32/446 (387.5) 2e ex.

Emissies van bestrijdingsmiddelen en nutriënten in de bloembollenteelt

Modelonderzoek naar de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen en nutriënten

J.P. Dijkstra
P. Groenendijk
J.J.T.I. Boesten
J. Roelsma

BIBLIOTHEEK
STARINGGEBOUW

Rapport 387.5

DLO-Staring Centrum, Wageningen, 1997

1 6 FEB. 1998

Un 582639 deel 5

REFERAAT

Dijkstra, J.P., P. Groenendijk, J.J.T.I. Boesten en J. Roelsma, 1997. *Emissies van bestrijdingsmiddelen en nutriënten in de bloembollenteelt; Modelonderzoek naar de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen en nutriënten.* Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 387.5. 164 blz.; 85 fig.; 30 tab.; 49 ref.; 7 aanh.

Om de effecten van emissiebeperkende maatregelen te verkennen, zijn uitspoelingsmodellen getoetst aan gegevens uit veldonderzoek en laboratoriumonderzoek. Scenario's zijn geformuleerd met gegevens uit het Meerjarenplan Gewasbescherming (MJP-G) en het bedrijfsplan 2000. Bestrijdingsmiddelen spoelen in zeer geringe mate uit. In 2000 zijn lagere uitspoelingsemissies en lagere piekconcentraties in het oppervlaktewater te verwachten. Voor carbendazim zijn de emissies onzeker, omdat de aanvoer plaatsvindt met ontsmet plantgoed. De oude bemestingspraktijk leidt tot een afspoeling van 70 à 80 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N en 80 à 100 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ P. Een meststoffenarm scenario leidt tot halvering van de N-afvoer en een reductie van de P-afvoer met ca. 90%, met een daling van het Pw-getal.

Trefwoorden: bestrijdingsmiddelen, bloembollenteelt, meststoffen, milieu, oppervlaktewaterbelasting, scenario's

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 7254 [RAP387-5.HM/01-98]

Inhoud

	blz.
Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	15
2 Methode van modelonderzoek	17
2.1 Modeltoetsing	17
2.2 Scenario's	18
2.2.1 Bodemkundige en hydrologische schematisering	18
2.2.2 Schematisering van de vruchtwisseling	20
2.2.3 Meteorologische schematisering	21
2.2.4 Effectiviteit van bepaalde maatregelen	22
2.2.5 Karakterisering van de modeluitvoer	23
3 Simulatie van de hydrologie	25
3.1 Beschrijving van het model SWAP93	25
3.1.1 Modelconcept	25
3.1.2 Invoergegevens	27
3.2 Modeltoetsing	28
3.2.1 De Noord	28
3.2.2 Wassenaar	34
4 Toetsing van het model voor de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen	39
4.1 Beschrijving van het model TRANSOL	39
4.1.1 Modelconcept	39
4.1.2 Invoergegevens	42
4.2 Modeltoetsing	44
4.3 Gevoeligheidsanalyse	52
4.3.1 Invloed van K_{om}-waarde en DT_{50}-waarde	52
4.3.2 Omzettingssnelheid in de verzadigde zone	53
4.3.3 Bolontsmetting	54
4.4 Interpretatie en betrouwbaarheid	55
5 Schatting van de emissie van bestrijdingsmiddelen in 1987 en 2000	57
5.1 Invoergegevens	57
5.2 Resultaten	59
6 Effecten van hydrologische en teeltkundige maatregelen op de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen	69
6.1 Invoer	69
6.2 Resultaten	69
7 Toetsing van het model voor de uitspoeling van meststoffen	75

7.1 Beschrijving van het model ANIMO 75
7.1.1 Modelconcept 75
7.1.2 Invoergegevens 81
7.2 Resultaten van de modeltoetsing 83
7.2.1 De Noord 84
7.2.2 Wassenaar 100
7.3 Vergelijking van concentraties in drainwater en slootwater 112
7.4 Interpretatie en betrouwbaarheid 116

8 Schatting van de belasting van oppervlaktewater met meststoffen in 1987 en 2000 117
8.1 Aannames en invoergegevens 117
8.2 Resultaten 118

9 Effecten van teeltkundige en hydrologische maatregelen op de nutriëntenbelasting van oppervlaktewater 129
9.1 Invoergegevens 129
9.2 Resultaten 130

10 Conclusies en evaluatie van het modelonderzoek 137
10.1 Toetsing van de uitspoelingsberekeningen van bestrijdingsmiddelen 137
10.2 Scenarioberekeningen van uitspoeling van bestrijdingsmiddelen 137
10.3 Evaluatie van modelonderzoek naar uitspoeling van bestrijdingsmiddelen 138
10.4 Toetsing van de uitspoelingsberekeningen van stikstof 139
10.5 Toetsing van de uitspoelingsberekeningen van fosfor 140
10.6 De meststoffenscenario's 142
10.6.1 Scenario 1987 en scenario 2000 142
10.6.2 Invloed van hydrologische situaties en teeltkundige maatregelen 144
10.7 Evaluatie van het modelonderzoek naar uitspoeling van meststoffen 145

Literatuur 147
Niet-gepubliceerde bronnen 150

Aanhangsels

1 Toediening van bestrijdingsmiddelen op proefbedrijf De Noord, profiel 1 151
2 Toediening van bestrijdingsmiddelen op proefbedrijf De Noord, profiel 2 153
3 Toediening van bestrijdingsmiddelen op een bloembollenbedrijf te Wassenaar, bedden boven drain A 155
4 Toediening van bestrijdingsmiddelen op een bloembollenbedrijf te Wassenaar, bedden boven drain B 157
5 Gegevens over mestaanwending en grondbewerking voor de toetsing van het nutriëntenuitspoelingsmodel 159
6 Gemiddelde jaarlijkse waterbalans (mm) van het bodemprofiel De Noord voor scenario 1987 en scenario 2000 161
7 Gemiddelde jaarlijkse waterbalans (mm) van het bodemprofiel De Zuid voor scenario 1987 en scenario 2000 163

Woord vooraf

Een belangrijk onderdeel in het onderzoek naar de Emissies van bestrijdingsmiddelen en nutriënten in de bloembollenteelt is de toetsing van uitspoelingsmodellen voor bestrijdingsmiddelen en meststoffen. De toetsing van de modellen heeft plaatsgevonden met gegevens uit het veldonderzoek en het laboratoriumonderzoek. Met de getoetste modellen zijn scenario's doorgerekend om het effect van emissie-reducerende maatregelen in te schatten.

Het onderzoek is uitgevoerd in opdracht van en mede-gefinancierd door een aantal instanties. In alfabetische volgorde:
— Hoogheemraadschap van Rijnland
— Koninklijke Algemene Vereniging voor Bloembollencultuur
— Laboratorium voor Bloembollenonderzoek
— Landbouwschap
— Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij; Directie Wetenschap en Kennisoverdracht
— Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieuhygiene
— Provincie Noord-Holland
— Provincie Zuid-Holland
— Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling
— Staring Centrum-Dienst Landbouwkundig Onderzoek
— Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer

Tijdens de uitvoering van het modelonderzoek heeft intensief contact plaatsgevonden tussen de mede-uitvoerders van het project: het Laboratorium voor Bloembollenonderzoek en het Hoogheemraadschap van Rijnland. Vanwege hun betrokkenheid bij de milieuproblematiek in de bloembollensector hebben genoemde instellingen een belangrijke rol gespeeld bij het invullen van de modelscenario's.

Bij het begin van dit deelonderzoek hebben Rob Merkelbach en Henk Oosterom (SC-DLO) voorbereidend werk verricht. De volgende personen hebben het modelonderzoek begeleid en hebben waardevolle adviezen verstrekt: Jan van Aartrijk, Rob Stokkers, Andrea Landman en Giel de Rooij (LBO); Ronald Gerritsen, Mike Goudemond en Richard Hakkenes (Hoogheemraadschap van Rijnland); Oscar Schoumans (SC-DLO).

De rapportenserie 387 bevat behalve het voorliggende rapport ook een hoofdrapport waarin het volledige onderzoek is samengevat, een rapport over het laboratoriumonderzoek naar de binding van fosfaat in zandige bloembollengronden (387.1), een rapport over het laboratoriumonderzoek naar de sorptie en de omzetting van enkele bestrijdingsmiddelen (387.2), de metingen van bestrijdingsmiddelen in regenwater, drainwater en slootwater (387.3) en een rapport waarin het veldonderzoek naar de waterbalans en de uitspoeling van nutriënten is beschreven. Ten slotte is het onderzoek samengevat in rapport 387.6.

Samenvatting

Bij de teelt van bloembolgewassen op kalkrijke duinzandgronden worden relatief veel gewasbeschermingsmiddelen en meststoffen toegepast. Om emissies van gewasbeschermingsmiddelen en nutriënten naar milieucompartimenten te verminderen, zijn behalve volumemaatregelen ook specifieke emissie-beperkende maatregelen noodzakelijk. Hiervoor is kennis over het belang en de omvang van de diverse emissieroutes vereist. Deze kennis werd o.a. vergaard in veldonderzoek op twee bloembollenteeltbedrijven, nl. een geïntegreerd proefbedrijf te St. Maartensbrug en een praktijkbedrijf te Wassenaar.

Voor de schatting van het effect van verschillende maatregelen zijn simulatiemodellen goed bruikbaar, mits zij getoetst zijn aan veldgegevens. Behalve het verkrijgen van inzicht in de omvang van emissies had het veldonderzoek ook het doel gegevens te verschaffen voor een dergelijke toetsing van de modellen SWAP93 dat de waterstroming in een bodemprofiel beschrijft, TRANSOL dat het transport en de omzetting van gewasbeschermingsmiddelen in de bodem berekent en ANIMO dat de uitspoeling en de omzettingsprocessen van stikstof- en fosforverbindingen in de bodem simuleert.

Op basis van de getoetste simulatiemodellen is voor geschematiseerde bloembollenbedrijven de emissies via bodemroutes van gewasbeschermingsmiddelen en nutriënten berekend. Hiertoe zijn bedrijfstypen geschematiseerd die representatief worden verondersteld voor de bloembollenteelt in Noord-Holland en Zuid-Holland. Voor deze veronderstelde bedrijven zijn karakteristieke bodemprofielen, hydrologische situaties, vruchtwisselingsplannen en patronen van teelthandelingen en van toepassingen van bestrijdingsmiddelen geschematiseerd. Behalve voor deze bedrijfsscenario's werd ook het effect op de uitspoeling doorgerekend van enkele hydrologische en teeltkundige maatregelen/omstandigheden. De toediening van bestrijdingsmiddelen in de scenario's is gebaseerd op documenten van het Meerjarenplan Gewasbescherming (MJP-G) en het 'Bedrijfsplan 2000': *scenario 1987* en *scenario 2000*.

Gewasbeschermingsmiddelen
De resultaten van de modeltoetsing geven aan dat berekeningen met het model uitkomsten gaven die redelijk goed overeenstemmen met de gemeten werkelijkheid. Incidenteel werden beperkt hogere concentraties gemeten dan berekend. Onder extreem natte omstandigheden worden concentraties berekend die hoger zijn dan gemeten. Hiermee moet rekening worden gehouden bij de interpretatie van de scenarioberekeningen.

Gebruik makend van het model zijn voor chloridazon en carbendazim de modelparameters K_{om} en DT_{50} verkregen via calibratie. Voor chloridazon geeft het model een redelijke schatting van de maximale concentratie; de gemiddelde concentratie van deze stof wordt echter enigszins overschat. De betrouwbaarheid

van het model voor carbendazim is betrekkelijk laag. Omdat deze stof in de monitoring van de waterkwaliteit regelmatig wordt aangetroffen is nadere studie gewenst.

In de scenarioberekeningen is ook gerekend met de middelen bentazon, linuron, deltamethrin en prochloraz, waarbij uitgegaan werd van in de literatuur voor deze middelen vermelde schattingen voor K_{om}en DT_{50}. Gezien de onzekerheid van deze schattingen moet voor de uitspoeling van bentazon en linuron een onzekerheidsmarge van een factor ca. 10 worden aangehouden. Voor prochloraz en deltamethrin mag worden verwacht, ook op basis van hun stofeigenschappen, dat zij nooit in meetbare concentraties uitspoelen naar grond- en drainwater. Voor bentazon en linuron wordt dit wel verwacht.

Gebruik makend van TRANSOL en van de gemeten/gecalibreerde/geschatte modelparameters K_{om}en DT_{50}, is in scenarioberekeningen de uitspoeling naar grond- en drainwater van bestrijdingsmiddelen berekend van veronderstelde bloembollenbedrijven op zandgrond in Noord- en Zuid-Holland in 1987 en 2000. De uitspoeling werd berekend over een periode van 24 jaar.

De fractie van bestrijdingsmiddelen die uitspoelt naar het (ondiepe) grondwater is in het algemeen zeer klein (<0,01%). Alleen voor bentazon in Zuid-Holland wordt een zekere uitspoeling berekend naar het grondwater (fractie: 0,5-0,8% van de dosering; piekconcentratie ca. 10 $\mu g.l^{-1}$). Bedacht moet worden dat het emissierisico van een piekconcentratie in een 24-jarige rekenperiode sterk afhankelijk is van de frequentie waarmee deze piek bereikt wordt; voor bestrijdingsmiddelen worden in 'gemiddelde' weerjaren 5-10 keer lagere concentraties berekend dan in extreme jaren. Bentazon is een stof die ook in aanzienlijke mate kan uitspoelen via de drains (fractie: 3-6% van de dosering; maximale concentratie 65-105 $\mu g.l^{-1}$). Linuron, carbendazim, HTI en chloridazon kunnen eveneens in meetbare, maar aanzienlijk lagere concentraties in het drainwater worden verwacht. Dichloorpropeen, deltamethrin, metamitron en prochloraz zullen daarin echter nauwelijks kunnen voorkomen.

In het *scenario 2000* is door een verminderd toepassingsvolume de uitspoeling kleiner dan in dat van 1987. Het organischestofgehalte van het profiel heeft een belangrijke invloed op de verwachte uitspoeling: bij een laag gehalte (0,5%) spoelt meer uit dan bij 1,5%. De berekende fractie van de dosering van bestrijdingsmiddelen die uitspoelt bij de scenario's met een zonder inundatie is vrijwel gelijk.

De uitspoeling van middelen is eveneens afhankelijk van de verhouding tussen wegzijging en drainafvoer. Bij hogere waterafvoer via de drains spoelen ook meer stoffen uit naar het oppervlaktewater; bij lagere drainafvoer (meer wegzijging) spoelt relatief meer middel uit naar het grondwater. Diepploegen resulteert in Zuid-Holland in (tot een factor 10) hogere piekconcentraties van middelen in het ondiepe grondwater dan die werden berekend in het scenario zonder diepploegen. Door het diepploegen komt het middel op grotere diepte, waar het langzamer afbreekt en eerder bij de drains en het grondwater is. Toepassing van grondontsmetting met dichloorpropeen vóór 15 september leidt in het algemeen niet tot enige uitspoeling van middelen, behalve bij zware neerslag.

De emissie van bloembollenpercelen via bodemroutes en via atmosferische depositie leveren slechts een geringe bijdrage aan de belasting van het oppervlaktewater. Spuitdrift en emissie vanuit (de omgeving van) bedrijfsgebouwen leveren een relatief belangrijk aandeel in de belasting van oppervlaktewater.

Nutriënten

Toetsing van het model ANIMO vond plaats voor de parameters nitraat-N (NO_3), ammonium-N (NH_4), organische stikstof (N_{org}), totaal-N (N_{tot}), orthofosfaat (PO_4), organische fosfor (P_{org}) en totaal-P (P_{tot}). Binnen en tussen de diverse onderzoekspercelen in St. Maartensbrug en Wassenaar werd een grote spreiding gevonden in de meetresultaten van de diverse N- en P-verbindingen. Dit bemoeilijkt de modeltoetsing aanzienlijk. Voor kalkhoudende duinzandgronden bestonden voor aanvang van het onderzoek onduidelijkheden over de aard en de kinetiek van fosfaatreacties. Daarom werd hieraan laboratoriumonderzoek uitgevoerd (Schoumans en Lepelaar, 1995), hetgeen een gevalideerde parameterset opleverde voor fosfaatsorptie-module in ANIMO.

Het getoetste model is in staat de orde van grootte van N- en P-concentraties in bodemvocht, grond- en drainwater redelijk te schatten, hoewel de berekende uitspoelingsperiode niet altijd correct is. Gedetailleerde uitspraken voor een bepaald perceel/profiel zijn — zeker voor de lage concentratieniveaus en bij de gehanteerde bemonsteringsdichtheden — met dit model niet mogelijk. Het model is gebleken zeer gevoelig te zijn voor:

— de nauwkeurigheid waarmee de plantopname kan worden ingeschat;
— het gehalte en de omzettingssnelheid van organische stof in de verzadigde zone. De huidige beschrijving hiervan is nog niet toereikend om alle gemeten verschijnselen te kunnen verklaren;
— de verzadigde doorlatendheid van het profiel in de ondergrond.

Gedurende de onderzoeksperiode werd zowel te St. Maartensbrug als te Wassenaar een afname in de bouwvoor waargenomen van de N-voorraad. Door het minder aërobe bodemprofiel in de bouwvoor te Wassenaar spelen denitrificatieprocessen aldaar een belangrijker rol dan in St. Maartensbrug. Op grond van de analyse van het bodemmateriaal wordt verwacht dat de venige laagjes in het bodemprofiel te Wassenaar ook een bijdrage leveren aan de belasting van het oppervlaktewater met stikstof. De hoogte van deze bijdrage is niet bekend. In Wassenaar is de P-concentratie, vnl. in de vorm van PO_4-P, in alle lagen van het profiel aanzienlijk hoger dan in St. Maartensbrug, waar in de bouwvoor gedurende de onderzoeksperiode zelfs een vermindering van de P-voorraad werd geconstateerd. Kennelijk is de bodem in Wassenaar meer en tot op grotere diepte opgeladen met fosfaat.

Met ANIMO zijn diverse scenarioberekeningen uitgevoerd voor een geschematiseerde bedrijfsvoering in Noord- en Zuid-Holland. Een belangrijke analyse betreft de vergelijking van de situatie waarin de bemestingspraktijk van de jaren tachtig (*scenario 1987*), gekenmerkt door toepassing van stalmest, drijfmest en meervoudige meststoffen voor organischestofvoorziening, stuifbestrijding en plantenvoeding, wordt vergeleken met een *scenario 2000*, dat o.a. gekenmerkt wordt door toepassing van GFT-compost, groenbemesters en enkelvoudige kunstmeststoffen. Resultaten van

modelsimulaties wijzen uit dat op langere termijn, zowel in Noord- als Zuid-Holland, de emissie van N-verbindingen in scenario 2000 ongeveer de helft bedraagt van die in scenario 1987. Drainwaterconcentraties in het scenario 2000 zullen tussen 3-10 resp. 7-10 $mg.l^{-1}$ N gaan bedragen in Noord- resp. Zuid-Holland. De grenswaarde van 2,2 $mg.l^{-1}$ N in drainwater zal moeilijk of niet kunnen worden onderschreden; het organischestofgehalte kan redelijk goed op peil blijven.

Voor fosfaat wordt berekend dat in *scenario 2000* op langere termijn de P-belasting van het oppervlaktewater ca. een factor 10 afneemt ten opzichte van *scenario 1987*. De drainwaterconcentratie in *scenario 2000* zal 2-3 $mg.l^{-1}$ P gaan bedragen voor Noord- resp. Zuid-Holland, hetgeen aanzienlijk hoger is dan de thans geldende grenswaarde van 0,15 $mg.l^{-1}$ P. Zelfs wanneer in het geheel geen P meer zou worden toegepast, zou de P-concentratie van het drainwater op termijn stabiliseren bij ca. 1,8 $mg.l^{-1}$ P.

Als gevolg van *scenario 2000* wordt eveneens berekend dat het Pw-getal zal dalen, uiteindelijk (na 3-10 jaren, afhankelijk van de P-voorraad) tot de klasse zeer laag. Aanvullende berekeningen waarin in het *scenario 2000* aanvullende P-giften worden gegeven in de vorm van kunstmest ter grootte van de gewasonttrekking, geven aan dat dan het Pw-getal op peil gehouden kan worden. Deze P-gift in de vorm van kunstmest kan echter, afhankelijk van de voorgeschiedenis van het perceel, weer aanleiding geven tot een hogere P-concentratie van het drainwater dan berekend voor *scenario 2000*.

Een aanvoernorm van resp. 80 en 100 $kg.ha^{-1}$ P_2O_5 leidt tot een ruim tweemaal zo hoge fosfaatbelasting van het oppervlaktewater dan in *scenario 2000* (25 i.p.v. 11 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ P). Het Pw-getal zal bij deze fosfaatbemesting niet dalen.

In kwelprofielen is in het *scenario 2000* een grotere belasting van oppervlaktewater met N- en P-verbindingen te verwachten dan in wegzijgingsprofielen. Het verschil bedraagt 20-30%. Het opzetten van het slootwater in plaats van beregening in Noord-Holland leidt niet tot wezenlijke veranderingen van de N- en P-uitspoeling. Het achterwege laten van drijfmesttoepassingen voor stuifbestrijding leidt tot een aanzienlijke reductie van de ammoniak-vervluchting, tot een beperkte (ca. 20%) reductie van de N-afvoer naar het oppervlaktewater en tot geen verandering in de P-belasting van het oppervlaktewater. De toepassing van drijfmest leidt wel tot een aanzienlijk verhoogde ophoping van fosfaat in de bouwvoor. Het tijdstip waarop stalmest wordt ingemest (binnen de marge van enkele maanden) heeft noch voor N noch voor P invloed op de uitspoeling.

Gegevens over hoe gewassen reageren op een verminderd nutriëntenaanbod ontbreken. Voor de brede inzet van een nutriëntenmodel in bloembolgewassen en voor het inschatten van milieueffecten is de beschrijving van de nutriëntenopname door deze gewassen essentieel. Voor berekeningen waarin men voor de praktijk 'harde' cijfers t.a.v. bodemvruchtbaarheid en uitspoelingsrisico wenst, is een meer uitgebreide validatie van de gehanteerde relatie tussen het Pw-getal en de geadsorbeerde hoeveelheid fosfaataan te bevelen. Gezien de heterogeniteit van de bodem en de complexiteit van de invloedsfactoren in de ondergrond is zonder aanvullende

informatie geen goed verband te leggen tussen de bemesting op perceelsniveau en de te verwachten uitspoeling. Verwacht wordt dat het opstellen van een algemene relatie tussen bemesting, bodemfactoren en mineralenverliezen uit de bouwvoor meer kansen heeft.

1 Inleiding

Bestrijdingsmiddelen worden in relatief grote hoeveelheden gebruikt bij de teelt van bloembolgewassen. Deze stoffen worden zo nu en dan in vrij hoge concentraties gemeten in het oppervlaktewater van bloembollenteeltgebieden. Ook het meststoffengebruik is in de bollenteelt relatief hoog. Zowel bestrijdingsmiddelen als meststoffen veroorzaken milieuproblemen. Om de emissieroutes van bestrijdingsmiddelen en meststoffen van bloembollenpercelen naar grond- en oppervlaktewater te kwantificeren, en om inzicht te verwerven in mogelijkheden deze emissieroutes te reduceren, is door het Laboratorium voor Bloembollenonderzoek, het Hoogheemraadschap van Rijnland en DLO-Staring Centrum een onderzoek uitgevoerd.

Kwantificering van de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen en meststoffen uit bloembollenpercelen op zandgronden geschiedt in deze studie o.a. door modelberekeningen. Het modelonderzoek beoogt de volgende vragen te beantwoorden:
— Welk effect hebben de reeds in gang gezette, en de in de nabije toekomst te voorziene, emissie-reducerende maatregelen op de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen en nutriënten naar grond- en oppervlaktewater?
— Wat zal het effect op emissies zijn van wijzigingen in inrichting en teelttechniek?

