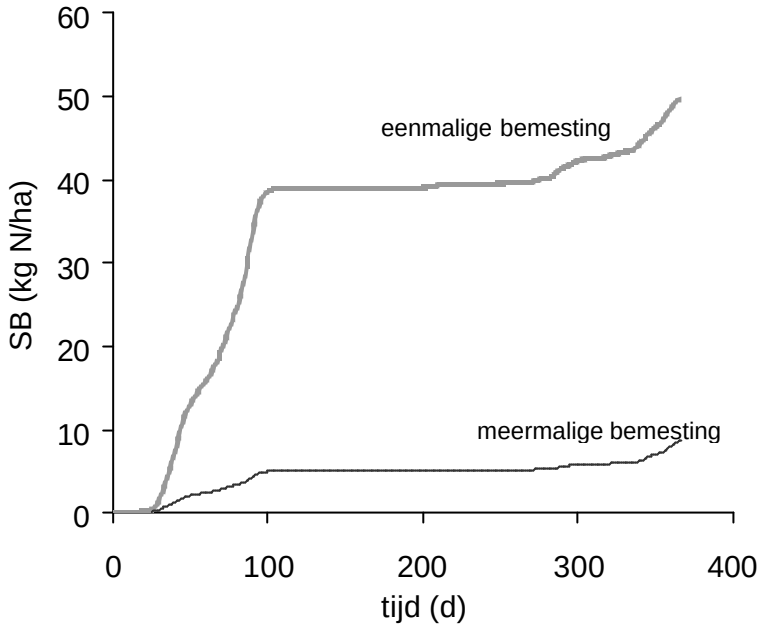



*Figuur 18 Nitraatconcentratie in het bodemprofiel op twee verschillende diepten met en zonder aanwezigheid van een bufferstrook na 1 jaar*

### 3.4.3 Bemestingsfrequentie

In de standaardsituatie werd 8 keer bemest, steeds na iedere oogst. In dit scenario is deze situatie vergeleken met een situatie waarin de totale hoeveelheid mest in één keer op 2 januari wordt gegeven. De totale bemesting was gelijk voor beide situaties. Uit Figuur 19 blijkt dat het eenmalig bemesten leidt tot een veel hogere uitspoeling van nitraat naar het oppervlaktewater dan bij meermalig bemesten.

Uit Figuur 19 blijkt dat eenmalig bemesten leidt tot een sterke verhoging van de slootbelasting. De meeste uitspoeling vond plaats binnen de eerste 100 dagen. Echter, in diezelfde tijd werd slechts 10% van de totale stikstofopname door het gewas gerealiseerd. Doordat het gewas de grote stikstofgift in het begin van het jaar niet op kon nemen, kon er meer stikstof uitspoelen naar de sloot. In Tabel 9 is de nutriëntenbalans gegeven voor het scenario met éénmalige bemesting.




*Figuur 19 Cumulatieve slootbelasting (SB) met nitraat (kg/ha) voor een eenmalig bemest perceel en voor een meermalig bemest perceel*

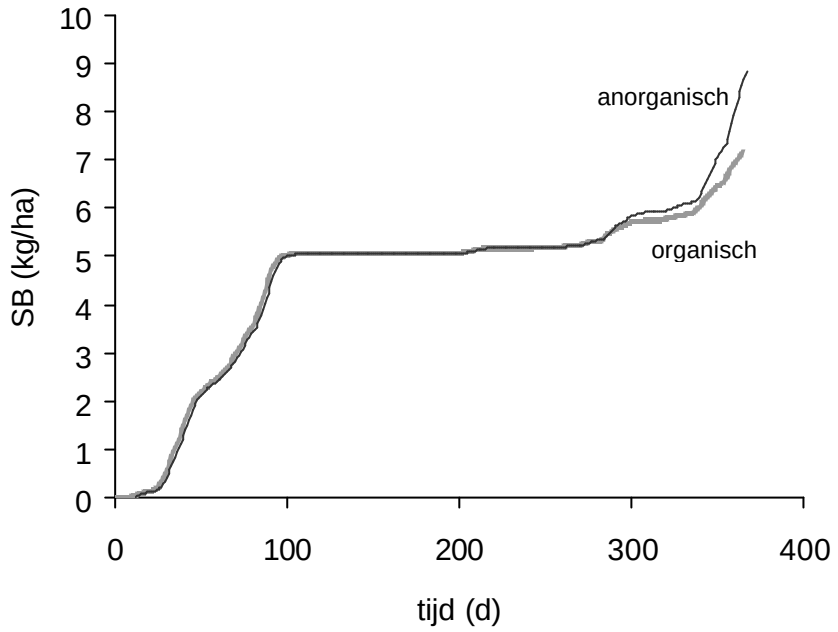
*Tabel 9 Nutriëntenbalans (kg/ha) voor eenmalig bemesten. Tussen haakjes staan de waarden voor de standaardberekening vermeld (meermalige bemesting; Tabel 4*)