Indien simulatie-modellen voldoende betrouwbare procesbeschrijvingen bevatten, en de procesparameters met voldoende nauwkeurigheid zijn vastgesteld, bezitten zij het vermogen voor een reeks uiteenlopende situaties de uitspoeling te schatten. In deze studie is het model SWAP93 (Belmans et al., 1983; Feddes et al., 1988) toegepast voor de beschrijving van de waterstroming in het bodemprofiel. Het model TRANSOL (Kroes en Rijtema, 1996) berekent de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen in het bodemprofiel en met het model ANIMO (Groenendijk en Kroes, 1997) wordt de uitspoeling van stikstof en fosfaat berekend.

In het onderzoek worden literatuurgegevens en in het laboratorium vastgestelde gegevens ingevoerd in de modellen. De meetgegevens uit het veld worden gebruikt om de modellen te toetsen. Via dit onderzoek wordt de vraag beantwoord in hoeverre de modellen en de gegevensbronnen betrouwbaar zijn, en welke consequenties eventuele onnauwkeurigheden kunnen hebben voor het resultaat.

Om het effect van emissie-reducerende maatregelen voor het gehele bloembollenareaal op zandgronden te schatten worden de bollengronden geschematiseerd tot een zestal profielen, drie profielen voor de bloembollenteelt in Noord-Holland en drie profielen voor de teelt in Zuid-Holland. De vruchtwisseling is eveneens geschematiseerd tot een modelteeltplan. Het gebruik aan bestrijdingsmiddelen wordt voor de meest relevante stoffen meegenomen. Bij de stoffenkeuze is gelet op het type behandeling, het volume waarin het wordt toegepast en het eventuele milieurisico. Het huidige en historische patroon van bestrijdingsmiddel-toedieningen en bemestingen is eveneens geschematiseerd tot twee situaties. Deze situaties corresponderen met de

praktijk in 1987, zoals beschreven in het Meerjarenplan Gewasbescherming (MJP-G), en de verwachte praktijk in 2000, zoals beschreven in het praktijkplan 2000. In de beschouwing zijn voor het jaar 1987 niet alle in de bloembollenteelt gebruikte bestrijdingsmiddelen meegenomen. Voor de bestrijdingsmiddelen waarvoor geen modelberekeningen konden worden uitgevoerd is gepoogd de emissie te schatten op basis van de geschatte uitspoelfractie zoals vermeld in de toelatingsbeoordeling, gecombineerd met een vergelijking met andere middelen op basis van uit literatuur bekende stofeigenschappen.

Met de modellen wordt voor alle onderscheiden combinaties van bodem en hydrologie de emissie van bestrijdingsmiddelen en meststoffen geschat voor de situatie 1987 en de situatie 2000. Vergelijking van beide situaties leert in welke mate er reductie van de emissie zal optreden bij de aannames.

Effecten van wijzigingen in de teelttechniek, grondbewerking en hydrologische inrichting worden afzonderlijk onderzocht voor de meest relevante stoffen.

De methode waarmee met de modellen het effect van maatregelen op de emissie van bestrijdingsmiddelen en meststoffen is geschat, wordt besproken in hoofdstuk 2. Hoofdstuk 3 geeft een korte beschrijving van het toegepaste hydrologische model, de modelinvoer en de resultaten van de toetsing van dit model. Het uitspoelingsmodel voor bestrijdingsmiddelen is in het kort beschreven in hoofdstuk 4, samen met de modelinvoer voor de twee onderzoekspercelen en de resultaten van de modeltoetsing. De aannamen voor de scenario's, de simulatieresultaten en de conclusies worden behandeld in hoofdstuk 5. De effecten van hydrologische en teeltkundige maatregelen op de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen zijn beschreven in hoofdstuk 6. Het model dat de uitspoeling van meststoffen berekent, de modelinvoer voor de beide onderzoekspercelen en de modeltoetsing worden besproken in hoofdstuk 7. De aannamen, de resultaten en de conclusies van de meststoffenscenario's zijn gegeven in hoofdstuk 8. Hoofdstuk 9 beschrijft de effecten van hydrologische variatie en teeltkundige maatregelen op de nutriëntenbelasting van oppervlaktewater. Hoofdstuk 10 bevat de algemene conclusies en een evaluatie van het modelonderzoek.

2 Methode van modelonderzoek

Het doel van het modelonderzoek is de totale emissie via bodemroutes, en de emissiereductie als gevolg van maatregelen, te schatten voor bestrijdingsmiddelen en nutriënten in de bloembollenteelt op zandgronden. In het modelonderzoek staat de uitspoeling naar grond- en oppervlaktewater centraal en worden de overige routes niet in beschouwing genomen. Het modelonderzoek richt zich tevens op het verwerven van inzicht in de effectiviteit van bepaalde maatregelen in teelt, grondbewerking en waterhuishouding.

2.1 Modeltoetsing

Uitspoelingsmodellen bezitten het vermogen de emissie naar grond- en oppervlaktewater te kunnen schatten voor een uiteenlopende reeks situaties, mits de modellen voldoende betrouwbaar zijn. De betrouwbaarheid van de uitkomsten worden bepaald door de beschrijving van de processen, de mate van nauwkeurigheid waarmee de parameters kunnen worden vastgesteld, en de juistheid van de invoergegevens. Om de modellen en de vastgestelde parametersets te toetsen heeft modeltoetsing van het hydrologische model SWAP93, het uitspoelingsmodel voor bestrijdingsmiddelen TRANSOL (Kroes en Rijtema, 1996) en het uitspoelingsmodel voor nutriënten ANIMO (Groenendijk en Kroes, 1997) plaatsgevonden met gegevens uit de veldstudie van het bloembollenproject. In de toetsingsfase van het project is een indruk verkregen van de mate van juistheid waarmee de modellen in staat zijn de experimenteel vastgestelde emissie te berekenen.

Bij de opzet van het project is bij de bestrijdingsmiddelen onderscheid gemaakt tussen modelstoffen en monitoringstoffen. Van de modelstoffen zijn in het laboratorium de omzettingssnelheid en de sorptiecoëfficiënt vastgesteld en zijn bodemmonsters uit het veld geanalyseerd op deze stoffen. Als modelstoffen zijn geselecteerd: chloorallylalcohol, metamitron en HTI. Chloorallylalcohol is alleen in Wassenaar geanalyseerd, metamitron en HTI zijn voor de beide locaties geanalyseerd. Het doel is om met de geschatte parameters het model te toetsen aan bodemgehalten en drainwaterconcentraties zonder de modelparameters verder aan te passen aan de metingen. Bij de monitoringstoffen zijn de stofeigenschappen hoofdzakelijk ontleend aan de literatuur. Voor deze stoffen wordt een aanpassing van de modelparameters toelaatbaar geacht, mits binnen het traject dat in de literatuur is gegeven.

2.2 Scenario's

2.2.1 Bodemkundige en hydrologische schematisering

Voor de schatting van de totale emissie uit bloembollengronden is het nodig de gronden te schematiseren tot enkele modelprofielen die representatief zijn voor het totale areaal. Hiertoe worden drie profielen onderscheiden voor de bloembollengronden in Zuid-Holland en drie profielen voor de gronden in Noord-Holland. De profielen onderscheiden zich van elkaar door een verschillend organischestofgehalte en kalkgehalte. Tevens wordt een onderscheid gemaakt naar hydrologische situering. Voor de drie profielen in Zuid-Holland wordt een 'laag water'-variant en een 'hoog water'-variant doorgerekend. Beide varianten onderscheiden zich van elkaar door een verschil in zomer- en winterpeil van het slootwater. Op de bloembollengronden in Zuid-Holland wordt niet beregend. In fig. 1 zijn de zomerpeilen naar toenemende diepte uitgezet tegen het cumulatieve areaal.

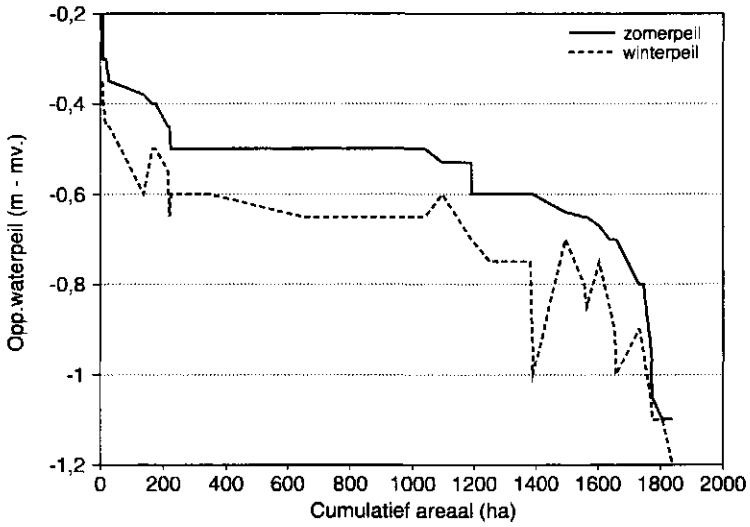

Fig. 1 Zomerpeilen van slootwaterpeilen bij de bloembollenteelt in Zuid-Holland als functie van het cumulatieve areaal. Bij een zomerpeil is per peilvak ook het bijbehorende winterpeil weergegeven

Op grond van deze figuur is een zomerpeil en een winterpeil van de twee hydrologische varianten vastgesteld (50-60 cm - mv. voor het hoge peil en 60-75 cm - mv. voor het lage peil). Met de beide varianten is een dekkingspercentage verkregen van ca. 80% van het totale bloembollenareaal op zandgronden in Zuid-Holland. De profielen worden voorts gekarakteriseerd door wegzijging. Door het Hoogheemraadschap van Rijnland wordt op basis van informatie van het waterschap De Oude-Rijnstromen de gemiddelde wegzijgingsintensiteit op 0,25 $mm.d^{-1}$ geschat. Bij het onderscheiden van de hydrologische varianten is dit cijfer enigszins genuanceerd. Bij de lagere openwaterpeilen is verondersteld dat het maaiveld hoger ligt in het landschap en dat het in de zomer moeilijker is het polderpeil op niveau te houden dan in gebieden met een hoger waterpeil. De opbolling van de grondwaterstand in het bodemprofiel tussen drains en tussen open waterlopen is relatief gering. De wegzijging uit de watergangen zal naar verwachting niet veel verschillen van de wegzijging in het bodemprofiel. In deze studie is aangenomen dat

het moeilijker op peil kunnen houden van het zomerpeil wordt veroorzaakt door een grotere wegzijging. Bij het peilniveau 'laag' is met een wegzijgingsintensiteit 0,3 $mm.d^{-1}$ gerekend en bij het peilniveau 'hoog' met een wegzijging van 0,2 $mm.d^{-1}$.

In werkelijkheid bevindt zich in Zuid-Holland direct achter de duinen een strook waar kwel voorkomt. In de gebiedsschematisering is hier geen rekening mee gehouden. Het onderzoek levert wel informatie aan over de kwelprofielen: uit het toetsingsonderzoek en als een variant in de studie naar individuele maatregelen en specifieke situaties (par. 6.2 en 9.2).

In het bloembollengebied in Noord-Holland houden kwel en wegzijging elkaar goed in evenwicht. Enkele gebieden hebben een geringe kwel (<0,1 $mm.d^{-1}$) en andere gebieden hebben een geringe wegzijging (<0,1 $mm.d^{-1}$). De oorzaak hiervan is een slechtdoorlatende kleilaag op geringe diepte onder maaiveld. Op de proeflocatie De Noord wordt deze kleilaag op ca. 1 m - mv. aangetroffen (Groenendijk et al., 1996). In het modelonderzoek naar emissiereductie uit het totale bloembollengebied is verondersteld dat kwel en wegzijging elkaar in evenwicht houden. Het volledige netto neerslagoverschot wordt via de drainbuizen en via ondiepe grondwaterstroming naar de sloten afgevoerd. Onderscheid wordt wel gemaakt tussen het al of niet toepassen van inundatie als grond-ontsmettingstechniek. In de 1987-situatie werden nog geen gronden geïnundeerd. Verwacht wordt dat in Noord-Holland alle bollengronden in 2000 éénmaal in de vier jaar worden geïnundeerd. In de zomer wordt het oppervlakte-waterpeil opgezet. Zowel in de huidige als in de toekomstige praktijk worden de gronden beregend, indien dit noodzakelijk wordt geacht vanuit het oogpunt van optimale gewasontwikkeling.

In het noordelijk bollengebied wordt het grondwater opgevoerd tot ongeveer 50 cm diepte. In juni-juli wordt het verlaagd tot 60 à 80 cm diepte, terwijl in december het grondwater weer opgezet wordt tot 60 à 65 cm diepte (Van der Zwet, mond. meded.). De slootpeilen zijn 5 cm hoger opgegeven, omdat bij het proefbedrijf het slootpeil hoger lag dan de grondwaterstand. Inundatie is gesimuleerd door in de betreffende periode de drainafvoer op 0 te stellen en een hoeveelheid water op het maaiveld te brengen. Hierbij is er vanuit gegaan dat de minimum dikte van de waterlaag 5 cm bedraagt. Bij onderschrijding van deze waarde wordt een extra watergift gegeven ter grootte van ca. 50 mm. In het model wordt de inundatie beëindigd door de waterlaag op het maaiveld oppervlakkig af te voeren en de drains te ontsluiten. Tijdens de inundatieperiode is het bodemprofiel geheel met water verzadigd. In werkelijkheid kan lucht insluiting optreden, waardoor minder water nodig is om het profiel anaëroob te maken (Pankow et al., 1995).

Voor het zuidelijk bollengebied zijn de peilen aangehouden zoals ze bij de gebiedschematisatie gebruikt zijn (par. 2.2). De gebiedsschematisering met de onderscheiden hydrologische varianten zijn samengevat in tabel 1.

Tabel 1 Schematisering van bloembollengronden op zandgronden in Noord- en Zuid-Holland t.b.v. emissieberekeningen

Karakteristiek	Profielnaam					
	Zuid-1	Zuid-2	Zuid-3	Noord-1	Noord-2	Noord-3
Karakterisering ondergrond	zand	zand	zand	klei/veen	klei/veen	klei/veen
Org. stofgehalte (%) van de laag 0-50 cm	1,5	1,0	0,5	1,5	1,0	0,5
$CaCO_3$-gehalte (%)	3	3	6	1	1	1
hoog waterpeil (geen beregening)	Z1H	Z2H	Z3H			
laag waterpeil (geen beregening)	Z1L	Z2L	Z3L			
laag waterpeil + opzetten in zomer + beregening (1987)				N1-	N2-	N3-
idem + inundatie-maatregel (2000)				N1+	N2+	N3+

2.2.2 Schematisering van de vruchtwisseling

Het vruchtwisselingsplan is geschematiseerd tot een 1 op 4 teelt, in de volgorde lelie, tulp, narcis, hyacint. Indien inundatie plaatsvindt, geschiedt dit tussen tulp en narcis. Eventueel diepploegen vindt plaats tussen narcis en hyacint. Deze gewassen zijn representatief voor de totale bloembollenteelt. Het grootste verbruik van bestrijdingsmiddelen vindt in deze gewassen plaats. Door het hanteren van dit schema wordt een dekking van het totale bloembollenareaal van 80% verkregen. Dit is gebaseerd op de gegevens in tabel 2, ontleend aan het achtergronddocument bloembollenteelt van het Meerjarenplan Gewasbescherming.

Tabel 2 Regionale gewasarealen (ha) in Zuid- en Noord-Holland, in 1987 en 2000 (Achtergrond document bloembollenteelt MJP-G)

Gewas	Zuid		Noord	
	1987	2000	1987	2000
tulp	1000	700	1400	1180
narcis	650	700	910	850
lelie	-	-	900	1180
hyacint	610	700	350	255
iris	-	-	450	450
gladiool	40	40	50	55
dahlia	370	360	55	40
overig	130	50	600	705
totaal	2800	2550	4715	4715

Aan het genoemde vruchtwisselingsplan wordt een gebruik van bestrijdingsmiddelen en meststoffen in 1987 en 2000 toegekend. Voor Noord-Holland en Zuid-Holland wordt hetzelfde gebruik aan bestrijdingsmiddelen toegekend, met uitzondering van het gebruik aan dichloorpropeen, dat in Noord-Holland éénmaal in de vier jaar wordt

toegepast en in Zuid-Holland gemiddeld éénmaal in de 2,5 jaar. De dosering per toepassing is hetzelfde. Voor de volgende stoffen wordt in de modelberekeningen de totale emissie via bodemroutes geschat: bentazon, carbendazim, chloorthalonil (met HTI als omzettingsproduct), chloridazon, dichloorpropeen, deltamethrin, linuron, metamitron en prochloraz. Deze stoffen zijn representatief voor alle handelingen op bloembollenbedrijven waarbij bodemroutes van belang zouden kunnen zijn. Het totale middelenpakket in 1987 was echter groter dan het in deze studie beschouwde pakket. In de modelsimulaties worden captan en maneb/zineb niet doorgerekend (chemisch te complex). Naar verwachting worden zij vervangen door stoffen die in de modelstudie wel worden doorgerekend. Voor 2000 wordt verwacht dat de doorgerekende stoffen nagenoeg het volledige pakket vertegenwoordigen. Een gevolg van deze aannamen is dat het gebruik van sommige modelstoffen in 2000 groter is dan in 1987, terwijl het totale gebruiksvolume aan bestrijdingsmiddelen afneemt.

2.2.3 Meteorologische schematisering

Totaal zijn voor 1987 en 2000 negen profielen gedefinieerd met een bepaald toedienings- en bemestingspatroon. Met de modellen wordt per profiel en per bestrijdingsmiddelen-nutriëntenpatroon een langjarige berekening uitgevoerd. De lengte van de weerreeks in het model bedraagt 24 jaar, en is samengesteld uit tweemaal de meteorologische reeks 1981-1992. In deze reeks kan zesmaal het vruchtwisselingsschema met bijbehorende bemestingen en bespuitingen worden ingevoerd. Gekozen is voor een langjarige berekening om de volgende redenen:

— Meteorologische invloeden worden op deze manier automatisch in de simulaties verrekend.
— Bij het begin van de simulatie bevindt zich nog geen bestrijdingsmiddel in de bodem of het grondwater. Bij de nutriënten wordt een concentratie aan de bodem toegekend. De schatting hiervan is aan onnauwkeurigheden onderhevig. Langzaam maar zeker wordt een bepaalde concentratie opgebouwd.

De eerste periode van 12 jaar wordt gebruikt om het bodemprofiel in een begintoestand te brengen die zou optreden bij langdurig ongewijzigd gebruik. De tweede periode van 12 jaar wordt gebruikt om maximale concentraties in grond- en drainwater te traceren. Bij de bestrijdingsmiddelen wordt de bijdrage van het staarteffect op de uitspoeling in rekening gebracht door na de 24 jaar nogmaals 12 jaar te simuleren, echter zonder bestrijdingsmiddelengiften. De residuen in bodem en grondwater kunnen in deze 12 jaar nog een bijdrage leveren aan de totale vracht die uitspoelt naar het oppervlaktewater.

Uit de simulatieresultaten worden bovengenoemde karakteristieke grootheden afgeleid die van belang zijn voor de beoordeling van het uitspoelingsrisico. Het model voor de bestrijdingsmiddelenuitspoeling berekent drainwater- en grondwater-concentraties op dagbasis. Uit deze reeksen worden de maximale waarden gesorteerd. Eveneens kan uit de concentratiereeks een frequentiediagram worden samengesteld. Het model berekent ook de totale belasting van het grondwater en het oppervlaktewater. Gecombineerd met de totale dosering is hieruit de fractie uitspoeling te berekenen.

Bij de nutriënten worden door het model eveneens vrachten en concentraties op dagbasis berekend. Uit deze reeks worden voor het droge, gemiddelde en natte jaar debietsproportionele drainwaterconcentraties berekend.

Voor de meteorologische invoergegevens zijn de dagwaarden van het KNMI-station De Bilt vanaf 1981 tot en met 1992 toegepast. Voor dit station waren dagelijkse verdampingsgegevens volgens Makkink direct beschikbaar. Bij toepassing van de meteogegevens van een dichterbij gelegen station zou omrekening van decadecijfers naar dagwaarden, of Penman-gegevens naar Makkink-gegevens nodig geweest zijn. De toegepaste reeks van De Bilt heeft als nadeel dat de gemiddelde neerslag (iets) hoger is dan de regenval in het Noord- en Zuid-Hollandse bloembollengebied.

2.2.4 Effectiviteit van bepaalde maatregelen

Om een indruk te krijgen van het milieueffect van afzonderlijke bedrijfs- en teeltmaatregelen op de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen wordt voor één stof de langjarige simulatie uitgevoerd. Dit betreft de volgende maatregelen/situaties:
— invloed van kwel (voor een kwetsbare hoogwater en kwetsbare laagwater variant in Zuid-Holland);
— slootpeil opzetten i.p.v. beregenen (Noord-Holland);
— diepploegen i.p.v. grondontsmetting (voor één Zuid en één Noord profiel);
— toepassingstijdstip grondontsmetting (één kwetsbaar profiel, twee meteojaren);

Voor enkele aspecten waarvoor in de modellen aannamen zijn gedaan wordt een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd:
— de invloed van de sorptiecoëfficiënt (K_{om}) en halfwaardetijd (DT_{50}) op de drainwaterconcentratie en de uitspoelvracht van een stof die goed uitspoelt;
— omzettingssnelheid van metamitron in de verzadigde zone. De omzettingssnelheid in de simulaties is geschat op basis van literatuurgegevens. In de berekeningen is nagegaan wat de uitspoeling zou zijn als in de verzadigde zone geen afbraak plaats zou vinden;
— de invloed van het tijdstip waarop bolontsmettingsmiddelen in de bodem vrijkomen. In de standaardberekeningen wordt verondersteld dat de ontsmettingsmiddelen direct bij het planten van de bollen in de bodem beschikbaar komen. Naar aanleiding van ongepubliceerde onderzoeksgegevens van het Laboratorium voor Bloembollenonderzoek m.b.t. het verloop van residuconcentraties in bloembollen wordt nagegaan wat het effect is van een gefaseerd vrijkomen in de bodem van carbendazim en prochloraz.

Bij meststoffen wordt de langjarige berekening uitgevoerd voor een enkel profiel om inzicht te krijgen in het milieueffect van:
— invloed van kwel in de strook direct achter de duinen in Zuid-Holland;
— slootpeil opzetten i.p.v. beregenen (Noord-Holland);
— een geringe fosfaatkunstmestgift wanneer het streefgetal voor de minimale fosfaattoestand is bereikt in het *scenario 2000*;
— stuifbestrijding met cellulose i.p.v. GFT-compost in het *scenario 2000* (cellulose bevat geen nutriënten);

— voor hoogwater-variant in Zuid-Holand: het *scenario 1987*, maar nu zonder spuitmest (reeds genomen maatregel mestvermindering);
— stalmestgift na de oogst i.p.v. voor het planten in het *scenario 1987*.

2.2.5 Karakterisering van de modeluitvoer

De modellen berekenen een groot aantal grootheden. Voor dit onderzoek is ervoor gekozen het gedrag van bestrijdingsmiddelen te karakteriseren aan de hand van de volgende grootheden:
— fractie van de dosering die naar het grondwater uitspoelt;
— maximum optredende concentratie in een mengsel van het grondwater tussen 1 en 2 m beneden maaiveld;
— fractie van de dosering die via drainbuizen en diepere stroming naar het oppervlaktewater uitspoelt;
— maximum optredende concentratie in een mengsel van drainwater dat over 4 dagen debietsproportioneel is gemiddeld.
De eerste twee grootheden spelen een belangrijke rol in de beoordeling van stoffen m.b.t. het risico van uitspoeling naar het grondwater, zoals dat in het toelatingsbeleid wordt gehanteerd. Bij de derde en de vierde grootheid is gezocht naar een analogon met het grondwater. Het concentratiecriterium wordt toegepast voor een debietsproportioneel mengsel, berekend over 4 dagen. Eventuele toevallige pieken worden op deze wijze uitgevlakt. De benadering wordt hierdoor minder gevoelig voor smalle pieken die een gevolg kunnen zijn van onnauwkeurigheden van het model, of onbetrouwbaarheden van de invoergegevens. Omdat de methode systematisch wordt toegepast voor alle middelen en voor de verschillende peiljaren, levert dit gegeven informatie over het al of niet optreden van concentratiepieken.

Bij nutriënten worden de volgende grootheden van belang geacht:
— de jaarlijkse vracht totaal-N in $kg.ha^{-1}$ die vanuit de bollenteelt naar het oppervlaktewater uitspoelt;
— de jaarlijkse vracht totaal-P in $kg.ha^{-1}$ die vanuit de bollenteelt naar het oppervlaktewater uitspoelt;
— de maandelijkse drainwaterconcentraties totaal-N in een droog, een nat en een gemiddeld hydrologisch jaar;
— de maandelijkse drainwaterconcentraties totaal-P in een droog, een nat en een gemiddeld hydrologisch jaar.
Bij de berekening van de belasting van het oppervlaktewater met N en P wordt de bijdrage van de natuurlijke belasting met nutriëntenrijke kwel buiten beschouwing gelaten. Dit is een gebiedsspecifiek gegeven waar het onderzoek zich niet op richt. Met de resultaten wordt beoordeeld of de belasting van het oppervlaktewater vanuit de bloembollenteelt vermindert.

Als belangrijke kenmerken voor de bodemvruchtbaarheid gelden het Pw-getal voor fosfaat en het organischestofpercentage van de bouwvoor. In de scenario's waarin sprake is van een mestreductie worden beide kenmerken beoordeeld.

3 Simulatie van de hydrologie

3.1 Beschrijving van het model SWAP93

3.1.1 Modelconcept

Voor de simulatie van de waterhuishouding is gebruik gemaakt van het model SWAP93. Dit model beschrijft de waterhuishouding in de onverzadigde zone en de water-gerelateerde gewasgroei (Belmans et al., 1983; Feddes et al., 1978; Van den Broek et al., 1993).

Het model SWAP93 is gebaseerd op de wet van Darcy en de continuïteitsvergelijking. Aan deze vergelijking is een sink term toegevoegd om de wateropname door plantenwortels te beschrijven. De combinatie van deze vergelijkingen levert de volgende niet-lineaire partiële differentiaalvergelijking, de zgn. Richard's vergelijking, op:

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

waarin: h = drukhoogte als functie van diepte en tijd (cm)
t = tijd (d)
C = differentiële vochtcapaciteit (cm^{-1})
z = verticale afstand tot het maaiveld, positief in opwaartse richting (cm)
K = hydraulisch geleidingsvermogen ($cm.d^{-1}$)
S = de hoeveelheid bodemvocht die door de wortels per volume-eenheid van de bodem per eenheid van de tijd wordt opgenomen ($cm^3.cm^{-3}.d^{-1}$)

Deze vergelijking wordt numeriek opgelost volgens de eindige-differentiemethode. Daartoe wordt de bodem verdeeld in compartimenten en de tijd in tijdstappen. De vergelijking wordt per tijdstap per compartiment opgelost.

De sink term, $S(h)$-functie, wordt volgens Feddes et al. (1978) gedefinieerd als:

$$S(h) = \alpha(h)\ S_{max} \qquad (2)$$

waarin: $\alpha(h)$ = dimensieloze functie van de drukhoogte
S_{max} = maximaal mogelijke wateronttrekking door de wortels (d^{-1})

Het verloop van de dimensieloze sink term variabele α als functie van de drukhoogte wordt weergegeven in fig. 2. De waarde van h_3 varieert met de verdampingsvraag van de atmosfeer. De transpiratievraag wordt gelijkmatig over de lagen in de wortelzone verdeeld. De reductie van waterontrekking is een functie van de

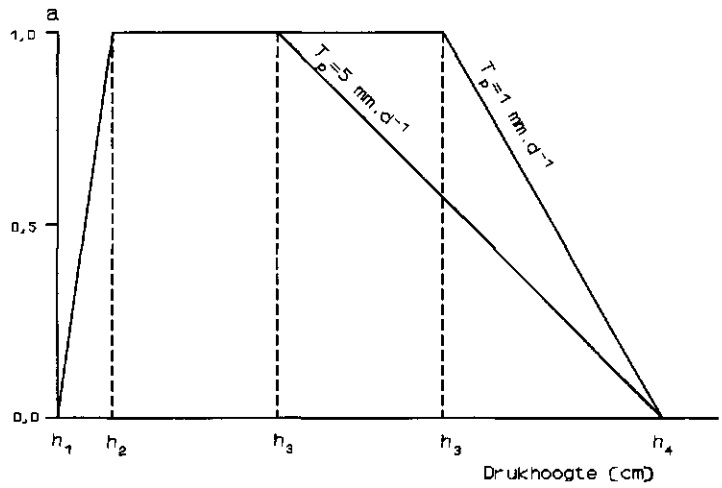

Fig. 2 Verloop sink term variabele als functie van de drukhoogte

drukhoogte. Een andere optie om de sink term te beschrijven is die volgens Hoogland (Feddes et al., 1988). Daarbij wordt de sink term als volgt gedefinieerd:

$$S(h,z) = \alpha(h)\, S_{max}(z) \tag{3}$$

waarin: $\alpha(h)$ = dimensieloze functie van de drukhoogte
$S_{max}(z)$ = maximaal mogelijke wateronttrekking door de wortels als functie van de diepte

Het verschil met de sink term volgens Feddes et al. (1978) is dat S_{max} afhankelijk is van de diepte. S_{max} neemt af met de diepte als gevolg van effecten van aëratie, bodemtemperatuur en bewortelingsdichtheid. De waarde van h_3 varieert niet met de verdampingsvraag.

Tussen h_3 en h_4 kan het verloop lineair of hyperbolisch worden verondersteld.

Aan de onderkant van het systeem waarvoor de waterhuishouding gesimuleerd wordt kan voor de randvoorwaarde een keuze gemaakt worden uit zeven verschillende situaties. Deze situaties zeggen iets over de toestand aan de onderkant van het profiel. In fig. 3 zijn de mogelijkheden voor de onderrandvoorwaarden van het systeem gegeven.

Ook aan de bovenkant van het systeem moeten randvoorwaarden ingevoerd worden. Dit betreft gegevens die de wateronttrekking door plantenwortels bepalen (gewasverdamping). De evapotranspiratie kan met verschillende formules worden berekend, onder andere afhankelijk van de beschikbare meteorologische gegevens.

Voor inundatie is het model enigszins aangepast. Er kan worden opgegeven welke periode geïnundeerd wordt en hoeveel water op het maaiveld staat tijdens de

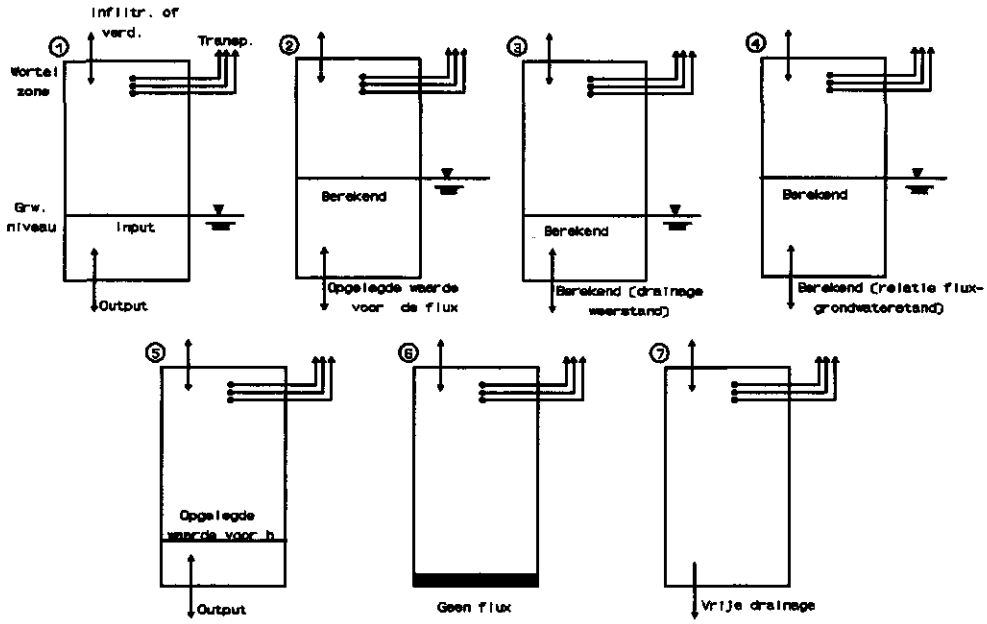

Fig. 3 Mogelijkheden voor de onderrandvoorwaarden in het model SWAP93

inundatie. Tijdens de inundatie wordt de drainage op nul gesteld. Het is mogelijk om per jaar het waterniveau in de sloot op te geven, ook boven maaiveld.

3.1.2 Invoergegevens

De benodigde invoergegevens voor SWAP93 zijn: waterretentie- en doorlatendheidskarakteristieken, meteogegevens als bovenrandvoorwaarde en verder gewasgegevens zoals bewortelingsdiepte en bodembedekking.

Voor de modeltoetsing zijn neerslaggegevens gebruikt van een meetopstelling van het proefbedrijf De Noord. Voor die perioden dat er geen metingen voorhanden waren, is gebruik gemaakt van de neerslaggegevens van het KNMI-station De Kooy, zoals gepubliceerd in de maandelijkse rapporten. Dit weerstation ligt ongeveer 16 km ten noordoosten van het proefbedrijf. Voordat de neerslaggegevens van De Kooy zijn gebruikt is allereerst een vergelijking gemaakt tussen de dagelijkse regencijfers van De Noord en De Kooy. Gebleken is dat op het proefbedrijf gemiddeld 25% meer regenval wordt geregistreerd dan op De Kooy. Omwille van de consistentie van de neerslag reeks zijn de regencijfers van De Kooy eerst 'gecorrigeerd' voordat ze in de reeks van De Noord zijn ingevuld. Voor dagelijkse verdampingsgegevens zijn volgens de methode van Makkink de cijfers van De Kooy gebruikt.

Voor Wassenaar zijn de meteorologische gegevens gebruikt van het KNMI-station te Valkenburg (ZH), dat ongeveer 1,5 à 2 km ten noordoosten van het bloembollenperceel is gelegen.

3.2 Modeltoetsing

3.2.1 De Noord

Op het proefbedrijf De Noord zijn in de periode april 1992 tot en met mei 1994 metingen verricht. Bij profiel 1 werden in 1992 tulpen geteeld. Tussen half juli en half september 1992 werden de percelen geinundeerd voor grondontsmetting. In 1993 zijn bij profiel 1 lelies geteeld. Ten tijde van het planten van de lelies (begin april 1993) is de bemonsteringsapparatuur ca. 20 m verplaatst en zijn vanaf dat tijdstip de 4 naastgelegen drains bemonsterd. Bij profiel 2 werden in 1992 lelies geteeld in in 1993 tulpen. Ook bij dit profiel was een verplaatsing van de bemonsteringsaparatuur halverwege het veldonderzoek noodzakelijk. Bij profiel 2 vond in de zomer van 1993 inundatie plaats. De opzet en de resultaten van het veldonderzoek zijn meer in detail beschreven door Groenendijk et al. (1996).

De verdamping van het gewas wordt berekend volgens de formule van Makkink waarbij de gewasverdamping berekend wordt uit de referentiegewasverdamping. De gewasfactoren en de bodembedekking van de gewassen worden beschreven in een publicatie van het het IKC (1993). De omrekeningsfactoren voor de bepaling van de zgn. Leaf Area Index (LAI) uit de bodembedekking zijn via regressie bepaald. Hiertoe is de LAI uitgezet tegen onderzoeksgegevens voor de bodembedekking van het Laboratorium voor Bloembollenonderzoek. De wateronttrekking door de wortels is in het model beschreven als een sink-term. De drukhoogte waarbij geen optimale wateronttrekking meer plaatsvindt bedraagt -300 cm voor zandgrond en -600 cm voor kleigrond (IKC, 1993). Voor de Noord is de h_3-waarde op -300 cm is gesteld.

De waterretentie en -doorlatendheidskarakteristieken zijn voor de bovenste 50 cm experimenteel bepaald door DLO-Staring Centrum. De curven worden beschreven met behulp van zogenaamde Van Genuchten-parameters (Wösten, 1987). Dieper dan 100 cm - mv. zijn gegevens van een bouwsteen uit de Staringreeks (Wösten et al., 1987) gehanteerd. Bij profiel 1 is voor de diepere laag de bouwsteen zwak lemig zand (O2) gekozen en voor de diepere laag van profiel 2 een zware zavel (O10). Van 50 tot 100 cm - mv. zijn de parameters geschat, er van uitgaande dat de bodemparameters lineair verlopen met de diepte.

Als onderrandvoorwaarde wordt een potentiaal in een diepe watervoerende laag opgegeven. Gecombineerd met een stromingsweerstand berekent het model hieruit een kwel- of wegzijgingsflux. Met deze optie wordt de grondwaterstand door het model berekend.

De ingevoerde parameterset leidt in het model tot een effectief drainniveau van 75 cm diepte voor drain 1 en 77 cm diepte voor drain 2. De drainageweerstanden zijn 18 en 22 dagen voor resp. drain 1 en drain 2. Het model SWAP93 houdt geen rekening met infiltratie in het bodemprofiel vanuit het oppervlaktewater via drainbuizen. Een schatting van het werkelijke verloop van het slootpeil zou ook moeilijk te maken zijn, aangezien het regelmatig voorkomt dat binnen 1 week de sloot meerdere malen wordt volgezet of leeggepompt. De ruwheid van het bodemoppervlak is gering, en

de percelen zijn goed geëgaliseerd. De maximale waterlaag die op het maaiveld kan staan is daarom op 0 gesteld.

Calibratie van het hydrologisch model heeft plaatsgevonden op de grondwaterstand en de drainafvoer. De volgende parameters zijn gecalibreerd: de verticale weerstand van de semi-permeabele laag en de verzadigde doorlatendheid van de verschillende horizonten. Voor beide profielen is de weerstand geschat op 2000 dagen. De K_{sat}-waarden voor de verschillende horizonten zijn vermeld in tabel 3.

Tabel 3 Diepten van horizonten en K_{sat}-waarden (cm.d^{-1}) voor de bodemprofielen op De Noord

Horizont no.	Profiel 1		Profiel 2	
	diepte (cm)	K_{sat} (cm.d^{-1})	diepte (cm)	K_{sat} (cm.d^{-1})
1	0 - 50	58,3	0 - 70	83,3
2	50 - 100	24,6	70 - 100	48,4
3	> 100	12,9	> 100	6,1

Resultaten van de calibratie zijn weergegeven in de figuren 4 en 5. De simulatie van de grondwaterstand vertoont enige afwijking van de gemeten grondwaterstanden. De grootste afwijking treedt op in september 1993, een periode met hoge neerslag. De verschillen tussen de gemeten en berekende grondwaterstanden zijn te verklaren door twee factoren:

1. De fysische beschrijving voor de bodemhorizonten geschiedt door middel van de Van Genuchten-parameters. Er is alleen gecalibreerd met de K_{sat}-waarde omdat deze waarde een lineair verband heeft met $K(h)$-waarde en derhalve het meest inzichtelijk is. De andere Van Genuchten-parameters bepalen de vorm van de pF-curve en de $K(h)$-relatie.
2. De rekenwijze van het model waarin wordt verondersteld dat het verschil tussen de grondwaterstand en de diepte van de drains sturend is voor de afvoer. In situaties waarin de drains onder water staan, wordt de afvoer bepaald door het verschil tussen de grondwaterstand en het slootpeil. In de winterperiode bevindt het slootpeil zich op ca. 100 cm diepte. In het voorjaar en de zomer wordt het peil opgezet tot ca. 60 cm diepte. In de zomers en met name in de periode september 1993 is het werkelijke slootpeil hoger geweest dan het effectieve drainniveau waar het model mee rekent. De werkelijke afvoer is hierdoor geremd, met hogere gemeten grondwaterstanden als gevolg.

De gesimuleerde slootafvoer is berekend als het gemiddelde van de gesimuleerde afvoer van beide onderzoek-drains, er van uitgaande dat beide drains representatief zijn voor de helft van het perceel waarbinnen zij zijn gelegen.

In fig. 5a is te zien dat de berekende lijn de gemeten lijn redelijk goed benadert. De berekende totale afvoer is groter dan de gemeten afvoer. In juni 1993 is een verschil te constateren. De gemeten cumulatieve slootafvoer blijft op hetzelfde niveau, terwijl de berekende lijn snel stijgt. Door de hoge neerslag stond het peil in de sloot zo hoog, dat het over de damwand stroomde. Tevens is door de bedrijfsvoerders van het

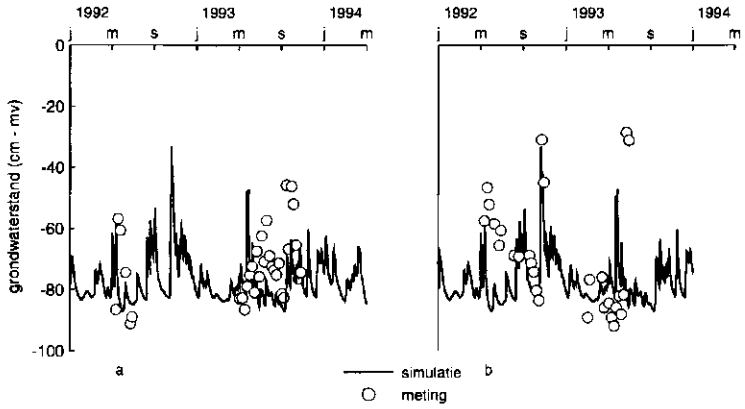

Fig. 4 Verloop van de gemeten en berekende grondwaterstand in de profiel 1 (a) en profiel 2 (b) op het proefbedrijf De Noord

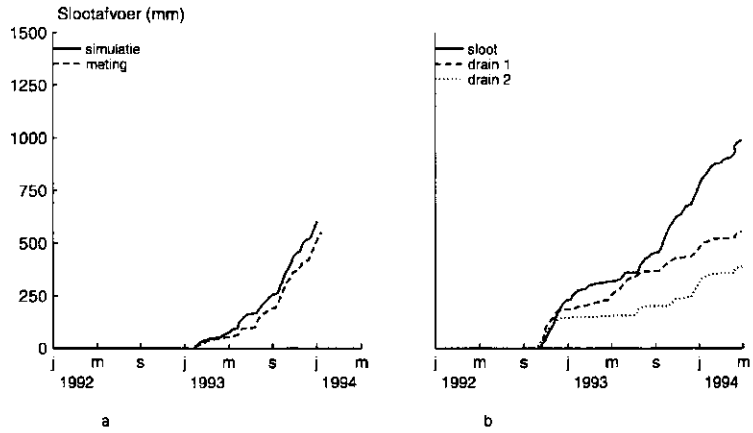

Fig. 5 Cumulatief verloop van de berekende en gemeten slootafvoer (a) en de gemeten afvoer van de sloot, drain 1 en drain 2 (b) in 1993 op het proefbedrijf De Noord

proefbedrijf een hoeveelheid water direct uit de sloot gepompt. Deze hoeveelheid wordt op ca. 25 mm waterschijf geschat. In deze periode heeft de apparatuur, evenals in enkele andere perioden, door storingen geen afvoer geregistreerd. De metingen onderschatten de werkelijke afvoer, maar waarschijnlijk overschatten de berekeningen de werkelijke afvoer met ca. 50 $mm.j^{-1}$.

Met het model wordt een geringe kwelflux ter grootte van ca. 25 $mm.j^{-1}$ berekend, gemiddeld over beide jaren en beide drains. Uit de metingen van de grondwaterstand en het diepe peil op 5,30 m blijkt dat in werkelijkheid een geringe wegzijging zal optreden. Het niveauverschil bedraagt ca. 10 cm. De stromingsweerstand is geschat op 1500 à 2000 dagen. Dit resulteert in een wegzijgingsflux van maximaal 25 $mm.j^{-1}$.

De orde van grootte van de berekeningsfout bedraagt ca. 10%. Het effect van deze onzekerheid op de uitspoelingsberekeningen is gering.

De gemeten cumulatieve afvoer van drain 1 en 2 en de slootafvoer stemmen redelijk overeen met het gemiddelde van de berekende drainafvoeren (fig. 5b). Zowel bij drain 1 als bij drain 2 is de meting geringer dan de berekening. Uit de analyse van de slootafvoer is geconcludeerd dat de berekende afvoer de werkelijke afvoer ca. 50 $mm.j^{-1}$ overschat. De metingen onderschatten de drainafvoer met ca. 100 à 150 $mm.j^{-1}$. De berekeningen overschatten de drainafvoer met 50 à 100 $mm.j^{-1}$.

De oorzaken hiervoor zijn:
— De apparatuur is niet in staat geringe afvoeren met voldoende nauwkeurigheid te meten.
— Door storingen in de elektriciteitsvoorziening en door storingen van andere aard zijn er regelmatig weken uitgevallen. Voor deze weken zijn schattingen of de waarde 0 aangehouden.
— In het veld is enkele malen na een intensieve regenbui oppervlakkige afstroming door de paden waargenomen. Dit wordt veroorzaakt door de lage infiltratiecapaciteit van de bodem. In het model wordt nagenoeg het volledige netto neerslagoverschot afgevoerd via de drains, terwijl in de praktijk 50 à 100 mm via het oppervlak kan zijn afgevoerd.

Bij de meting van de slootafvoer werd gebruik gemaakt van een pomp die bij overschrijding van een bepaald waterpeil in de sloot water met constant debiet naar een benedenstrooms gelegen gedeelte van de sloot pompte. De meetapparatuur kon hierdoor vrij nauwkeurig worden ingesteld op het te verwachten debiet.

Om na te gaan of de onderschatting van de drainafvoer heeft geleid tot een systematische fout of een toevallige fout is voor 1993 de berekende weekafvoer uitgezet tegen de gemeten weekafvoer in fig. 6a.

De afwijking is eenzijdig naar boven; wanneer berekend en gemeten sterk van elkaar verschillen, is de berekende waarde groter dan de gemeten waarde (fig. 6a). De periode waarin de afwijkingen zijn opgetreden zijn te zien in fig. 6b. De hoge berekende piekafvoer in eind mei 1993 komt overeen met een hoge neerslag. Beginnend vanaf september 1993 t/m november 1993 zijn de afvoermetingen minder betrouwbaar, door eerder genoemde redenen.

Tijdens het veldonderzoek is regelmatig gecontroleerd of de apparatuur ondanks de te lage afvoerregistratie de monsters debietsproportioneel heeft genomen. Elektronisch zijn de besturings-unit en de registratie-unit van elkaar gescheiden. Geconcludeerd is dat de bemonstering goed is verlopen. De oorzaken van de te lage registratie worden daarom gezocht in de registratie-unit.

Conclusies uit de vergelijking van gemeten en berekende afvoeren zijn:
— Bij het proefperceel vinden hydrologische processen en ingrepen plaats die bijzonder moeilijk zijn te beschrijven in het model: oppervlakte afstroming en een sterk fluctuerende slootwaterstand.