| IN | | | UIT | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | $NO_3$ | $NH_4$ | | $NO_3$ | $NH_4$ |
| Bemesting | 183 (183) | 183 (183) | Plant opname | 336 (344) | 292 (344) |
| Mineralisatie | | 322 (348) | Accumulatie in bodem | 47 (40) | -4 (14) |
| Depositie | | 42 (42) | Nitrificatie | | 255 (213) |
| Nitrificatie | 255 (213) | | Denitrificatie | 5 (3) | 4 (2) |
| | | | Uitspoeling | 50 (9) | 0 (0) |
| **Totaal** | **438 (396)** | **547 (573)** | **Totaal** | **438 (396)** | **547 (573)** |

### 3.4.4 Mestsoort

In dit scenario is de anorganische mest (kunstmest) vervangen door organische mest met een C/N verhouding van 22. De helft van de toediening bestond uit ammonium en de andere helft is in gelijke delen verdeeld over de tweede en derde organische stikstofpool (persoonlijke mededeling J.G. Conijn, 1999). De verhoging van de organische stikstofpools is aan het begin van het jaar gebeurd (dus als éénmalige bemesting). De toediening van ammonium verliep volgens het toedieningsschema van de standaardberekening (8 keer per jaar). In totaal is er evenveel stikstof op het land gebracht als in de standaardsituatie. In dit scenario is er dus geen nitraat toegediend.

In Figuur 20 is de cumulatieve nitraatuitspoeling voor beide situaties weergegeven. Uit Figuur 20 blijkt dat het toedienen van organische mest leidt tot een enigszins verlaagde stikstofuitspoeling in de herfst.




*Figuur 20 Cumulatieve slootbelasting (SB) met nitraat bij organische bemesting en bij anorganische bemesting (kunstmest)*

In Tabel 10 is de nutriëntenbalans opgesteld voor de situatie waarbij organische mest werd gebruikt in plaats van anorganische mest. Organische mest wordt uiteindelijk omgezet in nitraat en ammonium, waardoor Tabel 10, net als de voorgaande tabellen, is opgesplitst in deze twee stoffen. De organische bemesting die niet in de vorm van ammonium is toegediend, wordt teruggevonden in de hoge mineralisatie. Voorts blijkt uit Tabel 10 dat al het geproduceerde nitraat, dat niet is uitgespoeld, is opgenomen door het gewas (er vindt geen accumulatie van nitraat plaats). Aangezien de totale stikstofopname in de organisch bemestte situatie lager is, is de mineralisatiesnelheid niet groot genoeg om voldoende stikstof te produceren voor opname. Dit had ook gevolgen voor de totale oogst: In de standaardberekening bedroeg deze ca. 17,000 kg ds/ha (Figuur 8) en in de situatie met organische mest ca. 16,000 kg ds/ha.

Figuur 20 en Tabel 10 laten zien dat organische bemesting kan leiden tot een verminderde belasting van het oppervlaktewater. Echter, organisch mest kan een langdurig residuair effect hebben. Voor een goede analyse zouden meerjarige runs met elkaar vergeleken moeten worden.

*Tabel 10 Nutriëntenbalans (kg/ha) bij bemesting met organische mest. Tussen haakjes staan de waarden voor de standaardberekening vermeld (anorganische bemesting; Tabel 4*)

| IN | | | UIT | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | $NO_3$ | $NH_4$ | | $NO_3$ | $NH_4$ |
| Bemesting | 0 (183) | 183 (183) | Plant opname | 200 (344) | 393 (344) |
| Mineralisatie | | 389 (348) | Accumulatie in bodem | 0 (40) | 11 (14) |
| Depositie | | 42 (42) | Nitrificatie | | 208 (213) |
| Nitrificatie | 208 (213) | | Denitrificatie | 1 (3) | 2 (2) |
| | | | Uitspoeling naar sloot | 7 (9) | 0 (0) |
| **Totaal** | **208 (396)** | **614 (573)** | **Totaal** | **208 (396)** | **614 (573)** |

## 3.5 Discussie

De hierboven besproken resultaten zijn conceptueel. Wat wil zeggen dat er gewerkt is met modelberekeningen zonder dat daar praktijkmetingen tegenover staan. Samenvattend kan het effect, E, van een bepaald scenario uitgedrukt worden als fractie van het standaardresultaat, waarbij 'resultaat' gelijk is aan de totale uitspoeling in kg/ha van nitraat en ammonium samen naar het oppervlaktewater (SB). In formule:

$$E = SB - SB_{standaard} / SB_{standaard} \cdot 100\%$$

Waarin $SB_{standaard}$ de totale N uitspoeling is, met $SB_{standaard}$ = 9 kg/ha (Tabel 4). De effecten van de verschillende worden gegeven in Tabel 11.

*Tabel 11 Relatieve effecten van de verschillende strategieën. Een negatief effect duidt op een verminderde uitspoeling van stikstof naar het oppervlaktewater*

| | E (%) |
|---|---|
| Slootwaterpeilverhoging | 0 |
| Bufferstrook | -22 |
| Eenmalig bemesten | 456 |
| Toepassen organische mest | -22 |

Uit Tabel 11 blijkt dat het verhogen van het aanleggen van een bufferstrook en het toedienen van organische mest de sterkste effecten geven. Echter, de niet-beïnvloedbare factoren zoals grondsoort en neerslag gaven een sterker effect. Voor een extreem droog jaar (1976) werd een effect van –88% berekend en voor een kleigrond een effect van –73%.

Uit Figuur 5 blijkt dat er veel meer nitraat uitspoelt dan ammonium. Dit komt doordat ammonium een kation is en zich (dus) bindt aan het negatieve oppervlak van klei- en/of organische stof complexen. Het is opvallend dat ook voor zandgronden ammonium een zoveel geringere bijdrage speelt in de totale stikstofbelasting van het oppervlaktewater dan nitraat. Aan het einde van de standaardberekening was er in totaal 162 kg N/ha als ammonium aanwezig, daarvan was 128 kg/ha geadsorbeerd en was (tijdelijk) niet beschikbaar. Daarnaast spelen nog andere processen zoals nitrificatie en immobilisatie een rol bij de ammoniumhuis- houding in een grond.

Uit verschillende berekeningen is naar voren gekomen dat de natuurlijke stikstofhuishouding van de grond een zeer grote post is op de nutriëntenbalans. Hierdoor lijkt het beschouwen van alle stikstofstromen binnen een perceel noodzakelijk bij het trekken van conclusies.

De hoge uitspoeling van stikstof in het begin van het jaar (bijv. Figuur 5) is waarschijnlijk sterk afhankelijk van de initiële toestand, omdat pas na grofweg 100 dagen stikstof-omzettingen en stikstofopname door gras op gang komen (Figuur 7).

In geen enkele berekening is een watergebrek opgetreden. Dit werd veroorzaakt doordat er aanvoer van water vanuit de sloot kon optreden en omdat de slootwaterstand constant was voor het hele jaar. Dit is waarschijnlijk geen realistisch gegeven en in een volgende studie kan wellicht beter met een flexibel slootwaterpeil gewerkt worden.

De oogsten waren in alle gevallen zeer hoog. Normaliter bedraagt de droge stof opbrengst ca. 10,000 – 13,000 kg/ha (Anoniem, 1997). In de standaardberekening werd een droge stof opbrengst van 17,000 kg/ha (Figuur 8) behaald. Dit is een oogst die onder proefveld-omstandigheden gehaald wordt. Hier speelt natuurlijk ook de nalevering van water vanuit de sloot mee, waardoor het gras geen watertekort kent. In komende berekening zal aandacht besteed worden aan deze nalevering van water.

De laatste bemesting vond plaats op 14 oktober, dit is niet in overeenstemming met de realiteit, waar de laatste bemesting in augustus wordt gegeven. Verder was de denitrificatie op de zandgrond erg laag.

# 4 Conclusies en aanbevelingen

In dit rapport is een verkennende studie uitgevoerd naar de mogelijkheden om met behulp van mathematische modellen de belasting van oppervlaktewater met stikstof onder verschillende omstandigheden te berekenen. Uit de modelberekeningen blijkt dat slootwaterpeilverhoging en het aanleggen van een bufferstrook de meest effectieve maatregelen zouden kunnen zijn ter vermindering van de stikstofbelasting van het oppervlaktewater uit de landbouw. Echter, hieraan liggen een groot aantal aannamen ten grondslag die (nog) niet gevalideerd zijn. Niet-beïnvloedbare factoren (neerslag en grondsoort) hebben een veel grotere invloed op de totale uitspoeling van stikstof naar het oppervlaktewater dan een beheersstrategie.