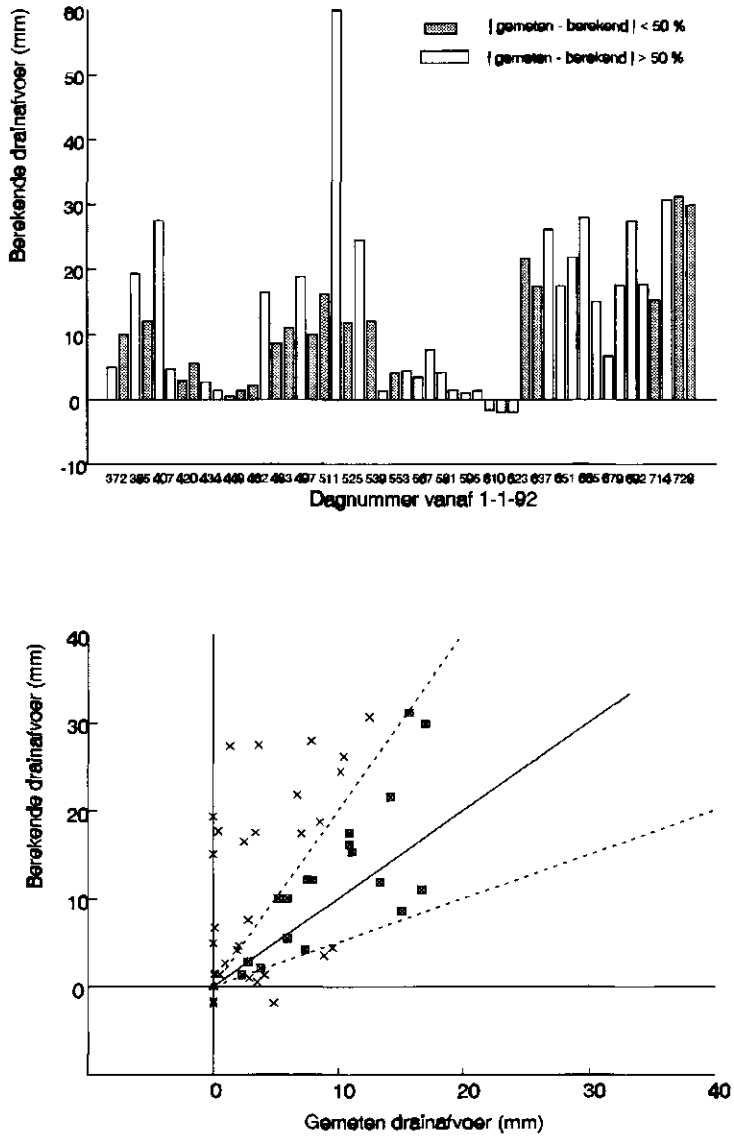

Fig. 6 Vergelijking van berekende met gemeten afvoeren van drain 1 in De Noord in 1993 (a); bij donker gearceerde staafjes is het verschil kleiner dan 50%, bij overige afvoeren is het verschil groter dan 50%. Vergelijking van berekende en gemeten afvoeren per monsterperiode weergegeven als staafdiagram met procentuele verschillen (b). De getrokken lijn is de 1:1-lijn en de gestippelde lijnen komen overeen met afwijkingen van 50%. Voor grote afwijkingen zijn de punten aangegeven met een kruisje

— De geregistreerde drainafvoer onderschat de werkelijke afvoer en de berekende waarden overschatten de werkelijke afvoer.
— De geregistreerde slootafvoer is iets geringer dan de werkelijke afvoer, de berekende afvoer is iets groter.
— De bemonstering is ondanks de te lage registratie goed verlopen.

De berekende waterbalansen worden weergegeven in tabel 4 en 5.

Tabel 4 Berekende waterbalans (mm) van het bodemprofiel op het proefbedrijf De Noord voor tulpen en lelies in 1992

	Aanvoer			Afvoer	
	Profiel 1 (tulpen)	Profiel 2 (lelies)		Profiel 1 (tulpen)	Profiel 2 (lelies)
Neerslag	1112	1112	Runoff	0	0
Beregening	40	225	Interceptie	25	66
			Evaporatie	148	134
			Transpiratie	148	409
Infiltratie (netto)	0	0	Drainage (netto)	879	750
Kwel (netto)	25	2	Wegzijging (netto)	0	0
Totaal	1177	1339	Totaal	1200	1359
Bergingsverschil				-23	-20

Tabel 5 Berekende waterbalans (mm) van het bodemprofiel op het proefbedrijf De Noord voor lelies en tulpen in 1993

	Aanvoer			Afvoer	
	Profiel 1 (lelies)	Profiel 2 (tulpen)		Profiel 1 (lelies)	Profiel 2 (tulpen)
Neerslag	923	923	Runoff	0	0
Beregening	260	89	Interceptie	81	21
			Evaporatie	134	156
			Transpiratie	400	135
Infiltratie (netto)	0	0	Drainage (netto)	608	684
Kwel (netto)	69	19	Wegzijging (netto)	0	0
Totaal	1252	1031	Totaal	1223	996
Bergingsverschil				29	35

Voor de simulatie van de waterbalans van het achterste proefveld (profiel 2) is een irrigatie-optie ingesteld, omdat de beregeningscijfers van lelies 1992 niet volledig zijn. IKC (1993) rapporteert dat beregening bij lelies plaatsvindt bij een drukhoogte voor het bodemvocht van -300 cm op een diepte van 15 cm. Deze voorwaarden zijn als zodanig ingevoerd. Het model berekent dan wanneer moet worden beregend. Daarnaast is het minimale interval tussen 2 beregeningsgiften op 7 dagen gesteld.

Volgens de berekeningen is er geen sprake van oppervlakte afstroming en zouden er geen plassen ontstaan. Dit is in strijd met hetgeen in het veld is waargenomen. Begin november 1992 is binnen 1 week tijd meer dan 110 mm neerslag gevallen. De infiltratiecapaciteit van de bodem bij profiel 2 was niet voldoende om deze neerslag te verwerken. Vanuit de paden tussen de bedden stroomde het water naar de sloot. Hierdoor ontstonden diepe erosiegeulen. Volgens schattingen moet in deze periode bij profiel 2 minstens 30 mm water oppervlakkig zijn afgevoerd. Ook in

andere periodes is oppervlakte afstroming via de paden waargenomen. Volgens de berekeningen is de actuele transpiratie bijna gelijk aan de potentiële verdamping. Dit is volgens de verwachting, aangezien het peilbeheer en de beregeningsgiften gericht zijn op het behalen van een maximale productie.

In de calibratieprocedure berekende het model aanvankelijk een te hoge drainafvoer. Hiervoor is een verklaring gezocht in de onnauwkeurigheid van de beregeningscijfers. Aanvankelijk was deze geschat op 450 mm voor lelies. Bij deze schatting is uitgegaan van de maximale pompcapaciteit. In de praktijk wordt waargenomen dat vervuiling van de zuigermond met waterplanten kan optreden. Tevens verwaait een gedeelte van de beregeningsgift voordat ze op de grond terechtkomt. Om deze redenen is een correctiefactor voor de effectieve beregening geschat op 0,6. De effectieve beregeningsgift stemt overeen met praktijkervaring van de Voorlichting teeltbegeleiding tuinbouw West-Nederland.

Bij de drains in profiel 1 wordt voor beide jaren een kwel van 25 mm per jaar berekend. Bij de drains in profiel 2 wordt in 1992 2 mm wegzijging en in 1993 17 mm kwel berekend. Dit komt neer op minder dan 0,1 mm kwel of wegzijging per dag. Dit stemt overeen met bevindingen van de Werkgroep Noord-Holland (1982). Hierbij wordt aangemerkt dat dit een regionale studie betrof die op perceelsniveau geen uitspraken heeft gedaan.

3.2.2 Wassenaar

Het bloembollenbedrijf in Wassenaar waar het veldonderzoek heeft plaatsgevonden ligt direct achter de duinen. Het onderzoeksperceel wordt gekarakteriseerd door kwel. Op het bedrijf zijn twee percelen onderzocht. Profiel B ligt op ca. 150 m van de duinen en profiel A ligt op ca. 400 m van de duinen (fig. 7). Het maaiveld bij profiel A ligt ca. 10 cm lager dan bij profiel B.

Door het bovenste pakket stroomt het water horizontaal in oostelijke en zuid-oostelijke richting. De stroom wordt gevoed vanuit de hoger gelegen duinen aan de west-zijde. Vanuit dit pakket kwelt water omhoog naar de drains en zijgt het door de slechtdoorlatende laag in neerwaartse richting. In het model worden profielen doorgerekend met een diepte van 215 cm. Het model heeft een breedte ter grootte van de drainafstand: 40 m. Een gedeelte van het grondwater in deze kolom wordt ondiep zijdelings aangevoerd, een ander gedeelte stroomt in opwaartse richting de bodemkolom binnen. Een gedeelte van het water verlaat aan de benedenstroomse kant zijdelings het bodemprofiel.

De types boven- en onderrandvoorwaarden zijn dezelfde als gekozen voor De Noord. De verdamping wordt berekend volgens Makkink en de flux wordt door het model berekend als het quotient van het peilverschil tussen grondwaterstand en diep peil en de stromingsweerstand. Zoals in fig. 7 te zien is ligt de moeilijk doorlaatbare laag op 6 m diepte. Het punt waar de kweldruk is gemeten ligt ongeveer op dezelfde hoogte als profiel B. De kweldruk in profiel B is dus te vergelijken met de metingen in dit punt. In de buis met het filter op 10 m diepte is de drukhoogte ongeveer 463

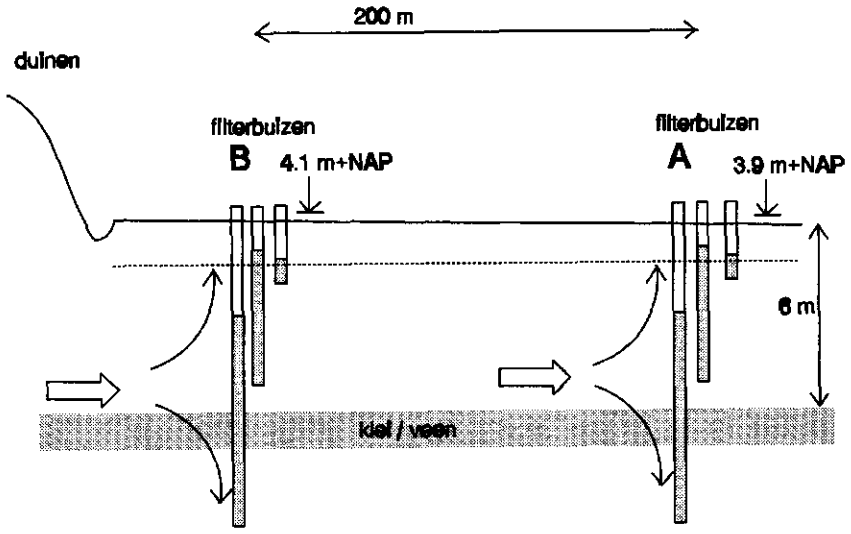

Fig. 7 Geohydrologische schematisering van de grondwaterstroming en afvoer op het bloembollenbedrijf te Wassenaar

cm beneden het referentieniveau, terwijl de grondwaterstand op die plaats zich gemiddeld op 37 cm - mv. bevindt.

Op profiel A zijn door DLO-Staring Centrum twee diepe buizen geplaatst, waar in 1994 enkele metingen zijn verricht. Op deze plaats is slechts een gering verschil waar te nemen tussen de grondwaterstand in de buis op 5 m diepte en het peil een 'normale' grondwaterstandsbuis.

De onderrandvoorwaarde voor het hydrologische model is afgeleid uit de grondwaterstanden zoals gemeten in de buizen tussen de drains met filter op 120 cm diepte. Voor profiel A is de gemiddelde gemeten grondwaterstand in het veld opgegeven (46 cm dipte) en voor profiel B 20 cm boven de gemiddeld gemeten grondwaterstand in profiel B (57 cm diepte). Voor profiel A is uit het veldonderzoek geconstateerd dat een kweldruk aanwezig is, maar dat deze klein is. Voor profiel B is de kweldruk groter. De modelcalibratie resulteerde in een stromingsweerstand van het freatische pakket van 260 dagen. De drainageweerstanden zijn door het model berekend met de formule van Hooghoudt uit de drainageafstanden, de draindiepte en de horizontale doorlatendheid van de bodem. De kwelflux wordt berekend als resultante in de waterbalans.

De waterretentie- en doorlatendheidskarakteristieken zijn bepaald van de laag van 26-34 cm diepte. Voor de diepere lagen zijn karakteristieken gebruikt uit de Staringreeks (Wösten et al., 1987). Voor profiel A zijn vanaf 150 cm diepte de karakteristieken die horen bij zwak lemig zand (O2) gekozen en voor profiel B de karakteristieken behorende bij leemarm zand (O1). In tabel 6 staan de K_{sat}-waarden verkregen uit de calibratieprocedure van het model.

Tabel 6 Diepten van horizonten en K_{sat}-waarden van de bodemprofielen op het bloembollenbedrijf te Wassenaar

Horizont	Profiel A		Profiel B	
	Diepte (cm)	K_{sat} (cm.d^{-1})	Diepte (cm)	K_{sat} (cm.d^{-1})
1	0 - 55	95,4	0 - 55	95,4
2	55 - 95	79,5	55 - 75	80,6
3	> 95	51,9	75 - 125	70,7
4			> 125	49,7

De K_{sat}-waarden zijn afgeleid uit bodemfysische schattingen. De diepere lagen zijn permanent verzadigd. In deze diepere lagen vindt de afvoer van het netto-neerslagoverschot en de aangevoerde kwel naar de drainbuizen plaats. De doorlatendheid van deze lagen dient daarom te worden geschat uit geohydrogische bepalingen. In de modelberekeningen is de drainage weerstand van beide profielen gecalibreerd op 35 dagen. Aangenomen kan worden dat deze weerstand voornamelijk betrekking heeft op de horizontale afstand in het grondwatersysteem die het water heeft af te leggen alvorens het door de buizen wordt afgevoerd. De horizontale weerstand Υ is volgens de formule van Ernst te berekenen als:

$$\Upsilon = \frac{L^2}{8\,kD} \qquad (4)$$

Hierin is L de drainafstand van 40 m, k de horizontale doorlatendheid (m.d^{-1}) en D de doorstroomde dikte van het pakket (m). Aangezien in beide profielen kwel optreedt is de doorstroomde dikte klein (ca. 1 m). De doorlatendheid van de diepere lagen wordt volgens deze benadering op 3 à 5 m.d^{-1} geschat.

Op profiel A zijn in 1992 tulpen geteeld en in 1993 hyacinten. Op profiel B werden zowel in 1992 als in 1993 lelies geteeld. In maart 1993 is het perceel gedieppploegd. De lelies waren van een kleiner ras dan de lelies op De Noord, waardoor de verdamping van de lelies lager is. In het model is dit verrekend door de bodembedekkingsgraad te corrigeren. Geschat is dat de bodembedekking de helft bedraagt van de bedekkingsgraad van de lelies in De Noord. Daarentegen zijn de tulpen in Wassenaar later geoogst dan op het proefbedrijf De Noord. De verdampingsom van de tulpen in Wassenaar is daardoor juist hoger is dan van de tulpen op De Noord.

De berekende gemiddelde grondwaterstand in profiel A bedraagt 49 cm - mv. De afwijking rond het gemiddelde bedraagt ca. 10 cm naar boven en beneden, met enkele uitschieters naar boven. In profiel B treedt eenzelfde amplitude op, bij een iets lager gemiddelde grondwaterstand (56 cm - mv.). Het effectieve drainniveau, zoals dat uit de uitvoer van het model kan worden berekend, bedraagt 55 cm diepte voor profiel A en 63 cm - mv. voor profiel B. Het verschil tussen gemiddelde grondwaterstand en drainniveau bedraagt dus slechts 6 à 7 cm. Een kleine variatie in het slootpeil heeft dus direct gevolgen voor het afvoerverloop. In fig. 8 worden de gemeten en berekende waarden van de grondwaterstand met elkaar vergeleken.

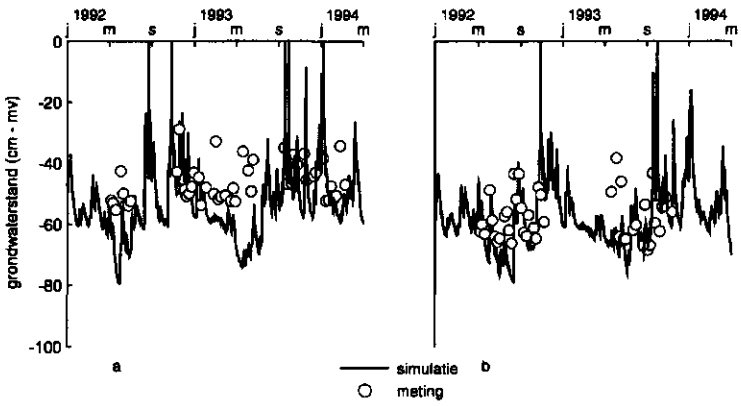

Fig. 8 Verloop van de gemeten en berekende grondwaterstand in profiel A (a) en profiel B (b) op het bloembollenbedrijf te Wassenaar

De berekende grondwaterstand van profiel A vertoont een grotere fluctuatie dan het gemeten verloop. Dit is waarschijnlijk te verklaren uit de pF-curves. De gemeten pF-curves voldoen voor profiel A waarschijnlijk minder goed dan voor profiel B. De hoge pieken rond dag 630 (september 1993) worden veroorzaakt door enkele forse regenbuien.

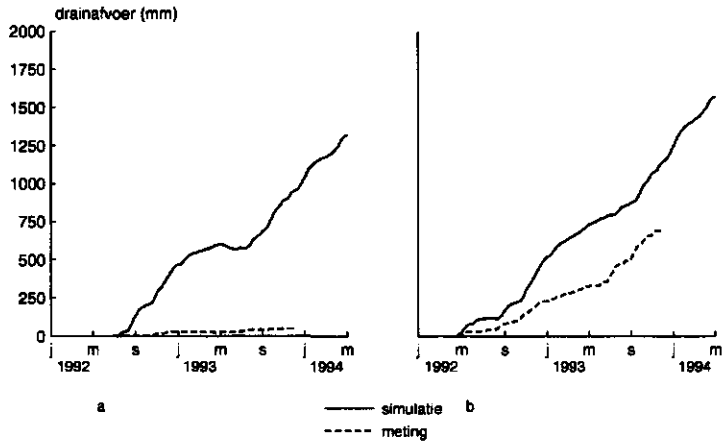

Fig. 9 Cumulatief verloop van de gemeten en berekende drainafvoer op het bloembollenbedrijf te Wassenaar voor profiel A (a) en profiel B (b)

De berekende drainafvoer is voor profiel A veel groter dan de gemeten afvoer (fig. 9). Waarschijnlijk is de registratie van drain A niet correct geweest. Het neerslagoverschot is dusdanig groot dat meer water moet zijn afgevoerd dan in drain A is gemeten. Onderzoek van Van den Toorn et al. (1994b) naar het al of niet

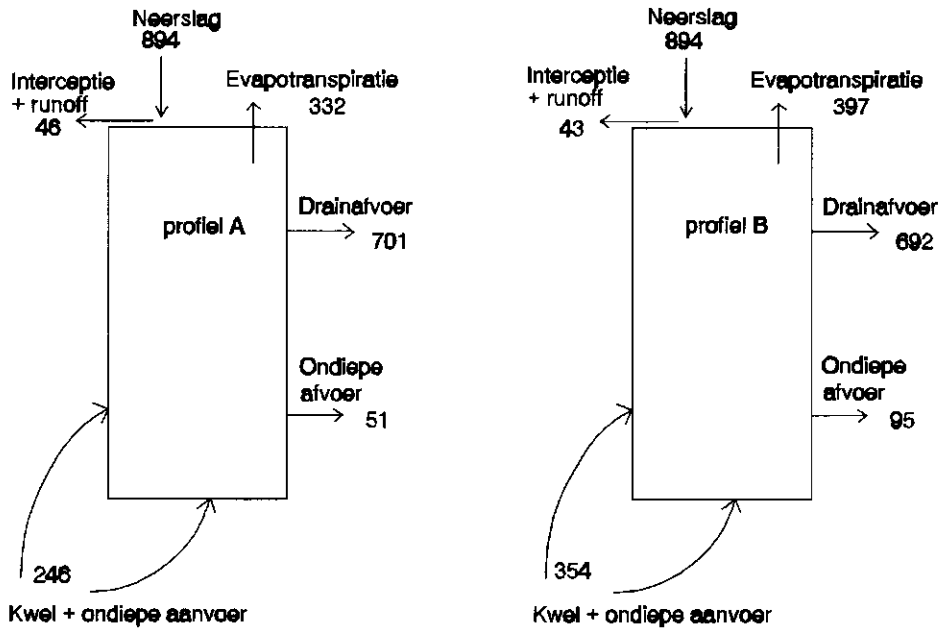

Fig. 10 Schema van de gemiddelde berekende waterbalanstermen (mm.j^{-1}) over 1992 en 1993 van profiel A (links) en profiel B (rechts) op het bloembollenbedrijf te Wassenaar

systematisch zijn van de fout heeft uitgewezen dat slechts in een klein gedeelte van de meetperiode een verband is te constateren tussen de drainafvoeren en de verwachte afvoer op basis van het netto neerslagoverschot. Voor de toetsing van het hydrologische model heeft het veldonderzoek voor profiel A geen goede gegevens opgeleverd. Bij profiel B is een hogere cumulatieve afvoer gemeten dan bij profiel A. Dit is naar verwachting, omdat profiel B dichter bij de duinen is gelegen en er meer kwel optreedt.

In fig. 10 zijn de berekende waterbalansen voor beide velden weergegeven. Profiel A heeft een kwel van ongeveer 0,25 mm per dag, voor profiel B wordt een kwel berekend van gemiddeld 0,8 mm per dag. Als gevolg van het verschil in kwel wordt bij profiel A ook een lagere drainafvoer berekend dan voor profiel B. Dit komt overeen met de verwachtingen (lagere kweldruk bij A) en de gemeten waarden.

Volgens de modelberekeningen bedraagt de oppervlakte afstroming ca. 15 mm bij profiel 1 in beide onderzoeksjaren.

4 Toetsing van het model voor de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen

4.1 Beschrijving van het model TRANSOL

De uitspoeling van bestrijdingsmiddelen naar grond- en oppervlaktewater is berekend met het model TRANSOL (Kroes en Rijtema, 1996). In het toelatingsbeleid wordt het model PESTLA (Boesten en Van der Linden, 1991) gebruikt voor schatting van het uitspoelingsrisico. Eerdere versies van dit model zijn niet in staat de laterale uitspoeling via het ondiepe grondwater naar drains en sloten te simuleren. Daarom is bij de start van het onderzoek naar de emissies van bestrijdingsmiddelen in de bloembollenteelt besloten het model TRANSOL te gebruiken. De modellen zijn vergelijkbaar voor wat betreft formuleringen voor het transport, de omzetting en de adsorptie van bestrijdingsmiddelen in de onverzadigde zone. De numerieke oplossingswijzen verschillen van elkaar. Om te beoordelen of dit leidt tot afwijkingen van TRANSOL t.o.v. PESTLA is door Kroes en Boesten (1992) een modelvergelijking uitgevoerd. Conclusie uit dit onderzoek was dat de resultaten in zeer grote mate overeenstemmen. In het concentratietraject < 0,1 $\mu g.l^{-1}$ ontstaan kleine verschillen. Deze concentraties zijn echter zo laag dat ook PESTLA hier geen betrouwbare antwoorden kan berekenen.