Van veel opties in FUSSIM en CNGRAS is (nog) geen gebruik is gemaakt. Op bodemfysisch gebied geldt dit bijvoorbeeld voor hysterese, maar op beheersniveau geldt dit bijvoorbeeld ook voor beweiding, geïntegreerde bemesting, etc. Daarnaast zijn er nog een aantal processen die niet of onvoldoende zijn geprogrammeerd. In een vervolgstudie zal meer aandacht besteed worden aan:

1) beweiding
2) de aanwezigheid van drains (volgens het Vimoke-concept)
3) organische stof dynamiek
4) twee dimensionaal systeem voor CNGRAS
5) fosfaat
6) validatie van de resultaten met veldmetingen
7) flexibel slootwaterpeilbeheer
8) meerjarige runs

# Literatuur


Anoniem, 1997. Handboek melkveehouderij. Praktijkonderzoek Rundvee, Schapen en Paarden, Lelystad, 520 p.

Anoniem, 1998. Technisch Document Landbouw en Eutrofiëring ’92 – ’97. Waterschap Friesland, afdeling watersystemen, 39 p.

Conijn J.G. 2000. Description of a grassland management model for C and N flows at field scale (in voorbereiding).

de Vos J.A., 1997. Water flow and nutrient transport in a layered silt loam soil. Proefschrift Landbouwuniversiteit Wageningen. 287 p.

de Vos, J.A. en M. Heinen, 1999. Afstemming van de organische bemesting op variatie in ruimte en tijd. Rapportage van Lovinkhoeve-experimenten in 1998. Nota xxx, AB, Wageningen, in voorbereiding.

de Willigen, P., and M. van Noordwijk, 1994a. Mass flow and diffusion of nutrients to a root with constant or zero-sink uptake I. Constant uptake. Soil Sci. 157: 162-170.

de Willigen, P., and M. van Noordwijk, 1994b. Mass flow and diffusion of nutrients to a root with constant or zero-sink uptake II. Zero-sink uptake. Soil Sci. 157: 171-175.

de Willigen, P., en M. van Noordwijk, 1987. Roots, plant production and nutrient use efficiency. Ph.D. Thesis, Wageningen Agricultural University, The Netherlands, 282 p.

Heinen M. en de Willigen P., 1998. FUSSIM2: A two-dimensional simulation model for water flow, solute transport and root uptake of water and nutrients in partly unsaturated porous media. Quantitative Approaches in Systems Analysis 20, DLO Research Institute for Agrobiology and Soil Fertility and the C.T. de Wit Graduate School for Production Ecology, Wageningen, The Netherlands, 140 p.

Heinen M., 1997. Dynamics of water and nutrients in closed, recirculating cropping systems in glasshouse horticulture. Proefschrift Landbouwuniversiteit Wageningen. 270 p.

Heinen M., 1999. Extension to the van Genuchten-Mualem description of the hydraulic properties in FUSSIM2. Internal note.

Mualem Y., 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. Water Resour. Res. 12: 513-522.

Oenema O. en Roest C.W.J., 1998. Nitrogen and Phosphorus losses from agriculture into surface waters; the effects of policies and measures in The Netherlands. Water Science Technology 37:2 pp 19-30.

Oenema O., 1999. Vermindering nutriëntenverlies uit landbouw; van nutriëntenoverschotten naar evenwicht tussen aanvoer en afvoer. Landschap 16/3, pp. 141-152.

Uunk E.J.B. 1991. Eutrophication of surface waters and the contribution of agriculture. The fertiliser society no.303, pp 55.

van den Burg P.F.J., W.H. Prins en D.J. de Boer, 1981. Nitrogen and intensification of livestock farming in EEC. Proc. Fert. Soc. 199.

van Genuchten, M. Th., 1980. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 44: 982-989.

Vellinga T.V., M. Mooij en A.H.J. Putten, 1997. Richtlijnen voor bemesting en grasland gebruik ter beperking van nitraatuispoeling op zandgrond (Nitraat Reductie Planner). Praktijkonderzoek Rundvee, Schapen en Paarden 166.

Velthof G.L., 1997. Nitrous oxide emission from intensively managed grasslands. Proefschrift Landbouwuniversiteit Wageningen. 195 p.

Vogel T. en M. Cislerova, 1988. On the reliability of unsaturated hydraulic conductivity calculated from the moisture retention curve. Transport in Porous Media 1: 1-15.

Wösten, J.H.M., G.J. Veerman en J. Stolte, 1994. Waterretentie- en doorlatendheids-karakteristieken van boven- en ondergronden in Nederland: de Staringreeks; vernieuwde uitgave 1994. Technisch Document 18, Staring Centrum, Wageningen, 66 p.

***Voor aanvullende informatie over bufferstroken, kunnen de volgende bronnen geraadpleegd worden:***

Adriaanse P.I. en R.H. Kemmers, 1988. Bufferzones tegen nitraatinspoeling in beekdalen: Een methode om de ligging en breedte vast te stellen.

Dort T.C.M. van en R.H. Kemmers, 1990. Het bepalen van de ligging en omvang van bufferzones tegen inspoeling van nitraat voor een viertal beekdalen in Noord-Brabant.

Haycock N.E., T.P. Burt, K.W.T. Goulding and G. Pinay, 1996. Buffer zones: their processes and potential in water protection.

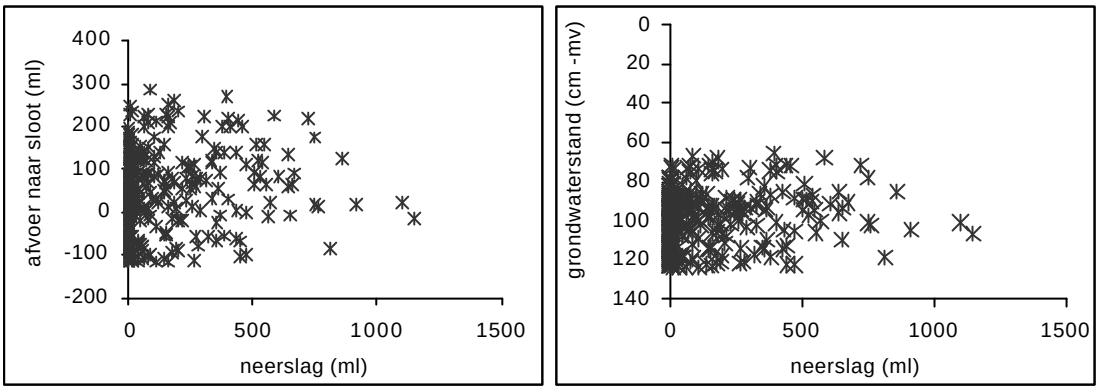
Hendriks R.F.A., G.J. Leene , H.Th.L. Massop en R. Kruijne, 1996. Perceelsonderzoek naar het effect van beekbegeleidende bufferstroken op de stikstof en fosforbelasting van de Mosbeek.

Orleans A.B.M., F.L.T. Mugge, T. van der Meij, P. Vos en W.J. ter Keurs, 1994. Minder nutrienten in het oppervlaktewater door bufferstroken?

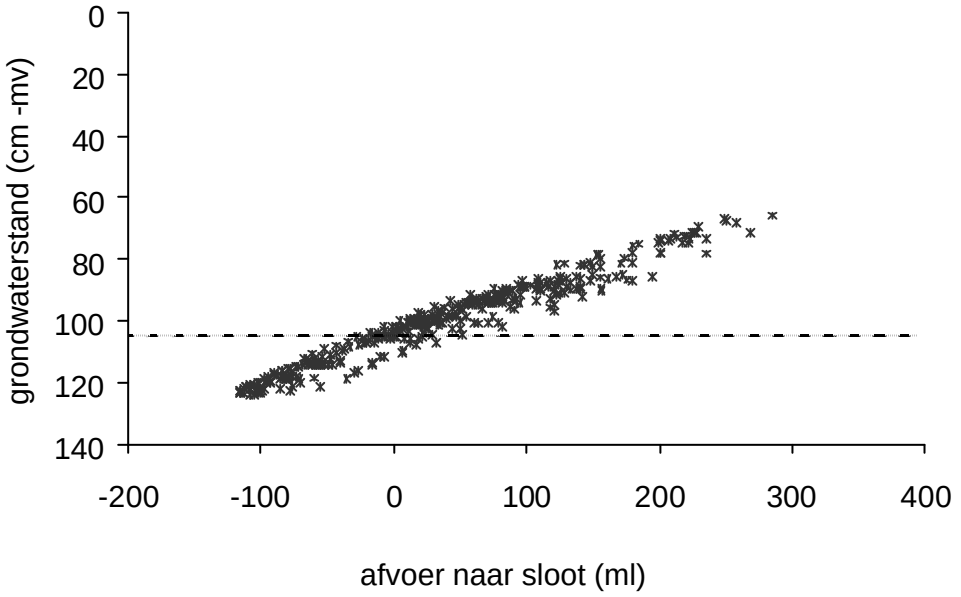
Reus J.A.W.A., N. Middelkoop en P.C. Leendertse, 1998. Bufferstroken langs landbouwpercelen – mogelijkheden en ervaringen.