4.1.1 Modelconcept

In de theoretische afleiding van TRANSOL wordt uitgegaan van de massaconserveringsvergelijking voor het betreffende bestrijdingsmiddel:

$$\frac{\partial c_T}{\partial t} = - \frac{\partial J_l}{\partial z} - R_u - R_c \qquad (5)$$

hierin is:

c_T :	concentratie in de bodem	$(kg.m^{-3})$
J_l :	massaflux van de stof	$(kg.m^{-2}.d^{-1})$
R_u :	plantopnamesnelheid	$(kg.m^{-3}.d^{-1})$
R_c :	omzettingssnelheid	$(kg.m^{-3}.d^{-1})$

De concentratie in de bodem is te berekenen uit de som van de hoeveelheid in de vloeistoffase en de hoeveelheid geadsorbeerd aan bodemdeeltjes:

$$c_T = \theta c + \rho_d Q_a \qquad (6)$$

Hierin is:

θ	:	fractie vochtvolume van de bodem	($m^3.m^{-3}$)
c	:	concentratie in de vloeibare fase	($kg.m^{-3}$)
ρ_d	:	droge bulkdichtheid van de bodem	($kg.m^{-3}$)
Q_a	:	gehalte geadsorbeerde stof	($kg.kg^{-1}$)

Het transportdeel van de conserveringsvergelijking wordt als volgt uitgewerkt:

$$J_l = J_w c - \theta D \frac{\partial c}{\partial z} \tag{7}$$

Hierin is:

J_w	:	waterflux	($m.d^{-1}$)
D	:	gecombineerde diffusie/dispersie coëfficiënt	($m^2.d^{-1}$)

Uit onderzoek van onder andere Shone en Wood (1974) is gebleken dat de opname van bestrijdingsmiddelen door planten meestal evenredig is met de concentratie die aan de plantenwortels wordt aangeboden en met de wateropnamesnelheid. Daarom wordt de opnameterm als volgt gedefinieerd:

$$R_u = \delta\, S\, c \tag{8}$$

Hierin is:

δ	:	transpiratiestroom-concentratiefactor	(-)
S	:	transpiratiesnelheid	(d^{-1})

De omzetting van een bestrijdingsmiddel wordt beschreven als een eerste-orde-reactie. De transformatiesnelheid is recht evenredig met de concentratie in de bodem:

$$R_c = -k_1 c_T \tag{9}$$

Hierin is:

k_1	:	de omzettingscoëfficiënt	(d^{-1})

Deze evenredigheidsfactor k_1 is specifiek voor een bepaalde stof in een bepaalde bodem en hangt samen met de DT_{50}-waarde:

$$k_1 = \frac{0{,}693}{DT_{50}} \tag{10}$$

In het onderzoek naar de emissie van bestrijdingsmiddelen uit de bloembollenteelt zijn laboratoriumexperimenten uitgevoerd om de omzettingssnelheid voor enkele stoffen vast te stellen. De gebruiker van het model voert een referentiewaarde in die geldt bij een bepaalde temperatuur en bij een bepaald concentratieregime waarvoor k_1 is vastgesteld. In het model vindt een correctie plaats voor de temperatuur, het vochtgehalte en de bodemdiepte.

De adsorptie van een bestrijdingsmiddel wordt beschreven met de zogenaamde Freundlichvergelijking. In deze vergelijking wordt het gehalte geadsorbeerd aan bodemdeeltjes gerelateerd aan de concentratie in de vloeistoffase volgens:

$$Q_a = K_F \, c_{ref} \, (\frac{c}{c_{ref}})^N \tag{11}$$

Hierin is:

K_F :	de Freundlich-constante	($m^3.kg^{-1}$)
N :	de Freundlich-exponent	(-)
c_{ref} :	een arbitraire referentiewaarde van c (gelijk gesteld aan 0,001 $kg.m^{-3}$)	($kg.m^{-3}$)

De Freundlich-constante is te berekenen als het product van de K_{om}-waarde en het organischestofgehalte. De waarde van de exponent bedraagt voor veel bestrijdingsmiddelen 0,8 ~ 0,9.

Substitutie van de bovengenoemde termen in de conserveringsvergelijking resulteert in:

$$\frac{\partial}{\partial t}(\theta c) + \rho_d \frac{\partial}{\partial t}\left(K_F c_{ref} (\frac{c}{c_{ref}})^N \right) = -\frac{\partial}{\partial z}(J_w c - \theta D \frac{\partial c}{\partial z}) - \delta S c - k_1 c_T \tag{12}$$

Deze vergelijking wordt in het model numeriek uitgewerkt. De bodem wordt geschematiseerd tot een aantal lagen. Elke laag wordt opgevat als een reservoir waarbinnen de bodem en het bodemvocht volledig gemengd zijn. Door het manipuleren van de laagdikte kan het dispersieproces worden gesimuleerd. Per bodemlaag ontstaat een balansvergelijking die over de lengte van een tijdstap analytisch wordt opgelost. Het niet-lineair zijn van de Freundlich-vergelijking maakt een iteratief oplossingsschema nodig.

Bij de stroming in de verzadigde zone verlaat een gedeelte van het water en de opgeloste stoffen de bodemlaag zijdelings. De som van deze zijdelingse stromen is de drainafvoer. De som van de vrachten die zijdelings de bodemlagen verlaten is de totale drainvracht. De resulterende drainwaterconcentratie is te berekenen als het quotient van de drainvracht en de drainafvoer.

Het rekenschema waarin water zijdelings de bodemlagen verlaat, leidt ertoe dat de verticale stroomsnelheid met de diepte afneemt. De specifieke verblijftijd neemt dus toe met de diepte. Theoretisch is af te leiden dat dit rekenschema resulteert in een logaritmische verblijftijdrelatie van de drainafvoer. Een dergelijk verband is via andere theoretische beschouwingen eerder afgeleid door Ernst (1973) en Van Ommen (1986).

4.1.2 Invoergegevens

Voor de simulaties zijn drie invoerbestanden nodig:

1 SWATRE.UNF (ongeformatteerde uitvoer van SWAP93, bevat alle benodigde informatie betreffende de waterkwantiteit, zoals o.a. de neerslag, verdamping, en waterfluxen in de bodem);
2 GENERAL.INP (simulatie- en output-opties)
3 ADDIT.INP (bestand met gegevens over tijdstippen en netto hoeveelheden van toegediende stof).

In het bestand GENERAL.INP staat algemene informatie over de simulatie (zoals simulatieperiode en soorten uitvoer) en informatie specifiek voor het perceel en de stof. Perceelsspecifieke invoergegevens die nodig zijn voor TRANSOL zijn: droge bulkdichtheid, organischestofpercentage en initiële concentraties van de stof in het profiel. De droge bulkdichtheid en het organischestofgehalte zijn bepaald (Groenendijk et al., 1996) en de initiële stofconcentraties zijn in alle gevallen op nul gesteld.

Van de stofspecifieke parameters zijn de K_{om}-waarde en de halfwaardetijd de belangrijkste. DLO-Staring Centrum heeft metingen gedaan waaruit de waarden van K_F en N en de halfwaardetijden voor de modelstoffen metamitron, chloorallylalcohol, chloorthalonil en HTI bepaald zijn. Voor de overige bestrijdingsmiddelen zijn deze waarden uit de literatuur gehaald. In tabel 7 staan de K_{om}-waarden en de

Tabel 7 Experimenteel bepaalde waarden voor K_{om} ($l.kg^{-1}$) en DT_{50} (d) van HTI en metamitron in de bovengrond van De Noord en Wassenaar. De DT_{50}-waarden zijn bepaald bij 15 °C

Stof		De Noord	Wassenaar
HTI	K_{om}	250	270
	DT_{50}	820	710
metamitron	K_{om}	55	60
	DT_{50}	2,9	1,9

Tabel 8 K_{om}-waarden ($l.kg^{-1}$) en DT_{50} (d) van de door te rekenen stoffen op basis van literatuurgegevens. De DT_{50}-waarden gelden voor 20 °C

Stof	K_{om}	DT_{50}	Bron
bentazon	0	48 ± 29	Luttik en Linders (1990)
carbendazim	10 - 200	90 ± 110	Maslankiewicz en Linders (1993); Nicholls and Evans (1991); Dios Cancela et al. (1992)
chloorallylalcohol	0	2	Leistra et al. (1991); Matser (1994c)
chloorthalonil	5000	10	Sparenburg en Linders (1991)
chloridazon	64 ± 27	31 (15 - 46)	Van de Plassche en Linders (1990a)
deltamethrin	>500	25 ± 7	Fraters en Linders (1991)
dichloorpropeen	23	7	Leistra (1972); Van der Pas en Leistra (1987)
fenvaleraat	1500	80	Van de Plassche en Linders (1991)
linuron	233 ± 68	131 ± 105	Van de Plassche en Linders (1990b)
prochloraz	6000	151 ± 27	De Jong (1989)

halfwaardetijden van metamitron en HTI zoals ze zijn bepaald uit metingen. In tabel 8 staan dezelfde parameters voor de overige stoffen zoals ze in de literatuur gevonden werden. De parameters van chloorallylalcohol staan ook in deze tabel, omdat deze deels uit de literatuur komen.

De uitspoeling wordt niet alleen bepaald door de K_{om}-waarde en de halfwaardetijd, maar o.a. ook door de Freundlich-exponent. Boesten (1991) toonde aan dat de uitspoeling zeer gevoelig kan zijn voor de Freundlich-exponent. De Freundlich-exponent is voor alle stoffen op 0,9 gezet, hetgeen als standaard beschouwd wordt.

In de tabellen 9 en 10 is de netto-bodembelasting van de bestrijdingsmiddelen per jaar vermeld.

Enkele stoffen worden als gewasbespuiting toegepast waardoor slechts een deel van de toegediende hoeveelheid op de bodem terechkomt. In de berekeningen wordt daarom de helft van de door de bedrijven opgegeven hoeveelheden ingevoerd, tenzij metingen zijn gedaan. Wat in het model aan stof gegeven wordt is datgene dat op de bodem terechtkomt. De stoffen carbendazim, chloorthalonil, deltamethrin en prochloraz worden als gewasbespuiting toegepast. Een belangrijk deel van het toegepaste chloorthalonil dringt niet de bodem in: bij bemonstering van de bodemtoplaag in Wassenaar werd 1 dag na toediening (geen regenval) slechts 24% van de toegediende hoeveelheid teruggevonden, terwijl de bedekkingsgraad door het gewas naar schatting 30 tot 40% was (Matser en Van der Pas, 1994). Op basis hiervan is in de modeltoetsen voor HTI in Wassenaar en St. Maartensbrug aangenomen dat slechts 25% van de chloorthalonil-dosering de bodem binnendringt. Bij de modelberekeningen van de andere stoffen is aangenomen dat bij gewasbespuitingen 100% van de dosering de bodem bereikt bij bedekkingsgraden van minder dan 50% en dat 50% van de dosering de bodem bereikt bij hogere

Tabel 9 Belasting van de bodem met bestrijdingsmiddelen (kg.ha^{-1}) in 1992 en 1993, De Noord. '-' betekent geen toepassing

Middel	Handeling	Profiel 1		Profiel 2	
		1992	1993	1992	1993
carbendazim	bolontsm/vuurbestr	0,3	3,65	3,16[a]	0,3[a]
chloorthalonil	vuurbestr	3,0	9,0	4,125[b]	3,0[b]
chloridazon	onkruidbestr	1,0	-	-	0,975
deltamethrin	virusbestr	0,02	0,11	0,09	0,04
dichloorpropeen	grondontsm	-	-	-	-
fenvaleraat	virusbestr	-	-	-	-
metamitron	onkruidbestr	-	6,3	5,25	-
prochloraz	bolontsm/vuurbestr	0,924	3,672	3,115	0,924
procymidon	vuurbestr	-	-	-	-

[a] bij vuurbestrijding komt 60% van de carbendazim-toediening op de bodem terecht

[b] 24% van de chloorthalonil-toediening komt op de bodem terecht, n.a.v. onderzoek van Van der Pas (1994)

Tabel 10 Belasting van de bodem met bestrijdingsmiddelen (kg.ha^{-1}) in 1992 en 1993, Wassenaar. '-' betekent geen toepassing

Middel	Handeling	Profiel A		Profiel B	
		1992	1993	1992	1993
carbendazim	bolontsm/vuurbestr	0,10[a]	0,24[a]	0,0[d]	0,07[d]
chloorthalonil	vuurbestr	3,11[b]	2,24[b]	0,75	5,06
chloridazon	onkruidbestr	0,80	0,98	-	-
deltamethrin	virusbestr	-	-	-	-
dichloorpropeen	grondontsm	200,6[c]	-	-	-
fenvaleraat	virusbestr	0,01	-	0,16	0,11
metamitron	onkruidbestr	-	-	4,72	4,82
prochloraz	bolontsm/vuurbestr	0,95	0,68	0,23	1,54
procymidon	vuurbestr	0,25	-	-	0,65

[a] bij vuurbestrijding komt 60% van de carbendazim-toediening op de bodem terecht
[b] 24% van de chloorthalonil-toediening komt op de bodem terecht, n.a.v. onderzoek van Van der Pas (1994)
[c] netto belasting van de bodem bedraagt 50% ivm vervluchtiging
[d] hierbij is aangenomen dat de leliebollen niet zijn ontsmet met carbendazim: dit is onzeker

bedekkings-graden. Carbendazim en prochloraz worden behalve als gewasbespuiting ook gebruikt bij bolontsmetting en komen in de bodem terecht als de bollen geplant worden. Deze stoffen komen langzaam vrij nadat de bollen geplant zijn, maar in het model wordt de totale hoeveelheid (ca. 1 kg.ha^{-1}) in één keer toegediend op 15 cm - mv. Dit heeft tot gevolg dat de belasting van carbendazim en prochloraz bij het planten te hoog wordt ingeschat. Nader onderzoek zal moeten uitwijzen hoe snel deze stoffen vrijkomen en welk percentage vrijkomt.

4.2 Modeltoetsing

De stofafhankelijke parameters voor sorptie en omzetting zijn of uit laboratoriumexperimenten afgeleid (Van der Pas, 1995) of ontleend aan de literatuur. In de calibratieprocedure zijn experimentele gegevens als vaststaand beschouwd. Voor de literatuurgegevens zijn in eerste instantie de gemiddelde waarden aangehouden. Indien dit niet tot bevredigende resultaten leidde zijn de parameters aangepast binnen de marges zoals ze in de literatuur zijn te vinden.

Voor de toetsing en calibratie stonden de volgende veldmetingen ter beschikking:
— concentraties van metamitron, HTI, carbendazim en chloridazon in debietsproportionele drainwatermonsters;
— concentraties van chloorallylalcohol in grondwatermonsters en in steekmonsters van drainwater genomen bij profiel A in Wassenaar, in de herfst en winter volgend op een grondontsmetting;
— concentratieprofielen en concentraties in grondwater van metamitron en HTI op twee percelen.

Metamitron

In fig. 11 en fig. 12 staan de gemeten en berekende areïeke massa van metamitron en de gemeten en berekende concentraties in het drainwater voor De Noord, profiel 1 (fig. 11) en Wassenaar, profiel B (fig. 12). De toetsing voor metamitron werd sterk bepaald door de zeer snelle omzetting van deze stof. In het laboratorium werden in bouwvoormateriaal uit De Noord en Wassenaar DT_{50}-waarden gemeten van 2 à 3 dagen. De vergelijking van totaal teruggevonden hoeveelheden in fig. 11b en fig. 12b geeft aan dat het model een redelijk goede verklaring geeft van de geringe persistentie van de stof. Het model overschatte echter de omzetting op de lage concentratieniveau's van 0,01 tot 0,1 $kg.ha^{-1}$. Het model berekende dat in het drainwater de concentratie steeds onder 0,01 $\mu g.l^{-1}$ bleef, terwijl er in de periode augustus/september/oktober 1993 zowel in De Noord, profiel 1, als in Wassenaar concentraties in het drainwater werden aangetroffen van 0,4 - 0,5 $\mu g.l^{-1}$. In het drainwater bij profiel 2 in De Noord (fig. 12a en fig. 12b) lagen de gemeten concentraties steeds onder de detectiegrens (< 0,05 $\mu g.l^{-1}$). Deze resultaten geven aan dat het model de geringe uitspoeling van metamitron in het algemeen redelijk goed verklaarde, maar dat het model in één periode de concentratie van metamitron onderschatte. Dit wordt vermoedelijk veroorzaakt doordat het model een te snelle omzetting berekent van de lage gehaltes metamitron. Uit de laboratoriumstudies kwam naar voren dat de omzetting van de laatste 2% van de dosering veel trager verloopt dan de omzetting van de eerste 98%.

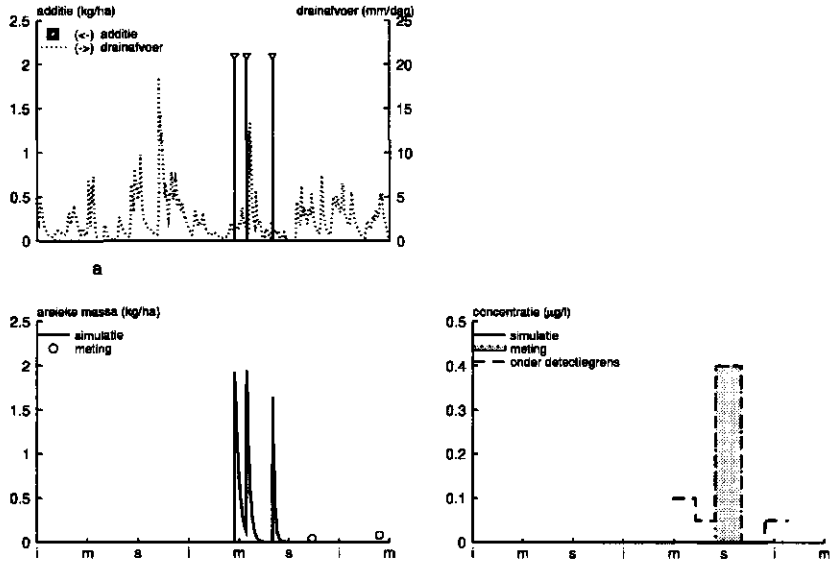

Fig. 11 Berekende drainafvoer (stippellijn) en dosering van metamitron (verticale lijn met driehoek) (a), gemeten en berekende areïeke massa in de bodem (b) en concentraties in het drainwater (c) bij profiel 1 op proefbedrijf De Noord. Detectiegrens weergegeven met onderbroken lijn en gemeten concentraties boven detectieniveau zijn grijs gearceerd

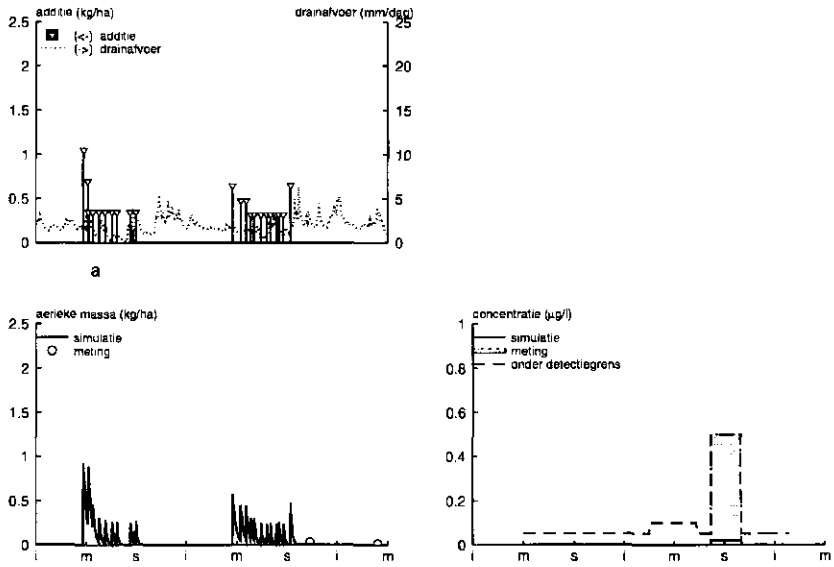

Fig. 12 Berekende drainafvoer (stippellijn) en dosering van metamitron (verticale lijn met driehoek) (a), gemeten en berekende areïeke massa in de bodem (b) en concentraties metamitron in het drainwater (c) bij profiel B op het bloembollenbedrijf te Wassenaar. Detectiegrens weergegeven met onderbroken lijn en gemeten concentraties boven detectieniveau zijn grijs gearceerd

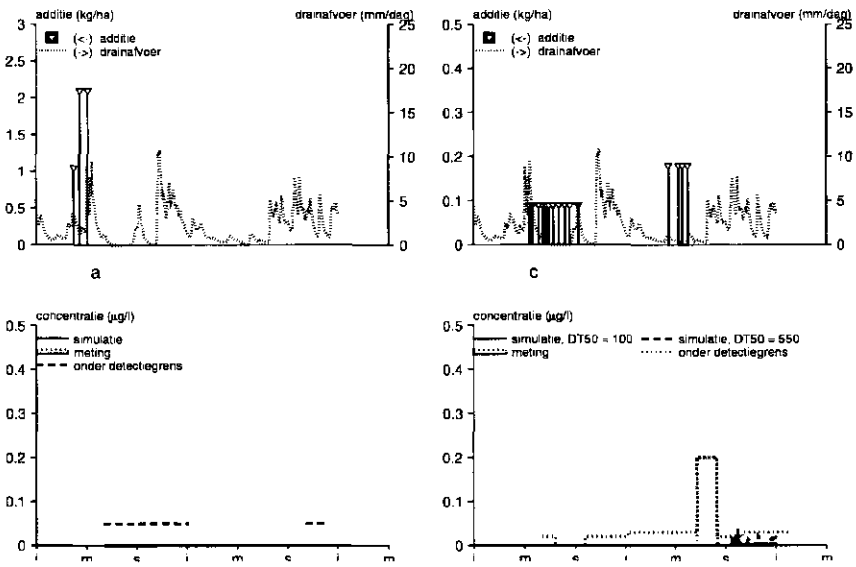

Fig. 13 Berekende drainafvoer (stippellijn) en dosering (verticale lijn met driehoek) van metamitron (a) en chloorthalonil (c), gemeten en berekende concentraties metamitron (b) en HTI (d) in het drainwater bij profiel 2 op proefbedrijf De Noord. Detectiegrens weergegeven met onderbroken lijn en gemeten concentraties boven detectieniveau zijn grijs gearceerd

HTI

In het drainwater worden regelmatig scherpe concentratiepieken berekend die veel hoger liggen dan de gemeten concentraties (fig. 14b). Deze pieken vallen samen met de momenten waarop de gesimuleerde grondwaterstand vrijwel tot het maaiveld reikt (zie fig. 8a). In werkelijkheid traden dergelijke concentratiepieken niet op omdat de gemeten grondwaterstanden steeds beneden het maaiveld bleven.

Uit de concentratieprofielen van HTI gemeten in najaar 1993 en voorjaar 1994 in Wassenaar en St. Maartensbrug (zie de figuren 14c-d en 15c-d), blijkt dat de concentratie in de bodem afneemt in de tijd. Op basis van de gemeten DT_{50}-waarden uit tabel 7 werd een veel geringere afname verwacht (de DT_{50}-waarden van 710 en 820 d bij 15 °C werden omgerekend naar 470 en 550 d bij 20 °C). Vermoedelijk verloopt de omzetting in de bodem in het veld dus sneller dan verwacht op basis van de laboratoriumstudies. Op basis van de afname in het veld tussen najaar 1993 en voorjaar 1994 is een DT_{50} van ongeveer 100 d geschat (teruggerekend naar 20 °C). De resultaten met de DT_{50} van 100 d zijn ook weergegeven in de figuren 13-15. De vergelijking van de berekende en gemeten concentratieprofielen voor HTI in Wassenaar in Fig. 14c en d geeft aan dat TRANSOL de beweeglijkheid van HTI in Wassenaar goed simuleerde.

De resultaten voor De Noord in fig. 15c geven aan dat het model in het najaar van 1993 voor beide DT_{50}-waarden wat te lage concentraties in de laag 0-20 cm berekende. Bij de berekeningen is ervan uitgegaan dat slechts 25% van de dosering in de bodem terechtkomt (op basis van één meting in Wassenaar). Mogelijk wordt de afwijking veroorzaakt doordat deze meting niet representatief is voor De Noord. Op 6 april 1994 was HTI veel dieper de bodem binnengedrongen dan het model berekende. Dit is grotendeels te wijten aan het niet meenemen van ploegen in het model bij omzettingsproducten (HTI is een omzettingsproduct van chloorthalonil). Op 4 november 1993 werd tot 35 cm geploegd.

In tegenstelling tot de berekening van de concentratie in het drainwater van HTI in Wassenaar wordt in De Noord de concentratie in het drainwater onderschat. Zowel bij profiel 1 (fig. 15b) als bij profiel 2 (fig. 13d) worden op enkele tijdstippen concentraties aangetroffen van 0,1 - 0,2 $\mu g.l^{-1}$. In de berekening komen de concentraties niet uit boven 0,02 $\mu g.l^{-1}$.

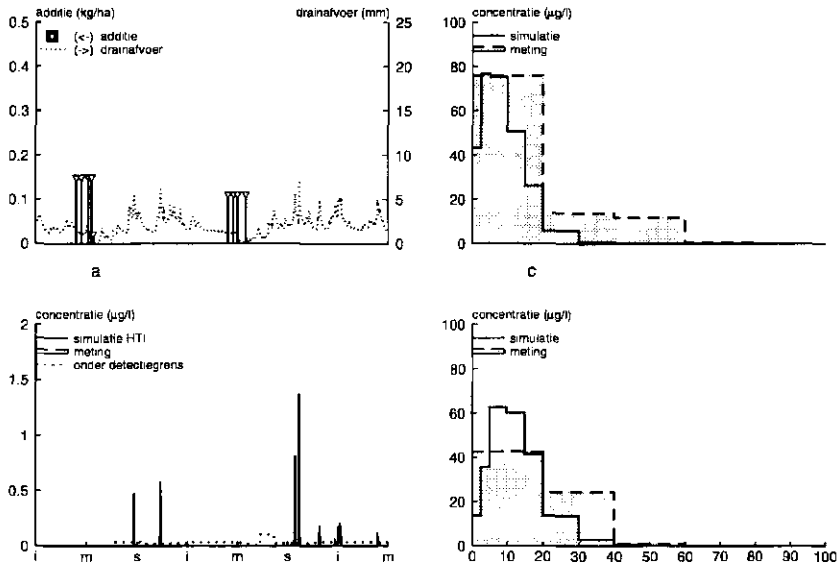

Fig. 14 Berekende drainafvoer en dosering van chloorthalonil (a), gemeten en berekende HTI-concentratie in het drainwater (b) en concentratieprofielen op 8 november 1993 (c) en 30 maart 1994 (d) bij profiel B op het bedrijf in Wassenaar

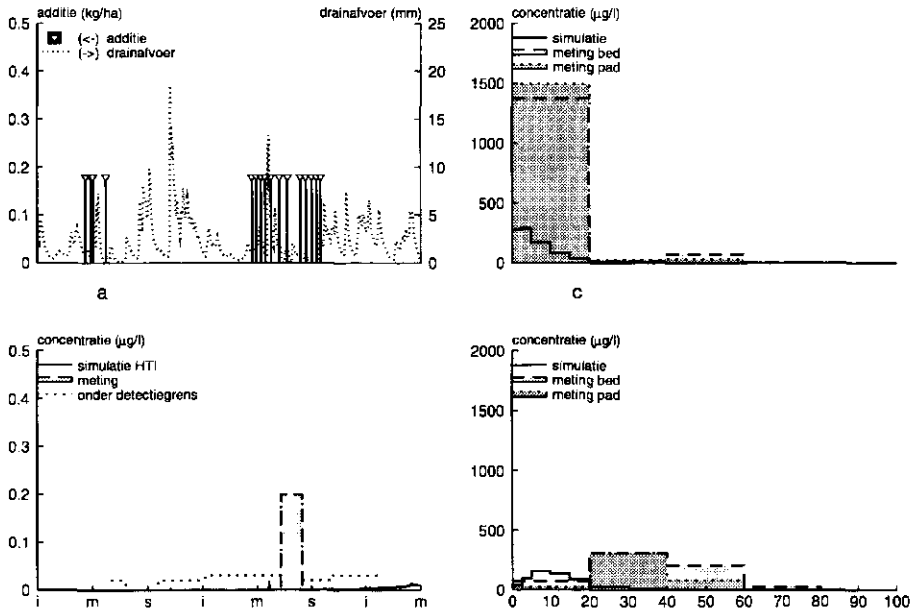

Fig. 15 Berekende drainafvoer en dosering van chloorthalonil (a), gemeten en berekende HTI-concentratie in het drainwater (b) en concentratieprofielen op 25 oktober 1993 (c) en 6 april 1994 (d) bij profiel 1 op proefbedrijf De Noord

Carbendazim en chloridazon

Carbendazim en chloridazon zijn alleen in het drainwater gemeten. De resultaten van de calibratie van het model in tabel 11 geven aan dat de drainconcentraties van carbendazim op twee van de drie percelen slechts met zeer korte halfwaardetijden beschreven konden worden. De gecalibreerde DT_{50}-waarden voor chloridazon zijn vrij normaal als bedacht wordt dat er maar twee waarden uit de literatuur beschikbaar waren (15 en 46 dagen).

Tabel 11 K_{om}-waarden en halfwaardetijden (DT_{50}) van carbendazim en chloridazon voor De Noord en Wassenaar geschat via calibratie op gemeten concentraties in drainwater

Stof		De Noord		Wassenaar	
		Profiel 1	Profiel 2	Profiel A	
carbendazim	K_{om}	10	19	25	→ 18
	DT_{50}	4	11,5	3,5	→ 6,31
chloridazon	K_{om}	37	37	91	
	DT_{50}	15	15	25	

In fig. 16 t/m 18 worden de resultaten van de calibratie voor carbendazim en chloridazon weergegeven. Over het algemeen beschrijft het model het niveau van de concentraties redelijk goed; het verloop in de tijd wordt niet goed beschreven. Hierbij moet bedacht worden dat de totale uitspoeling slechts van de orde van grootte 0,1% van de dosering is. In dat licht bezien is het gecalibreerde resultaat bevredigend.

Dichloorpropeen en chloorallylalcohol

Bij de vergelijking van de gemeten en berekende concentraties van dichloorpropeen blijkt dat de gemeten drainwater concentraties alle onder de detectiegrens lagen (fig. 19). Het model beschrijft dit correct; de berekende concentraties liggen ook onder de detectiegrens. Chloorallylalcohol is een omzettingsproduct van dichloorpropeen en hiervoor werden ook concentraties in grond- en drainwater berekend die steeds kleiner waren dan 0,01 $\mu g.l^{-1}$. De gemeten chloorallylalcohol-concentratie in grondwater lag op drie van de vijf tijdstippen beneden de aantoonbaarheidsgrens van 0,2 $\mu g.l^{-1}$; op de resterende twee tijdstippen werden concentraties van <0,2; 0,4; 0,6 en 3 $\mu g.l^{-1}$ gemeten. De gemeten concentraties in drainwater lagen steeds onder de aantoonbaarheidsgrens (0,2 $\mu g.l^{-1}$). Deze resultaten geven aan dat er incidenteel concentraties van de orde van 1 $\mu g.l^{-1}$ in het grondwater voorkwamen die niet werden verklaard door het model, maar dat de concentratie in het drainwater goed werd verklaard door het model. Dit is een zeer goed resultaat als bedacht wordt dat er chloorallylalcohol-concentraties van de orde van 10.000 $\mu g.l^{-1}$ zouden optreden in het grond- en drainwater als de stof niet zou worden omgezet in de bodem.

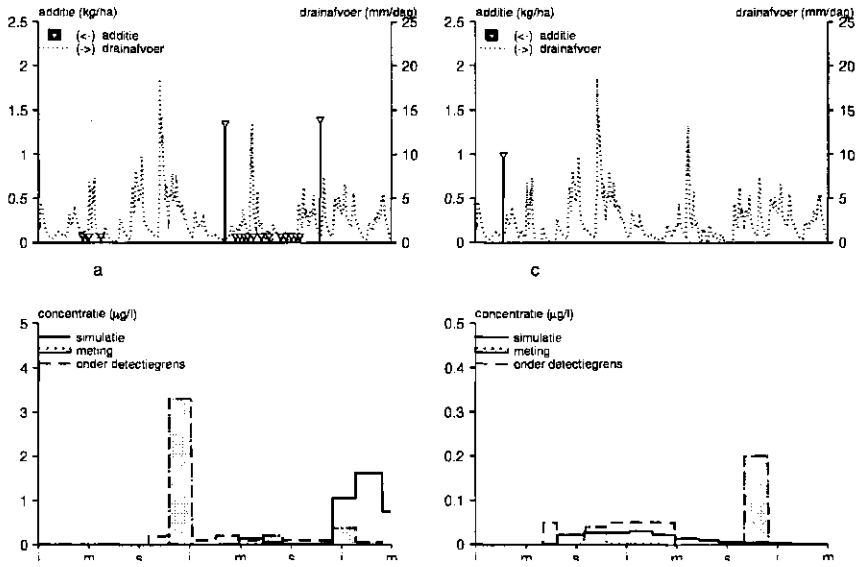

Fig. 16 Berekende drainafvoer (stippellijn) en dosering (verticale lijn met driehoek) van carbendazim (a) en chloridazon (c), gemeten en berekende concentraties carbendazim (b) en chloridazon (d) in het drainwater bij profiel 1 op proefbedrijf De Noord. Detectiegrens weergegeven met onderbroken lijn en gemeten concentraties boven detectieniveau zijn grijs gearceerd

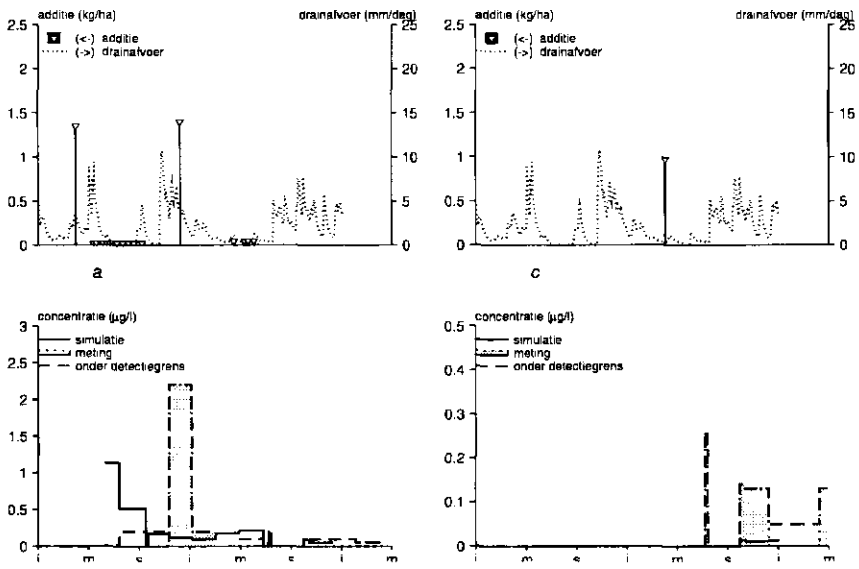

Fig. 17 Berekende drainafvoer (stippellijn) en dosering (verticale lijn met driehoek) van carbendazim (a) en chloridazon (c), gemeten en berekende concentraties carbendazim (b) en chloridazon (d) in het drainwater bij profiel 2 op proefbedrijf De Noord. Detectiegrens weergegeven met onderbroken lijn en gemeten concentraties boven detectieniveau zijn grijs gearceerd

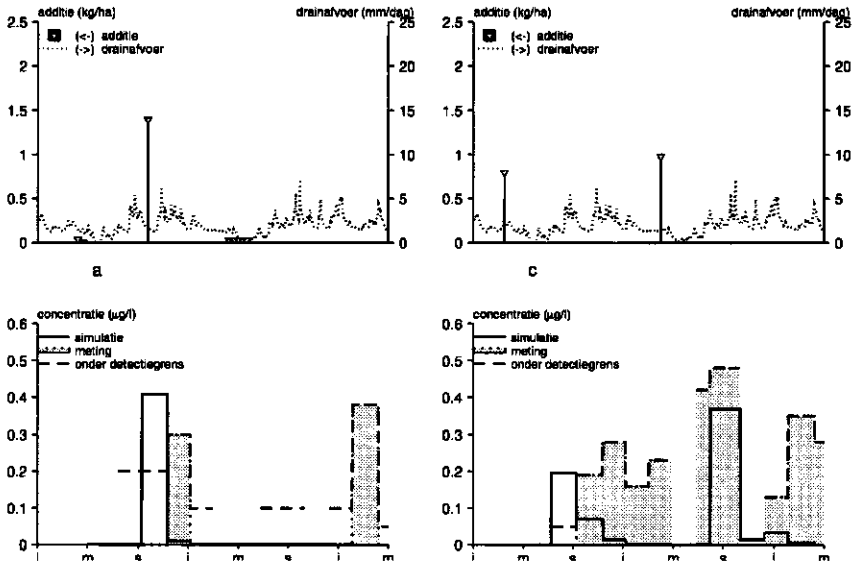

Fig. 18 Berekende drainafvoer (stippellijn) en dosering (verticale lijn met driehoek) van carbendazim (a) en chloridazon (c), gemeten en berekende concentraties carbendazim (b) en chloridazon (d) in het drainwater bij profiel A op het bloembollenbedrijf te Wassenaar. Detectiegrens weergegeven met onderbroken lijn en gemeten concentraties boven detectieniveau zijn grijs gearceerd

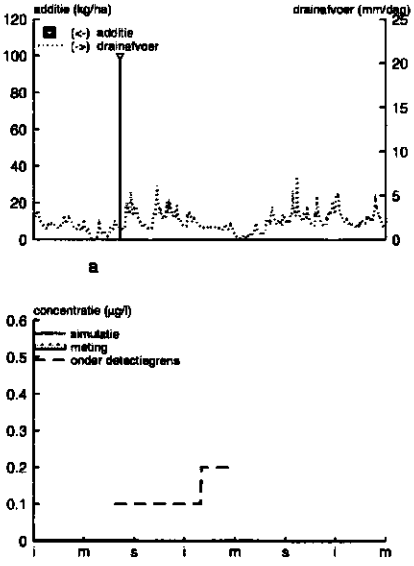

Fig. 19 Berekende drainafvoer (stippellijn) en dosering (verticale lijn met driehoek) van dichloorpropeen (a), gemeten en berekende concentraties dichloorpropeen in het drainwater bij profiel A (b) op het bloembollenbedrijf te Wassenaar. Detectiegrens weergegeven met onderbroken lijn

4.3 Gevoeligheidsanalyse

4.3.1 Invloed van K_{om}-waarde en DT_{50}-waarde

Verandering van de halfwaardetijd levert alleen een verandering op van het niveau van de berekende concentraties. De K_{om}-waarde heeft invloed worden op het berekende tijdstip van uitspoelen. Wanneer een stof sterker wordt gebonden, spoelt deze later uit. Veranderen van het organischestofgehalte zou ook een verschuiving van de pieken opleveren, maar omdat het organischestofgehalte in de bodemprofiel is bepaald, is deze grootheid als vaststaand beschouwd in de modelcalibratie.

In Boesten en Van der Linden (1991) wordt aangetoond dat een bepaalde uitspoeling kan worden berekend met verschillende combinaties van de K_{om}-waarde en de halfwaardetijd en dat verandering van beide parameters met een factor 2 de uitspoeling met een factor 10 kan veranderen. Voor chloridazon is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd, waarbij de K_{om} en DT_{50} werden gevarieerd. Er zijn vier varianten op profiel 1 in De Noord doorgerekend. Op 8 maart 1992 is 1 $kg.ha^{-1}$ chloridazon toegepast. In tabel 12 staat de berekende uitspoeling via de drains ($g.ha^{-1}.j^{-1}$) in 1992 en 1993 en de maximaal berekende concentraties in grond- en drainwater ($\mu g.l^{-1}$) bij de verschillende waarden van K_{om} en DT_{50}. De K_{om} en DT_{50} hebben de waarden zoals ze bij de calibratie bepaald zijn en zijn ze daarna verdubbeld. Op deze manier zijn vier combinaties mogelijk van de K_{om}- en DT_{50}-waarden. De resultaten van de gevoeligheidsanalyse zijn grafisch weergegeven in fig. 20.

De ondergrens laat van het 'gemeten' traject in fig 20b laat alleen in november 1992 en november 1993 een stijging zien: de periode waarin chloridazon in de monsters is gedetecteerd.

Bij verdubbeling van de K_{om}-waarde daalt de uitspoeling via de drains tot 0,10 à 0,01 maal die bij enkelvoudige K_{om}, afhankelijk van de halfwaardetijd. Bij een korte halfwaardetijd is de invloed van de K_{om}-waarde groter dan bij een langere halfwaardetijd. Dit is ook het geval bij de maximaal berekende concentraties. De maximum concentratie in het drainwater daalt tot 0,07 maal de oorspronkelijke waarde bij verdubbeling van de K_{om}-waarde. De maximum concentratie in het grondwater wordt sterker beïnvloed door de K_{om}-waarde en daalt tot 1/50 (DT_{50} = 30) tot 1/550 (DT_{50} = 15) maal de oorspronkelijke waarde wanneer de K_{om}-waarde twee keer zo groot wordt (tabel 12).

De invloed van de halfwaardetijd is sterk afhankelijk van de K_{om}: bij een hoge K_{om} worden de uitspoeling en de maximum concentraties sterker beïnvloed door de DT_{50} dan bij een lage K_{om}. Wanneer de DT_{50} verdubbelt kan de uitspoeling via de drains 30 tot 350 zo groot worden. De maximum concentratie in het drainwater wordt 45 maal zo hoog, terwijl in het grondwater de maximum concentratie ongeveer tot 450 keer zo hoog kan worden bij een verdubbeling van de halfwaardetijd. De algemene trend hierin is dat de gevoeligheid groter wordt naarmate de uitspoeling lager wordt.

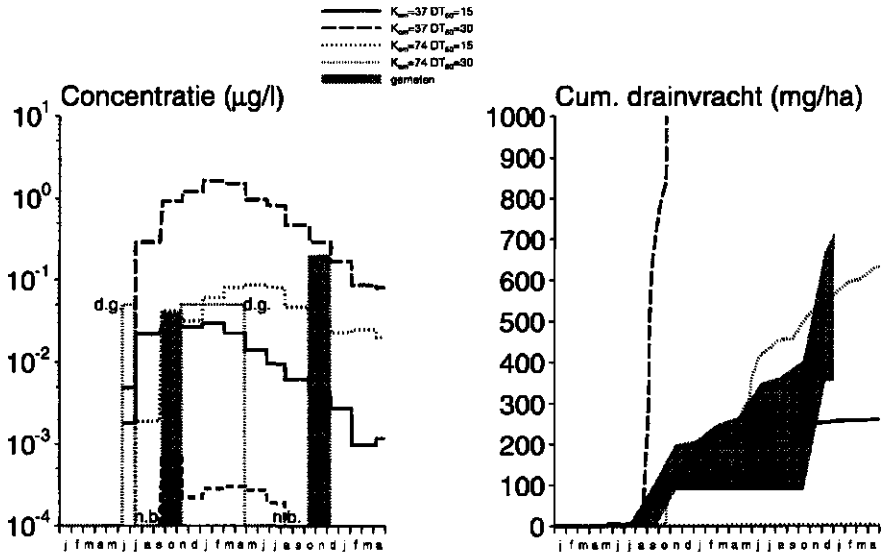

Fig. 20 Berekend concentratieverloop voor drainwater (a) en cumulatieve belasting van oppervlaktewater via drainafvoer (b) van chloridazon bij verschillende waarden van K_{om} en DT_{50}, en de gemeten concentraties en cumulatieve drainvrachten voor profiel 1 in De Noord. Metingen in (a) zijn grijs gearceerd, concentraties onder detectiegrens zijn aangegeven met d.g. Perioden waarin geen monsters zijn geanalyseerd zijn aangegeven met n.b. De bovengrens van het traject in (b) is bepaald uit de berekende afvoeren en de werkelijke meetwaarde, of de detectiegrens van 0,05 µg.l^{-1}. De onderzijde van het grijze vlak is bepaald met de gemeten waarde of de waarde 0, indien de meting onder de detectiegrens lag

Tabel 12 Uitspoeling van chloridazon via de drains (g.ha^{-1}.j^{-1}) en maximaal berekende concentraties in drain- en grondwater (µg.l^{-1}) bij verschillende K_{om}- en DT_{50}-waarden

K_{om}	DT_{50}	Uitspoeling (g.ha^{-1}) in		Maximum concentratie (µg.l^{-1}) in	
(l.kg^{-1})	(d)	1992	1993	drainwater	grondwater
37	15	0,172	0,084	4,32*10^{-2}	6,55*10^{-3}
	30	5,19	5,48	1,83	2,50*10^{-1}
74	15	0,0022	0,0012	2,60*10^{-3}	1,19*10^{-5}
	30	0,164	0,399	1,40*10^{-1}	5,42*10^{-3}

4.3.2 Omzettingssnelheid in de verzadigde zone

Om de gevoeligheid van het model te toetsen voor de omzettingssnelheid in de verzadigde zone zijn twee berekeningen uitgevoerd waarin de halfwaardetijd van metamitron in de verzadigde zone groot is. De halfwaardetijd in de verzadigde zone is 100 maal zo groot gemaakt. Deze gevoeligheidsanalyse is uitgevoerd voor twee situaties in *scenario 2000*, zoals die beschreven zijn in par. 2.2: Noord-Holland, zonder inundatie en Zuid-Holland, hoog slootpeil. De berekende piekconcentraties in drain- en grondwater in de laag 1-2 m diepte werden vergeleken. Dit zijn de maximaal berekende concentraties over het voortschrijdend gemiddelde over 4 dagen (tabel 13).

Tabel 13 Piekconcentraties ($\mu g.l^{-1}$) van metamitron in grond- en drainwater, berekend met verschillende halfwaardetijden in de verzadigde zone

Situatie	DT_{50} (dagen)	Piekconcentratie ($\mu g.l^{-1}$) in	
		grondwater	drainwater
Noord-Holland	3300	$8{,}60*10^{-11}$	$2{,}74*10^{-9}$
	33	$7{,}67*10^{-11}$	$2{,}70*10^{-9}$
Zuid-Holland	3800	$6{,}29*10^{-12}$	$1{,}87*10^{-2}$
	38	$6{,}21*10^{-12}$	$1{,}87*10^{-2}$

De piekconcentraties zijn zeer laag en liggen ver onder de norm voor het grondwater van 0,1 $\mu g.l^{-1}$. In Noord-Holland heeft de DT_{50} de meeste invloed op de piekconcentraties. Met een halfwaardetijd van 3300 dagen is de piekconcentratie in het grondwater 12% hoger dan met een DT_{50} van 33 dagen. In het drainwater ligt de piekconcentratie slechts 1,5% hoger. In Zuid-Holland is het effect van verlenging van de halfwaardetijd verwaarloosbaar. In Zuid-Holland liggen de drains hoger waardoor de verzadigde zone van minder invloed is op de uitspoeling via de drains. In de bovengrond breekt metamitron snel af, waardoor het al grotendeels is afgebroken voordat de stof in de verzadigde zone terechtkomt. Opgemerkt moet worden dat met dergelijk lage concentraties weinig waarde gehecht kan worden aan de resultaten en dat er slechts geconcludeerd kan worden dat de omzettingssnelheid in de verzadigde zone van weinig invloed is op de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen via de drains en waarschijnlijk meer op de uitspoeling naar het (diepere) grondwater.