# Bijlage 1 Relaties tussen afspoeling van water, neerslag en grondwaterstand

Uit Figuur 12 blijkt dat de uitspoeling in het normale jaar voor de eerste 100 dagen hoger was dan in het extreem natte jaar. Dit komt omdat in diezelfde periode de totale neerslag in het normale jaar hoger was dan in het extreem natte jaar (Figuur 11). Ondanks deze verklaring was het niet mogelijk om een directe relatie te vinden tussen neerslagintensiteit en totale afvoer naar de sloot (Figuur b1). Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door een vertraging in de afvoer (Figuur 10). Ook de grondwaterstand in het midden van het profiel (dus uiterst rechts in Figuur 4) kon niet gerelateerd worden aan de neerslag (Figuur b1). De waterafvoer naar de sloot kon wel lineair gerelateerd aan de grondwaterstand (Figuur b2).

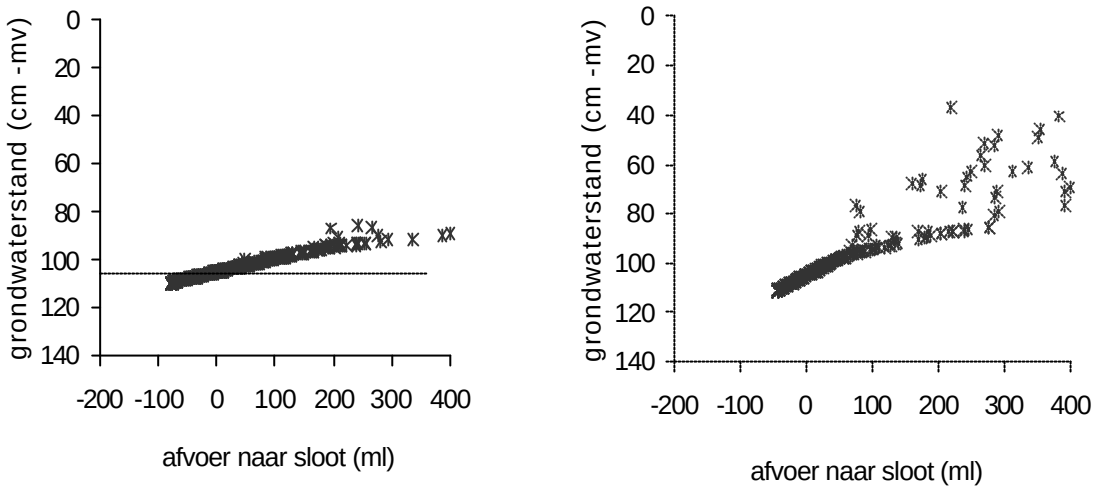



*Figuur b1 Afvoer naar sloot als functie van de neerslag (links) en de grondwaterstand als functie van de neerslag (rechts) (gegevens standaardberekening)*




*Figuur b2 De afvoer naar de sloot versus de grondwaterstand in het midden van het perceel (gegevens standaardberekening). De stippellijn geeft het constante slootwaterpeil aan*

Voor de klei- en veengrond zijn soortgelijke verbanden gevonden tussen de waterafvoer en de grond. Hieruit bleek dat deze relatie voor de veengrond zeer duidelijk was, maar dat de kleigrond meer variatie kende (Figuur b3).




*Figuur b3 De afvoer naar de sloot versus de grondwaterstand in het midden van het perceel (gegevens klei- en veenberekeningen)*

# Bijlage 2 Invloed van aantal elementen in profiel op afstroming van water

## Inleiding

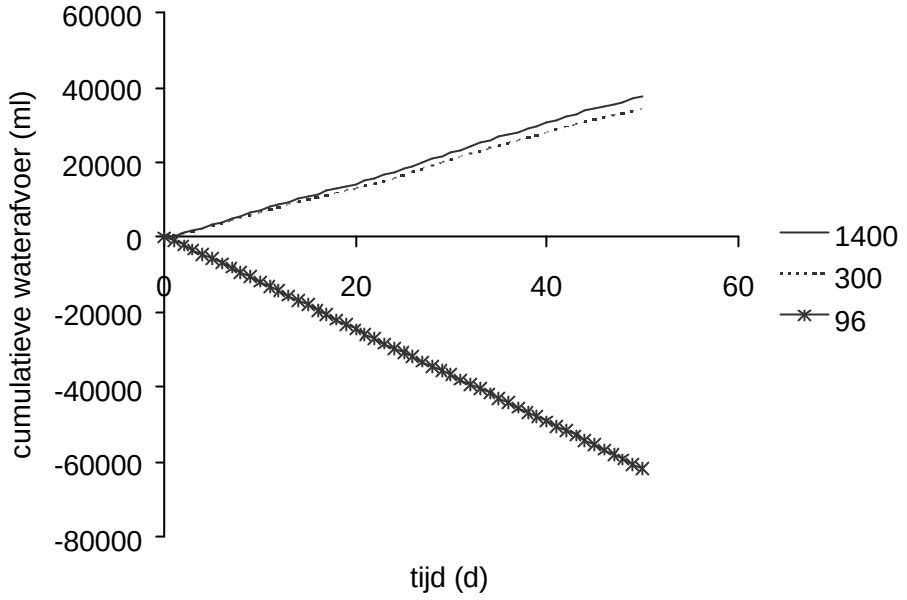
Kleine elementen geven over het algemeen betere resultaten dan grote elementen. Dit komt doordat drukhoogtegradiënten minder steil zijn in een klein element dan in een groot element. Echter, met een toename van het aantal elementen neemt ook de rekentijd toe. Bovendien kan een erg groot aantal elementen leiden tot een grotere afrondingsfout. Voor een grote rekeneenheid (bijv. een perceel) moet dus een optimum gezocht worden tussen het aantal elementen, de nauwkeurigheid en de rekentijd.

## Methoden

Er zijn drie profielen opgesteld, allen met dezelfde afmetingen (2,0 x 5,5 m) maar met een ander aantal elementen. Ten eerste een zeer gedetailleerd profiel met 1400 elementen, vervolgens een minder gedetailleerd profiel met 300 elementen en tenslotte een vrij grof profiel met 96 elementen. Voor ieder profiel werd de waterafvoer naar de sloot in een homogene zandgrond na 50 dagen berekend. Vervolgens werden de uitkomsten vergeleken en werd bepaald welk profiel het beste aan de voorwaarden voldeed (nauwkeurig en relatief korte rekentijd). De afmetingen en de slootdiepten waren voor beide profielen gelijk. Initieel heerste er evenwicht. Neerslag, opname, verdamping, transpiratie en drukhoogte in de plant waren voor alle drie de berekeningen gelijk.

## Resultaten

In Figuur b4 is de cumulatieve waterafvoer naar de sloot weergegeven voor de drie berekeningen. Uit deze Figuur blijkt dat de berekening met 96 element een totaal ander patroon te zien gaf: de sloot liep bij 96 elementen leeg, terwijl deze vol liep bij de andere berekeningen.




*Figuur b4 Cumulatieve afvoer van water naar de sloot voor identieke profielen opgebouwd uit een verschillend aantal elementen. In de legenda is het aantal elementen weergegeven*

Verder was de relatieve massabalans (de fout in massabalans gedeeld door de totale hoeveelheid water in het profiel) meer dan 2 keer zo hoog in de berekening met 96 elementen, dan in de berekeningen met 300 of 1400 elementen.

**Conclusie**

Uit de berekeningen volgde dat 96 elementen voor een profiel van 2,0 m bij 5,5 m te weinig was. Er was betrekkelijk weinig verschil tussen de resultaten met 300 en 1400 elementen. Omdat een profiel bestaande uit 300 elementen veel sneller rekent dan een profiel bestaande uit 1400 elementen, is er gekozen voor een profiel van 300 elementen.

# Bijlage 3 Inputtabel FUSSIM

| | |
|---|---|
| Basic units | |
| length, time | cm |
| Flow domain configuration | |
| N, M | 20, 15 |
| $\Delta x_I$ (N values) | 5*10.0, 2*5.0, 2*10.0, 1*20, 10*50.0 |
| $\Delta z_J$ (M values) | 3*10.0, 4*15.0, 6*10.0, 2*25.0 |
| soil, substrate | Zie Wösten *et al.,* 1994<br>Zand: 60*zandb4, 240*zand02<br>Veen: 60*veenb17, 240*veeno17<br>Klei: 60*kleib11, 240*kleio12 |
| top boundary condition: $q_0$ (N values) | 5*-1, 15*3 met $h_0$ = 30 cm (laag slootwaterpeil) of $h_0$ = 52.5 cm (hoog slootwaterpeil) |
| bottom boundary condition: $q_Z$, $h_Z$ (N values) | 20*1, $q_z$ = 0 |
| left boundary condition: $q_L$, $h_L$ (M values) | Laag slootwaterpeil: $q_l$ = 8*0, 3*-1, 4*0; $h_l$ = 9*0.0, 10.0, 20.0, 4*0.0<br>Hoog slootwaterpeil: $q_l$ = 6*0, 5*-1, 4*0; $h_l$ = 7*0.0, 12.5, 22.5, 32.5, 42.5, 4*0.0 |
| right boundary condition: $q_R$, $h_R$ (M values) | 15*0 |
| internal condition: $q_I$, $h_I$ (MxN values) | IINTRN = 300*0 |
| number of seepage faces, plus coordinates per face | NSEEP = 1<br>ISEEP1 = 1*6<br>JSEEP1 = 1*8 |
| number of ditch walls, plus coordinates per wall | NDITCH = 1<br>IDITCH1 = 1, 2, 3, 4, 5, 6, 6, 6, 6, 6, 6, 6, 6,<br>JDITCH1 = 12, 12, 12, 12, 12, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11 |
| $h_0$ (MxN values, or equilibrium) | Laag slootwaterpeil: HINI = 1*95.0<br>Hoog slootwaterpeil: HINI = 1*117.5 |
| Weather data | |
| irrigation rate or rainfall | Rainfall<br>normaal: nld1.988<br>droog: nld1.976 |