4.3.3 Bolontsmetting

Bij de bolontsmetting is aangenomen dat het bolontsmettingsmiddel momentaan in de bodem wordt gebracht. Omdat er onzekerheid bestaat m.b.t. het vrijkomen van het bolontsmettingsmiddel is onderzocht wat de consequentie is van het langzaam vrijkomen van de stof in de bodem. Hiertoe is de stof niet gelijktijdig met het planten van de bollen ingevoerd, maar in gedeelten met tussenpozen van 6 weken, beginnend 6 weken na het planten van de bollen. Carbendazim komt dan pas na de winter vrij, terwijl prochloraz eerder vrijkomt. Verondersteld is dat na 12 weken slechts 14% van de carbendazim aan de bol is vrij gekomen. Bij prochloraz is 12 weken na het planten 86% vrijgekomen. De berekening van het effect van het langzaam vrijkomen van beide stoffen is uitgevoerd in het *scenario 2000*, Noord-Holland, zonder inundatie met een organischestofpercentage van 1%.

Voor carbendazim worden lagere piekconcentraties (ca. 30% lager) berekend wanneer de bolontsmetting verspreid wordt ingevoerd. Bij prochloraz daarentegen worden juist hogere piekconcentraties (ca. 10% hoger) berekend bij verspreide invoer van prochloraz. Dit komt waarschijnlijk doordat bij prochloraz bij de eerste twee keren elk 43% van de totale hoeveelheid wordt ingevoerd. Het is mogelijk dat de tweede invoer plaatsvindt op een ongunstig tijdstip wat betreft de neerslag. Hierdoor zou een hogere piekconcentratie in zowel grond- als drainwater kunnen optreden. Carbendazim komt vrij in het voorjaar, wanneer er geen netto neerslagoverschot meer is.

4.4 Interpretatie en betrouwbaarheid

De resultaten van de modeltoetsen met metamitron, chloorthalonil/HTI en chloorallylalcohol geven aan dat het model vrijwel steeds berekende dat de concentraties van de onderzochte stoffen in drain- en grondwater beneden 0,1 $\mu g.l^{-1}$ lag. Meestal lagen de waarnemingen beneden 0,1 $\mu g.l^{-1}$, maar soms werden er concentraties tussen 0,1 en 1 $\mu g.l^{-1}$ gemeten in drain- en grondwater. Het ging voor alle stoffen (metamitron, HTI en chloorallylalcohol) om een beperkt aantal metingen (b.v. 2 van de 20 metingen voor metamitron in drainwater en 3 van de 12 metingen voor chloorallylalcohol in grondwater). Het lijkt er daarom op dat het model de neiging heeft om de concentraties op dit lage niveau enigszins te onderschatten. In het geval van HTI kan dit gedeeltelijk te wijten zijn aan het niet meenemen van ploegen in de modelberekeningen. Hierbij moet bedacht worden dat de waargenomen concentraties inhouden dat er niet meer dan 0,1% van de dosering uitspoelde (en in het geval van chloorallylalcohol nog veel minder). Voor de scenario-berekeningen voor de modelstoffen houdt dit in dat rekening gehouden moet worden met incidentele overschrijding van de berekende concentraties die beneden 0,1 $\mu g.l^{-1}$ liggen.

Een apart geval in de modeltoets zijn de concentratiepieken van zeer korte duur in het drainwater die het model berekende voor HTI. De meetmethodes waren niet geschikt om te toetsen of deze piekconcentraties realistisch zijn. Op basis van inzicht in de procesbeschrijving verwachten we dat deze piekconcentraties in de praktijk veel lager zullen zijn.

De modelparameters voor chloridazon en carbendazim zijn via calibratie verkregen. Het model kon het niveau van de maximale concentraties van chloridazon redelijk goed beschrijven maar het verloop in de tijd werd niet goed beschreven: meestal waren de gemeten concentraties hoger dan de berekende (zie b.v. fig. 18 en fig. 20). Hieruit valt af te leiden dat het model het uitspoelproces niet tot in detail goed beschrijft: de berekende gemiddelde concentratie was meestal lager dan de gemeten gemiddelde concentratie. Voor de scenarioberekeningen houdt dit in dat het model vermoedelijk een redelijke schatting geeft van de maximale concentraties van chloridazon maar dat de gemiddelde concentratie van deze stof wordt onderschat.

De calibratie van de K_{om} en DT_{50} voor carbendazim verliep moeilijk door een aantal oorzaken. Om te beginnen was de spreiding in de schattingen uit de literatuur extreem groot (zie tabel 8). De concentratiemetingen in drainwater gaven aan dat carbendazim slechts incidenteel in drainwater werd aangetroffen (zie de figuren 16, 17 en 18). Bovendien bleek dat er een grote onzekerheid is wat betreft de hoeveelheid carbendazim die vrijkomt uit de bollen (dit heeft betrekking op dat deel van de carbendazim-dosering dat via bolontsmetting in de bodem komt). De betrouwbaarheid van de gecalibreerde K_{om} en DT_{50} waarden is daarom relatief laag.

In de scenarioberekeningen is ook gerekend met bentazon, linuron, deltamethrin en prochloraz. Hierbij is uitgegaan van schattingen van de modelparameters uit de literatuur. Gezien de onzekerheid in deze schattingen en de gevoeligheid voor deze parameters, is de betrouwbaarheid van de berekende concentraties voor bentazon en linuron laag (onzekerheidsmarge van b.v. een factor 10). De berekeningen voor

bentazon en linuron hebben daarom vooral een indicatieve waarde. Een probleem hierbij is dat bentazon alleen in het *scenario 2000* wordt toegepast en linuron alleen in het *scenario 1987*. Zowel deltamethrin als prochloraz worden zeer sterk geadsorbeerd in de bodem. De gebruikte K_{om} voor deltamethrin is een ondergrens (> 500 $l.kg^{-1}$). Gezien de verhouding tussen de K_{om} en de DT_{50} van deze stoffen valt te verwachten dat zij niet in meetbare concentraties uitspoelen naar het grondwater. De piekconcentraties in het drainwater die voor beide stoffen berekend worden zijn vermoedelijk niet realistisch. Het model berekent voor deze stoffen concentratiepieken van zeer korte duur die optreden in perioden van veel regen en bij grondwaterstanden die tot in de bouwvoor reiken. Hierbij wordt verondersteld dat water vanuit de bouwvoor direct in de drain stroomt. In werkelijkheid zit er altijd een laag van ongeveer 50 cm grond tussen bouwvoor en drain. Op basis hiervan verwachten we dat de piekconcentraties van deze twee stoffen beneden 0,1 $\mu g.l^{-1}$ zullen liggen voor alle denkbare scenario's.

5 Schatting van de emissie van bestrijdingsmiddelen in 1987 en 2000

5.1 Invoergegevens

Zoals beschreven in par. 2.2 zijn voor Noord- en Zuid-Holland elk twee bedrijfstypen opgesteld: één voor 1987 (referentie) en één voor 2000 (eindsituatie). In tabel 14 zijn deze bedrijfstypen weergegeven. Omdat bij de berekening is uitgegaan van een vierjarige vruchtwisseling (lelie - tulp - narcis - hyacint) wordt de grondontsmetting minder vaak toegepast dan volgens het bedrijfstype is aangegeven. De berekende uitspoeling zal met een factor vermenigvuldigd worden om de uitspoeling over langere tijd te berekenen. Bij grondontsmetting in Zuid-Holland is deze factor 8 / 5, bij de noodmaatregel grondontsmetting (maximaal 1 keer per 5 jaar) 4 / 5.

Tabel 14 Handelingen per bedrijfstype relevant voor de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen

Handeling	1987	2000
De Noord		
Grondontsmetting[a]:	1 op 4	noodmaatregel
Inundatie:	n.v.t.	1 op 4 (voor narcis)
Diepte grondbewerking:	30 cm	30 cm
De Zuid		
Grondontsmetting[a]:	1 op 2,5	noodmaatregel
Diepte grondbewerking:	30 cm	30 cm

[a] grondontsmetting altijd voor hyacint (dus 1 maal per 4 jaar).
noodmaatregel: maximaal 1 maal per 5 jaar

De hydrologische karakteristieken van de bodemprofielen zijn overgenomen van de proefbedrijven en komen dus overeen met de profielen die zijn beschreven in par. 3.2. Stokkers (1994) geeft per gewas het gebruik van de verschillende bestrijdingsmiddelen. In tabel 15 zijn deze gegevens samengevat voor de relevante stoffen. Bij gewasbespuitingen is ervan uitgegaan dat 50% van de dosering in de bodem terecht kwam voor alle stoffen behalve chloorthalonil: voor deze stof is uitgegaan van een percentage van 25%.

Voor HTI is in de scenarioberekeningen uitgegaan van een DT_{50} van 100 d en van de gemiddelde K_{om} (260 l.kg^{-1}) uit tabel 7. Verder is uitgegaan van een 45% vorming van HTI uit chloorthalonil op stofbasis. Voor metamitron is uitgegaan van de gemiddelde waarden van DT_{50} en K_{om} uit tabel 7. Bij de scenarioberekeningen voor carbendazim in Noord-Holland zijn de gemiddelde waarden gebruikt van de profielen 1 en 2 te St. Maartensbrug uit tabel 11 (dus K_{om} = 15 l.kg^{-1} en DT_{50} = 8 d); bij de scenarioberekeningen voor Zuid-Holland zijn de waarden uit Wassenaar gebruikt (zie tabel 11: K_{om} = 25 l.kg^{-1} en DT_{50} = 3,5 d). Voor chloridazon is uitgegaan van de waarden van St. Maartensbrug voor Noord-Holland en de waarden van Wassenaar voor Zuid-Holland (zie tabel 11). Voor de andere stoffen is uitgegaan van de DT_{50} en K_{om} waarden in tabel 8.

Tabel 15 Toepassing van bestrijdingsmiddelen in scenario 1987 en scenario 2000 (kg.ha^{-1}.j^{-1})

Stof	Gewas	Behandeling										Totaal	
		Bolontsmett.		Onkruidbestr.		Vuurbestr.		Virusbestr.		Grondontsmett			
		1987	2000	1987	2000	1987	2000	1987	2000	1987	2000	1987	2000
bentazon	lelie												
	tulp												
	narcis				1,44								1,44
	hyacint												
	gemidd				0,36								0,36
carbendazim	lelie	1,5	0,6			0,8	0,6					2,3	1,2
	tulp	1,9	1,5			0,3	0,38					2,2	1,86
	narcis	1,0	1,0			0,4	0,15					1,4	1,15
	hyacint		1,05			0,12	0,15					0,12	1,2
	gemidd	1,1	1,04			0,41	0,32					1,51	1,36
chloridazon	lelie				0,86								0,86
	tulp			0,86	1,0							0,86	1,0
	narcis			1,29	1,0							1,29	1,0
	hyacint				1,0								1,0
	gemidd			0,54	0,97							0,54	0,97
dichloorpropeen	lelie												
	tulp												
	narcis												
	hyacint									136,8	92,8	136,8	92,8
	gemid Noord									34,2	23,2	34,2	23,2
	gemid Zuid									54,7	23,2	54,7	23,2
deltamethrin	lelie							1,05	0,14			1,05	0,14
	tulp								0,05				0,05
	narcis												
	hyacint												
	gemidd							0,263	0,048			0,263	0,048
linuron	lelie												
	tulp												
	narcis												
	hyacint			0,75								0,75	
	gemidd			0,19								0,19	
metamitron	lelie			4,8	3,5							4,8	3,5
	tulp												
	narcis												
	hyacint												
	gemidd			1,2	0,88							1,2	0,88
prochloraz	lelie		0,41				1,85						2,25
	tulp		1,04										1,04
	narcis		0,9										0,9
	hyacint	0,95	0,95									0,95	0,95
	gemidd	0,24	0,82				0,46					0,24	1,28
chloorthalonil / HTI	lelie						1,5						1,5
	tulp												
	narcis												
	hyacint												
	gemidd						0,375						0,375

5.2 Resultaten

De gemiddelde waterbalansen over de meteorologische periode van 12 jaar zijn gegeven in de bijlagen 5 en 6. In tabel 16 t/m 19 staan de resultaten van de berekeningen van de emissies van enkele bestrijdingsmiddelen in de *scenario 1987* en *scenario 2000*. In de tabellen 16 en 18 staan de fracties van de totaal gegeven hoeveelheden die uitspoelen via de drains naar het oppervlaktewater en naar het grondwater. De berekende fracties zijn het resultaat van de uitspoeling over 36 jaar, gedeeld door de totale gift over 24 jaar. In de laatste 12 jaar is geen middel meer ingevoerd om het staarteffect in rekening te brengen. De piekconcentraties in het grondwater van 1-2 m diepte en in het drainwater (tabellen 17 en 19) zijn de hoogste pieken van het voortschrijdend gemiddelde over 4 dagen in 24 jaar.

Voor Noord-Holland wordt nagenoeg geen uitspoeling naar het grondwater berekend (percentage naar het grondwater), hetgeen logisch is omdat er netto kwel berekend wordt. Voor Zuid-Holland daarentegen worden bij sommige stoffen (bentazon en linuron) wel enkele tienden van procenten uitspoeling naar het grondwater berekend.

Bentazon en linuron zijn de grootste uitspoelers en hebben vergeleken met de andere stoffen de hoogste piekconcentraties in zowel grond- als drainwater. Ook carbendazim is uitspoelingsgevoelig gezien de hoge piekconcentraties in Noord-Holland. In Zuid-Holland worden voor carbendazim hoge piekconcentraties in het drainwater berekend (> 10 $\mu g.l^{-1}$), maar in het grondwater zijn de piekconcentraties meer dan een factor honderd lager dan in het drainwater. Carbendazim wordt evenals prochloraz gebruikt voor de bolontsmetting. Op het moment van planten van de bollen wordt op een diepte van 15 cm ongeveer 1 $kg.ha^{-1}$ bolontsmettingsmiddel in de bodem aangebracht. Het is mogelijk dat hierdoor de uitspoeling overschat wordt, omdat het middel langzaam, en misschien slechts gedeeltelijk, vrijkomt. Daar staat echter tegenover dat de K_{om} en DT_{50} waarden van carbendazim gecalibreerd zijn uitgaande van het aanbrengen van carbendazim op een diepte van 15 cm - mv. Als in de calibraties was uitgegaan van een lagere dosering van carbendazim, dan waren de gecalibreerde K_{om}- en DT_{50}-waarden anders uitgevallen. De onzekerheid in de hoeveelheid die vrijkomt, leidt voor carbendazim zodoende tot extra onzekerheid in de geschatte K_{om}- en DT_{50}-waarden.

In *scenario 2000* worden over het algemeen lagere percentages en piekconcentraties berekend dan in *scenario 1987*. Uitzonderingen zijn de stoffen chloridazon en prochloraz, welke in *scenario 2000* ook meer toegepast worden en de stof bentazon die in *scenario 1987* niet wordt toegepast.

Het is zeer opmerkelijk dat voor prochloraz soms concentraties in drainwater van de orde van 1 $\mu g.l^{-1}$ worden berekend. Gezien de K_{om} van 6000 $l.kg^{-1}$ en de DT_{50} van 151 dagen is de verwachte uitspoeling naar het diepere grondwater verwaarloosbaar (zie ook Boesten en Van der Linden, 1991). De berekende drainwaterconcentraties worden vermoedelijk veroorzaakt door grondwaterstanden die tot in de bouwvoor reiken. Volgens het hydrologische concept van de uitspoelingsmodellen is bij hoge grondwaterstanden een deel van het drainwater afkomstig uit de bouwvoor. Het is echter de vraag of dit concept wel een goede beschrijving oplevert van het bestrij-

dingsmiddelen transport naar drainbuizen in dergelijke extreme situaties. Dit zou kunnen worden nagegaan met een twee-dimensionaal stromingsmodel.

Tabel 16 Fractie van toegediende stof (%) die uitspoelt via drainwater en naar grondwater, De Noord. '-' betekent dat de berekening niet is uitgevoerd

Stof	Inundatie	Org.stof	Toediening ($kg.ha^{-1}.jr^{-1}$)		Drainwater (%)		Grondwater (%)	
		(%)	1987	2000	1987	2000	1987	2000
bentazon	ja	1,5	-	0,36	-	3,021	-	0,003
		1	-	0,36	-	3,002	-	0,003
		0,5	-	0,36	-	2,983	-	0,003
	nee	1,5	-	0,36	-	3,023	-	0,002
		1	-	0,36	-	3,004	-	0,002
		0,5	-	0,36	-	2,985	-	0,002
carbendazim	ja	1,5	-	1,356	-	0,810	-	<0,001
		1	-	1,356	-	1,887	-	0,001
		0,5	-	1,356	-	3,154	-	0,002
	nee	1,5	1,505	1,356	1,077	0,815	<0,001	<0,001
		1	1,505	1,356	2,042	1,899	<0,001	<0,001
		0,5	1,505	1,356	3,053	3,173	0,001	0,001
chloridazon	ja	1,5	-	0,965	-	0,024	-	<0,001
		1	-	0,965	-	0,053	-	<0,001
		0,5	-	0,965	-	0,132	-	<0,001
	nee	1,5	0,538	0,965	0,012	0,022	<0,001	<0,001
		1	0,538	0,965	0,025	0,050	<0,001	<0,001
		0,5	0,538	0,965	0,054	0,131	<0,001	<0,001
dichloorpropeen	ja	1,5	-	23,2	-	<0,001	-	<0,001
		1	-	23,2	-	<0,001	-	<0,001
		0,5	-	23,2	-	<0,001	-	<0,001
	nee	1,5	34,2	23,2	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
		1	34,2	23,2	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
		0,5	34,2	23,2	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
deltamethrin	ja	1,5	-	0,048	-	0,001	-	<0,001
		1	-	0,048	-	0,001	-	<0,001
		0,5	-	0,048	-	0,002	-	<0,001
	nee	1,5	0,263	0,048	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
		1	0,263	0,048	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
		0,5	0,263	0,048	0,001	0,001	<0,001	<0,001
linuron	ja	1,5	-	-	-	-	-	-
		1	-	-	-	-	-	-
		0,5	-	-	-	-	-	-
	nee	1,5	0,188	-	1,413	-	<0,001	-
		1	0,188	-	3,113	-	<0,001	-
		0,5	0,188	-	10,156	-	0,001	-
metamitron	ja	1,5	-	0,875	-	<0,001	-	<0,001
		1	-	0,875	-	<0,001	-	<0,001
		0,5	-	0,875	-	<0,001	-	<0,001
	nee	1,5	1,2	0,875	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
		1	1,2	0,875	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
		0,5	1,2	0,875	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
prochloraz	ja	1,5	-	1,283	-	<0,001	-	<0,001
		1	-	1,283	-	<0,001	-	<0,001
		0,5	-	1,283	-	<0,001	-	<0,001
	nee	1,5	0,236	1,283	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
		1	0,236	1,283	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
		0,5	0,236	1,283	0,001	0,001	<0,001	<0,001
chloorthalonil-HTI	ja	1,5	-	0,375	-	0,352	-	<0,001
		1	-	0,375	-	0,502	-	<0,001
		0,5	-	0,375	-	0,839	-	<0,001
	nee	1,5	-	0,375	-	0,332	-	<0,001
		1	-	0,375	-	0,475	-	<0,001
		0,5	-	0,375	-	0,800	-	<0,001

Tabel 17 Piekconcentraties ($\mu g.l^{-1}$) in de laag 1-2 m diepte en in het drainwater, De Noord. '-' betekent dat de berekening niet is uitgevoerd

Stof	Inundatie	Org.stof	1-2 m diepte		Drainwater	
		(%)	1987	2000	1987	2000
bentazon	ja	1,5	-	5,01	-	24,7
		1	-	4,98	-	24,6
		0,5	-	4,96	-	24,4
	nee	1,5	-	4,99	-	24,7
		1	-	4,97	-	24,6
		0,5	-	4,94	-	24,4
carbendazim	ja	1,5	-	1,82	-	25,5
		1	-	4,11	-	45,6
		0,5	-	6,66	-	84,7
	nee	1,5	2,18	1,77	71,7	25,5
		1	4,75	3,98	114,2	45,6
		0,5	7,95	6,41	143,1	84,7
chloridazon	ja	1,5	-	0,0874	-	0,447
		1	-	0,202	-	1,47
		0,5	-	0,548	-	6,51
	nee	1,5	0,015	0,0869	0,080	0,447
		1	0,029	0,201	0,166	1,47
		0,5	0,077	0,546	0,532	6,51
dichloorpropeen	ja	1,5	-	0,001	-	0,010
		1	-	0,002	-	0,017
		0,5	-	0,004	-	0,034
	nee	1,5	0,009	0,001	0,057	0,010
		1	0,016	0,002	0,097	0,017
		0,5	0,031	0,004	0,183	0,034
deltamethrin	ja	1,5	-	<0,001	-	<0,001
		1	-	<0,001	-	<0,001
		0,5	-	<0,001	-	<0,001
	nee	1,5	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
		1	<0,001	<0,001	0,001	<0,001
		0,5	<0,001	<0,001	0,003	<0,001
linuron	ja	1,5	-	-	-	-
		1	-	-	-	-
		0,5	-	-	-	-
	nee	1,5	0,232	-	1,69	-
		1	0,578	-	5,65	-
		0,5	2,01	-	24,0	-
metamitron	ja	1,5	-	<0,001	-	<0,001
		1	-	<0,001	-	<0,001
		0,5	-	<0,001	-	<0,001
	nee	1,5	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
		1	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
		0,5	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
prochloraz	ja	1,5	-	<0,001	-	0,444
		1	-	<0,001	-	0,694
		0,5	-	<0,001	-	1,48
	nee	1,5	<0,001	<0,001	0,002	0,013
		1	<0,001	<0,001	0,003	0,022
		0,5	<0,001	<0,001	0,008	0,051
HTI	ja	1,5	-	0,385	-	3,660
		1	-	0,548	-	5,336
		0,5	-	0,927	-	9,215
	nee	1,5	-	0,395	-	3,486
		1	-	0,563	-	5,095
		0,5	-	0,928	-	8,956

Tabel 18 Fractie van toegediende stof die uitspoelt naar drainwater en grondwater, De Zuid. '-' betekent dat de berekening niet is uitgevoerd

Stof	Slootpeil	Org.stof	Toediening ($kg.ha^{-1}.jr^{-1}$)		Drainwater (%)		Grondwater (%)	
		(%)	1987	2000	1987	2000	1987	2000
bentazon	hoog	1,5	-	0,36	-	6,048	-	0,532
		1	-	0,36	-	6,050	-	0,532
		0,5	-	0,36	-	6,051	-	0,532
	laag	1,5	-	0,36	-	4,395	-	0,858
		1	-	0,36	-	4,392	-	0,858
		0,5	-	0,36	-	4,389	-	0,857
carbendazim	hoog	1,5	1,505	1,356	0,055	0,177	<0,001	<0,001
		1	1,505	1,356	0,105	0,258	<0,001	<0,001
		0,5	1,505	1,356	0,252	0,483	<0,001	<0,001
	laag	1,5	1,505	1,356	0,007	0,018	<0,001	<0,001
		1	1,505	1,356	0,019	0,039	<0,001	<0,001
		0,5	1,505	1,356	0,071	0,132	0,001	0,002
chloridazon	hoog	1,5	0,538	0,965	0,061	0,033	<0,001	<0,001
		1	0,538	0,965	0,110	0,061	<0,001	<0,001
		0,5	0,538	0,965	0,334	0,200	0,003	0,001
	laag	1,5	0,538	0,965	0,005	0,002	<0,001	<0,001
		1	0,538	0,965	0,020	0,009	0,001	<0,001
		0,5	0,538	0,965	0,145	0,079	0,008	0,004
dichloorpropeen	hoog	1,5	54,72	23,2	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
		1	54,72	23,2	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
		0,5	54,72	23,2	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
	laag	1,5	54,72	23,2	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
		1	54,72	23,2	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
		0,5	54,72	23,2	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
deltamethrin	hoog	1,5	0,263	0,048	0,002	0,005	<0,001	<0,001
		1	0,263	0,048	0,003	0,008	<0,001	<0,001
		0,5	0,263	0,048	0,007	0,019	<0,001	<0,001
	laag	1,5	0,263	0,048	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
		1	0,263	0,048	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
		0,5	0,263	0,048	<0,001	0,001	<0,001	<0,001
linuron	hoog	1,5	0,188	-	0,294	-	0,002	-
		1	0,188	-	0,750	-	0,009	-
		0,5	0,188	-	3,816	-	0,092	-
	laag	1,5	0,188	-	0,090	-	0,005	-
		1	0,188	-	0,339	-	0,023	-
		0,5	0,188	-	2,452	-	0,230	-
metamitron	hoog	1,5	1,2	0,875	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
		1	1,2	0,875	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
		0,5	1,2	0,875	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
	laag	1,5	1,2	0,875	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
		1	1,2	0,875	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
		0,5	1,2	0,875	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
prochloraz	hoog	1,5	0,236	1,283	0,018	0,012	<0,001	<0,001
		1	0,236	1,283	0,029	0,018	<0,001	<0,001
		0,5	0,236	1,283	0,065	0,041	<0,001	<0,001
	laag	1,5	0,236	1,283	0,002	0,001	<0,001	<0,001
		1	0,236	1,283	0,003	0,001	<0,001	<0,001
		0,5	0,236	1,283	0,007	0,003	<0,001	<0,001
chloorthalonil-HTI	hoog	1,5	-	0,375	-	0,052	-	<0,001
		1	-	0,375	-	0,106	-	0,001
		0,5	-	0,375	-	0,303	-	0,004
	laag	1,5	-	0,375	-	0,021	-	0,001
		1	-	0,375	-	0,056	-	0,002
		0,5	-	0,375	-	0,206	-	0,011