| | |
|---|---|
| | nat: nld1.966 |
| $T_p$ | Berekend mbv LAI (CNGRAS) volgens Makkink |
| $E_p$ | Berekend mbv LAI (CNGRAS) volgens Makkink |
| MAXPND, ROUGH | 2.0; 0.03 |
| Timer control data | |
| $\Delta t_i$, $\Delta t_{max}$, $\Delta t_{min}$, $\zeta$, $t_m$ | $1.0 \cdot 10^{-2}$; $2.5 \cdot 10^{-1}$ ,$1.0 \cdot 10^{-15}$,0.01,$1.0 \cdot 10^{25}$ |
| Solution procedure | |
| procedure | ICCG0 methode |
| $\varepsilon$, max. # iterations | $1.0 \cdot 10^{-2}$, 200 |
| ICCG: $\varepsilon_i$, max. # iterations | $1.0 \cdot 10^{-8}$, 20.000 |
| K averaging | Geometric |
| Hysteresis | |
| initial $\kappa$ (MxN values), $\varepsilon$ ($\kappa$) | n.v.t. |
| Vimoke drain | |
| NDRAIN, IDRAIN, JDRAIN | n.v.t. |
| REFF, CDCORR | n.v.t. |
| HDRAIN | n.v.t. |
| Solute transport | |
| considered ions (data from IONSINFO.DAT) | $NO_3$, $NH_4$ |
| $a_L$, $a_T$, $D_0$, $f_1$, $f_2$, $\theta_l$ | 10.0, 1.0, 1.64 ($cm^2/d$), 0.99, -0.17, 0.2 voor alle gronden |
| $Q_0$ (MxN values) | $NO_3$: 60*3.85, 40*1.93, 200*0.0<br>$NH_4$: 60*3.85, 40*1.93, 200*0.0 |
| $\rho_d$ (g $cm^{-3}$) | 1.3 voor alle gronden |
| top boundary condition: $c_T$ (N values) | 20*0.0, 20*0.0 |
| bottom boundary condition: $c_B$ (N values) | 20*0.0, 20*0.0 |
| left boundary condition: $c_L$ (M values) | 15*0.0, 15*0.0 |
| right boundary condition: $c_R$ (M values) | 15*0.0, 15*0.0 |
| Fertilization | 400 kg N/ha/j uit CNGRAS |

| | |
|---|---|
| Deposition | Ja, CNGRAS |
| Mineralization | Ja, CNGRAS |
| Root data | |
| root growth | Exponentiële verdeling; totale wortelmassa uit CNGRAS |
| Root water uptake | |
| $K_1$, $R_0$, a, $h_{r,1/2}$ | $3.6 \cdot 10^{-6}$, 0.017, 10, $10^4$ |
| $\sigma$, $h_{op}$ | 0.9, 1.0 |
| Root nutrient uptake | |
| $S_{sr}$ | CNGRAS |
| $F_{max}$ (mmol $cm^{-2}$ $d^{-1}$) | $6.05 \cdot 10^{-4}$ |
| zero sink or $c_{min}$ | Zero sink |
| Soil temperature | |
| TYAV, TYAMP | 11.4, 8.9 |
| TC, TIMAV, TINI | 365, 121. 1 |
| soil type (SAND, CLAY, or PEAT) | "Sand" voor alle gronden |
| CMETH | "Interpolate" |
| METH1, METHNL | "Input", "Compute" |
| Irrigation control unit | |
| method | n.v.t. |
| irrigation intensity, EX | n.v.t. |
| threshold: $\mathbf{ET_p}$ or h or C, node number (column, row) (if h, C) | n.v.t. |