Tabel 19 Piekconcentraties ($\mu g.l^{-1}$) in de laag 1-2 m diepte en in het drainwater, De Zuid.
'-' betekent dat de berekening niet is uitgevoerd

Stof	Slootpeil	Org.stof	1-2 m diepte		Drainwater	
		(%)	1987	2000	1987	2000
bentazon	hoog	1,5	-	9,13	-	105,2
		1	-	9,13	-	105,4
		0,5	-	9,13	-	105,6
	laag	1,5	-	11,7	-	65,7
		1	-	11,7	-	65,8
		0,5	-	11,7	-	66,0
carbendazim	hoog	1,5	0,002	<0,001	50,7	52,3
		1	0,008	0,003	64,5	64,8
		0,5	0,041	0,022	87,5	84,5
	laag	1,5	0,006	0,003	9,91	8,46
		1	0,027	0,017	14,2	11,2
		0,5	0,147	0,100	23,1	18,3
chloridazon	hoog	1,5	<0,001	<0,001	6,46	7,95
		1	0,004	0,002	8,95	11,0
		0,5	0,060	0,045	14,3	17,5
	laag	1,5	0,001	<0,001	0,199	0,200
		1	0,011	0,007	0,481	0,297
		0,5	0,141	0,102	1,87	1,01
dichloorpropeen	hoog	1,5	<0,001	<0,001	0,238	0,177
		1	<0,001	<0,001	0,424	0,302
		0,5	<0,001	<0,001	0,876	0,561
	laag	1,5	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
		1	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
		0,5	<0,001	<0,001	0,001	<0,001
deltamethrin	hoog	1,5	<0,001	<0,001	0,097	0,056
		1	<0,001	<0,001	0,153	0,087
		0,5	<0,001	<0,001	0,321	0,176
	laag	1,5	<0,001	<0,001	0,004	0,001
		1	<0,001	<0,001	0,007	0,002
		0,5	<0,001	<0,001	0,019	0,004
linuron	hoog	1,5	0,011	-	2,09	-
		1	0,053	-	3,29	-
		0,5	0,454	-	11,8	-
	laag	1,5	0,020	-	0,452	-
		1	0,086	-	1,02	-
		0,5	0,695	-	6,43	-
metamitron	hoog	1,5	<0,001	<0,001	<0,001	0,003
		1	<0,001	<0,001	<0,001	0,019
		0,5	<0,001	<0,001	<0,001	0,157
	laag	1,5	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
		1	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
		0,5	<0,001	<0,001	<0,001	0,001
prochloraz	hoog	1,5	<0,001	<0,001	0,338	0,789
		1	<0,001	<0,001	0,530	1,23
		0,5	<0,001	<0,001	1,14	2,64
	laag	1,5	<0,001	<0,001	0,134	0,321
		1	<0,001	<0,001	0,220	0,502
		0,5	<0,001	<0,001	0,475	1,08
HTI	hoog	1,5	-	0,030	-	2,636
		1	-	0,093	-	3,949
		0,5	-	0,394	-	7,885
	laag	1,5	-	0,052	-	0,682
		1	-	0,153	-	1,122
		0,5	-	0,587	-	3,257

De invloed van de organische stof is zeer duidelijk zichtbaar in tabel 16 t/m 19. Bij een lager organischestofgehalte spoelt meer uit dan bij een hoger organischestofgehalte, wat ook logisch is omdat de sorptie van bestrijdingsmiddelen evenredig is met het organischestofgehalte. Bentazon is een uitzondering: voor dit middel heeft de organische stof nauwelijks effect omdat bentazon vrijwel niet sorbeert. In tabel 16 is het effect te zien van inundatie. De fractie van de dosering die uitspoelt bij het scenario met en zonder inundatie is vaak gelijk. Alleen bij prochloraz is een duidelijk effect te zien van inundatie. Wanneer de drains weer open gezet worden stroomt veel water uit de drains met hoge concentraties. Mogelijk wordt dit effect ook veroorzaakt door een niet-realistische van de waterstroming naar drains na de inundatie. Als gevolg van de verhouding tussen wegzijging en drainafvoer in Zuid-Holland kunnen de uitgespoelde fracties en maximale concentraties sterk verschillen. Bij het hoge slootpeil, dat in de schematisering gepaard gaat met een hogere drainafvoer, spoelt ten opzichte van het lage slootpeil meer uit naar de drains (hogere fracties en hogere concentraties), terwijl bij het lage slootpeil meer uitspoelt naar het grondwater. Dit komt doordat bij het lage peil meer wegzijging verondersteld wordt (par. 2.2).

De norm voor bestrijdingsmiddelen in het grondwater op 10 m diepte ligt op 0,1 $\mu g.l^{-1}$. In Noord-Holland wordt volgens deze berekening de norm regelmatig overschreden in het ondiepe grondwater. Bij de stoffen bentazon, carbendazim, linuron en HTI wordt zowel in 1987 als in 2000 de norm tot een factor 80 overschreden. Bij lage organischestofgehaltes is het risico van normoverschrijding het grootst. Voor chloridazon ligt bij het organischestofgehalte van 0,5% de piekconcentratie rond de norm. Dichloorpropeen blijft een factor 10 onder de norm, deltamethrin en prochloraz een factor 10.000. Volgens deze berekeningen zou metamitron helemaal geen risico vertonen om boven de norm uit te komen. Gezien de resultaten van de modeltoets met metamitron (zie fig. 11 en fig. 12) moet er echter rekening mee gehouden worden dat er incidenteel concentraties tot 0,5 $\mu g.l^{-1}$ in drainwater voorkomen.

Tabel 19 geeft aan dat de deltamethrin-concentratie in drainwater maximaal 0,3 $\mu g.l^{-1}$ is. Hierbij moet wel worden bedacht dat gerekend is met een ondergrens van de K_{om} (500 $l.kg^{-1}$; zie tabel 8). De berekende deltamethrin-concentraties zijn dus bovengrenzen.

Omdat piekconcentraties op zichzelf weinig zeggen over de risico's van uitspoelen zijn frequentiediagrammen gemaakt van carbendazim en chloridazon voor vier verschillende scenario's (fig. 21 Noord-Holland, zonder inundatie en fig. 22 Zuid-Holland, 2000).

De onderschrijdingskansen zijn berekend uit de berekende dataset met alle dagelijkse concentraties (dagbasis) en uit de berekende dataset met de jaarlijkse piekconcentraties (jaarbasis). De dataset met jaarlijkse piekconcentraties is samengesteld door viermaal de piekconcentraties uit 12 simulatiejaren, volgend op de initialisatie periode, te selecteren. Om het effect van een 'toevallige' jaarpiek op het verloop in fig. 21 en fig. 22 uit te middelen zijn de scenario's viermaal doorgerekend, met steeds een ander gewas in het startjaar. De volgorde van de vruchtwisseling was steeds dezelfde. Wanneer er geen afvoer is, is de concentratie op 0 gesteld.

In deze diagrammen is af te lezen in hoe groot de kans is dat de concentratie in het drainwater onder een bepaalde waarde komt. De combinatie van de diagrammen op dagbasis en op jaarbasis laat zien wat de risico's zijn van het voorkomen van hoge concentraties in het drainwater.

Uit fig. 21b blijkt dat in Noord-Holland de jaarlijkse piekconcentraties allemaal boven de norm van 0,1 $\mu g.l^{-1}$ liggen. In fig. 21a is te zien dat binnen de totale populatie van 12 * 365 dagwaarden in 40% van de gevallen de norm niet wordt overschreden. In *scenario 2000* is dit slechts voor 30% het geval. Opvallend is dat bij zowel carbendazim als chloridazon de concentraties in *scenario 2000* hoger zijn dan in *scenario 1987*. Bij carbendazim wordt dit veroorzaakt door een frequenter gebruik van carbendazim bij de bolontsmetting. In totaliteit wordt weliswaar minder carbendazim gebruikt, maar de piekconcentraties van carbendazim zijn afkomstig van het gebruik van carbendazim als bolontsmettingsmiddel. Hierbij moet opgemerkt worden dat in het model het middel bij het planten van de bol momentaan in de berekening wordt ingevoerd, terwijl het eigenlijk slechts geleidelijk vrij komt na de winter. De piekconcentraties zullen bij een verdeelde invoer van carbendazim lager uitkomen (zie ook par. 4.3.3).

Uit fig. 21c blijkt dat drainwaterconcentraties van chloridazon in Noord-Holland op dagbasis voor ruim 90% onder 0,1 $\mu g.l^{-1}$ blijft. De jaarlijkse pieken blijven voor 60 (2000) tot bijna 80% (1987) onder 0,1 $\mu g.l^{-1}$. De kans dat de concentratie van chloridazon de norm overschrijdt is dus klein.

In Zuid-Holland liggen de dagconcentraties voor zowel carbendazim als chloridazon voor 90% onder 0,1 $\mu g.l^{-1}$. In Zuid-Holland komt het (althans in de berekening) veel vaker voor dat er geen afvoer is waardoor het vaak voorkomt dat de concentraties gelijk aan nul zijn. De jaarlijkse pieken van carbendazim liggen bij een hoge verhouding afvoer/wegzijging voor 20% onder 0,1 $\mu g.l^{-1}$. Bij een lagere verhouding van afvoer/wegzijging komt in 10% van de jaren een concentratie voor die lager is dan 0,1 $\mu g.l^{-1}$. In Zuid-Holland worden dus over het algemeen lagere carbendazim-concentraties berekend dan in Noord-Holland. Voor chloridazon worden in Zuid-Holland juist hogere jaarlijkse piekconcentraties berekend, terwijl deze op dagbasis zeer weinig voor komen. Binnen een jaar liggen voor beide wegzijgingsvarianten 95% van de dagelijkse concentraties onder 0,1 $\mu g.l^{-1}$.

In dit licht moeten ook de berekende piekconcentraties van de overige stoffen bekeken worden. Er kunnen hoge piekconcentraties berekend worden, maar als deze slechts sporadisch voor komen is het risico van emissie kleiner.

Voor carbendazim, chloridazon, dichloorpropeen, HTI en metamitron kunnen de berekende resultaten globaal worden vergeleken met de resultaten van het veld-onderzoek naar de emissie van bestrijdingsmiddelen via drainwater. Met uitzondering van carbendazim leveren de berekende resultaten dezelfde ordegrootte op als de metingen. Voor carbendazim leveren de modelberekeningen aanzienlijk hogere concentraties in de drain op dan verwacht op basis van de berekeningen. De oorzaak voor dit verschil moet waarschijnlijk gezocht worden in de onnauwkeurigheid in de

gecalibreerde K_{om}- en DT_{50}-waarden voor carbendazim. Deze onnauwkeurigheid is veroorzaakt door:

— de extreem grote spreiding van deze waarden in de literatuur (K_{om} = 10-200 l.kg^{-1} en DT_{50} = 90 ± 110 d);
— de onzekerheid in de mate van vrijkomen van carbendazim uit de bollen;
— de onnauwkeurigheid in de calibratieprocedure: carbendazim werd slechts zeer incidenteel meetbaar aangetroffen in drainwater hetgeen de calibratie bemoeilijkt.

De onzekerheid in de resultaten van de modelberekeningen voor carbendazim is daarom vrij groot.

In de berekeningen voor het *scenario 1987* kon de uitspoeling van ETU (omzettingsproduct van zineb/maneb) niet worden meegenomen omdat er geen gegevens beschikbaar zijn over de mate waarin ETU gevormd wordt uit de moederstoffen en over de omzettingssnelheid van ETU. RIVM-onderzoek op drie bloembollenpercelen in 1991 leverde een gemiddelde concentratie van ongeveer 10 µg.l^{-1} op in ondiep grondwater (Cornelese & Van Maaren, 1993). Aangezien dit RIVM-onderzoek slechts ongeveer een jaar duurde, kan verwacht worden dat piekconcentraties in drain- en grondwater aanzienlijk boven 10 µg.l^{-1} liggen.

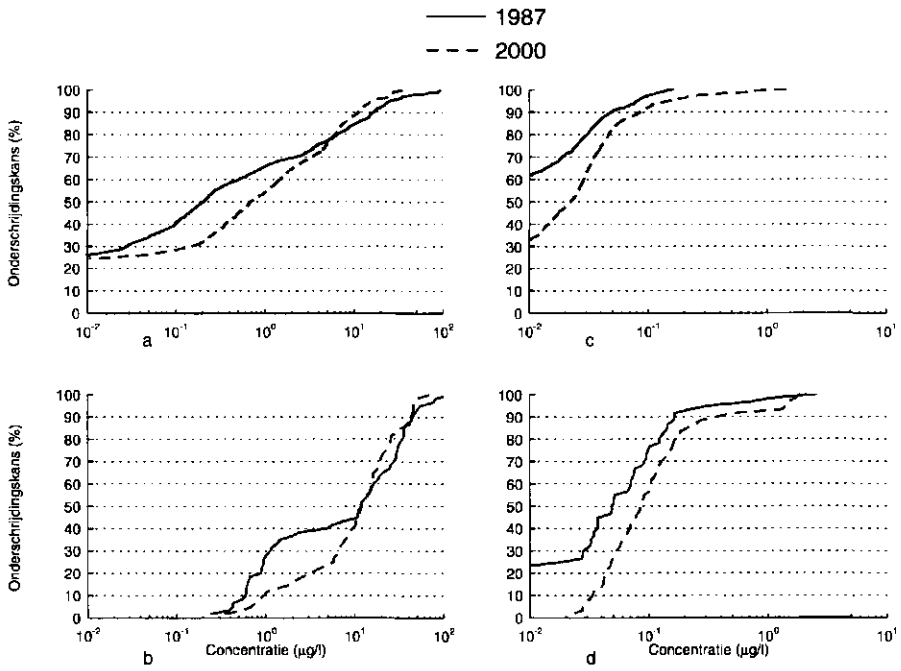

Fig. 21 Frequentiediagrammen voor concentraties van carbendazim (a en b) en chloridazon (c en d) in drainwater in Noord-Holland op dagbasis (a en c) en op jaarbasis (b en d) berekend voor scenario 1987 en scenario 2000. Aanname: 1% organische stof in de bouwvoor zonder inundatie.

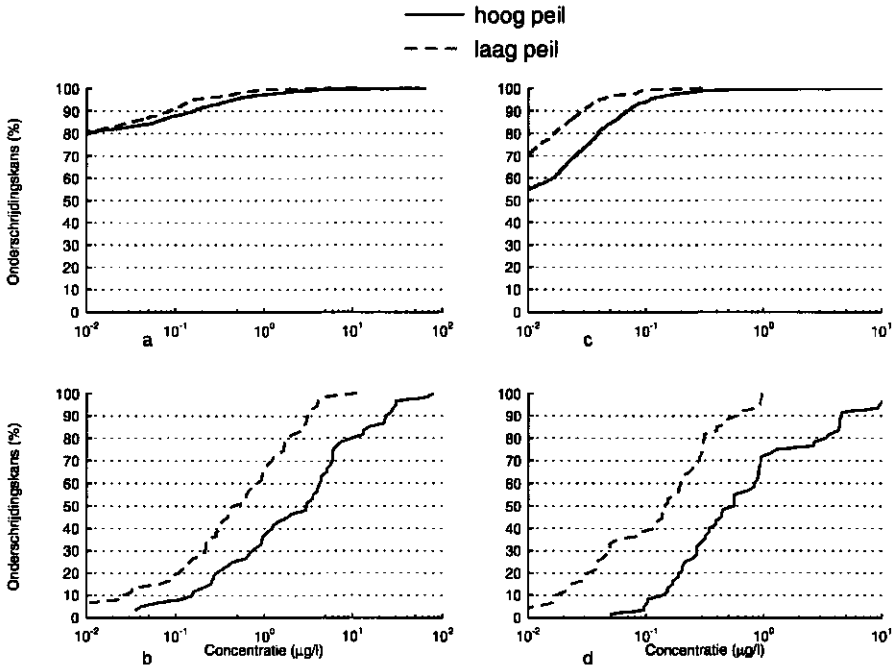

Fig. 22 Frequentiediagrammen voor concentraties van carbendazim (a en b) en chloridazon (c en d) in drainwater in Zuid-Holland op dagbasis (a en c) en op jaarbasis (b en d) in het scenario 2000 bij een hoge drainafvoer en een lage drainafvoer

6 Effecten van hydrologische en teeltkundige maatregelen op de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen

6.1 Invoer

Voor het bepalen van het effect van enkele hydrologische en teeltkundige maatregelen op de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen zijn voor 1 bestrijdingsmiddel de volgende maatregelen doorgerekend:

— hydrologie
  1 *invloed van kwel (hoog en laag peil Zuid-Holland)*
    Hierbij is een kwel opgegeven van ongeveer 0,25 mm per dag, zowel bij het hoge slootpeil als bij het lage peil.
  2 *slootpeil opzetten (Noord-Holland)*
    Het slootpeil is met 10 cm verhoogd t.o.v. het huidige peil

— bestrijdingsmiddelen
  3 *diepploegen in plaats van grondontsmetting*
    Op het tijdstip van grondontsmetting is in plaats daarvan geploegd tot 60 cm diepte. Dit is dus direct na de oogst van narcis.
  4 *toepassingstijdstip grondontsmetting*
    De grondontsmetting is 2 maanden later toegepast, dus verschoven van 15 augustus naar 15 oktober.

De varianten 1 tot en met 3 zijn doorgerekend met de stof chloridazon en voor *scenario 2000*, omdat deze stof ook in 2000 veel gebruikt wordt en duidelijk uitspoelt. Het organischestofgehalte is steeds 1%. Variant 4 is doorgerekend met dichloorpropeen in De Noord (zonder inundatie) en De Zuid (relatief lage wegzijging). De berekeningen zijn uitgevoerd met 1% organische stof in de bouwvoor.

6.2 Resultaten

De resultaten van de effecten van de maatregelen staan vermeld in tabel 20 t/m 23.

Kwel
Kwel in plaats van wegzijging geeft en verhoging van de uitspoelfracties via de drains (tabel 20). De stroombanen naar de drainbuizen zijn in het kwelprofiel ondieper en daardoor is de verblijftijd in het bovenste grondwater korter. Ook is het verlies naar het grondwater kleiner. De 'kwel-aanname' resulteert in lagere piekconcentraties in het grondwater tussen 1 en 2 m diepte (zie tabel 21). Dit komt door het verdunningseffect van kwelwater, want kwelwater bevat geen bestrijdingsmiddelen.

Tabel 20 Uitspoelfracties van chloridazon naar grondwater en oppervlaktewater (%) vanuit bodemprofielen De Noord-zonder inundatie (Noord-I), De Zuid-hoog slootpeil (Zuid-I) en De Zuid-laag slootpeil (Zuid-II) als functie van hydrologische en teeltkundige maatregelen. 'Standaard' is het resultaat zonder maatregel

Maatregel	Grondwater			Drainwater		
	Noord-I	Zuid-I	Zuid-II	Noord-I	Zuid-I	Zuid-II
Standaard	<0,001	<0,001	<0,001	0,050	0,061	0,009
Kwel i.p.v. wegzijging		<0,001	<0,001		0,070	0,012
Slootpeil opzetten	<0,001			0,049		
Diepploegen toegev.	<0,001	0,002	0,003	0,062	0,102	0,049

Tabel 21 Piekconcentraties van chloridazon in grondwater en drainwater ($\mu g.l^{-1}$) van bodemprofielen De Noord-zonder inundatie (Noord-I), De Zuid-hoog slootpeil (Zuid-I) en De Zuid-laag slootpeil (Zuid-II) als functie van hydrologische en teeltkundige maatregelen. 'Standaard' is het resultaat zonder maatregel

Maatregel	Grondwater			Drainwater		
	Noord-I	Zuid-I	Zuid-II	Noord-I	Zuid-I	Zuid-II
Standaard	0,201	0,002	0,007	1,47	11,0	0,297
Kwel i.p.v. wegzijging		0,0004	0,002		9,65	0,335
Slootpeil opzetten	0,170			3,50		
Diepploegen toegev.	0,207	0,048	0,078	1,47	11,0	1,19

Bij de 'kwel-aanname' wordt in het profiel met het hoge slootpeil in het drainwater een beduidend hogere piekconcentratie berekend dan in de standaardsituatie. In het kwel-profiel met het lage slootpeil is de piekconcentratie nauwelijks hoger dan in de standaardsituatie.

Slootpeil opzetten

Bij het opzetten van het slootpeil is de fractie van de dosering die uitspoelt via het drainwater nagenoeg gelijk aan de standaardsituatie (tabel 20). Het opzetten van het slootpeil heeft als gevolg dat de waterafvoer via de drains in geringe mate afneemt. De fractie van de stof die uitspoelt naar het grondwater blijft kleiner dan 0,001%. De piekconcentratie in het grondwater wordt lager wanneer het slootpeil wordt opgezet (tabel 21). Dit is het gevolg van een snellere afvoer via de drains, waardoor het langer duurt voordat de stof een diepte van 1-2 m diepte bereikt. Het opzetten van het slootpeil resulteert in een hogere piekconcentratie in het drainwater (3,5 $\mu g.l^{-1}$ t.o.v. 1,47 $\mu g.l^{-1}$ bij het normale slootpeil). Door het opzetten van het slootpeil wordt de grondwaterstand verhoogd, waardoor de stof eerder in het grondwater terechtkomt. Afvoer via de drains vindt eerder plaats, waardoor vanwege een kortere verblijftijd de piekconcentratie in het drainwater toeneemt.

Diepploegen

De uitspoelfracties nemen voor zowel het grondwater als het drainwater door diepploegen fors toe (tabel 20). Diepploegen resulteert in hogere piekconcentraties in het grondwater. In het drainwater is het effect minder uitgesproken (tabel 21). Door het diepploegen komt de stof op grotere diepte, waar het langzamer afbreekt en eerder bij de drains en het grondwater is. Voor immobiele stoffen is het effect waarschijnlijk nog groter, omdat de invloed op de neerwaartse verplaatsing dan relatief groot is.

Tijdstip grondontsmetting

Resultaten van de berekeningen t.a.v. het tijdstip van grondontsmetting zijn weergegeven in tabel 22 en tabel 23 en in fig. 22 en fig. 23.

Tabel 22 Uitspoelfracties van dichloorpropeen naar grondwater en oppervlaktewater (%) van bodemprofielen De Noord-zonder inundatie (Noord-I) en De Zuid-hoog slootpeil (Zuid-I) bij grondontsmetting op 15 oktober i.p.v. 15 augustus

Toepassingstijdstip	Grondwater		Drainwater	
	Noord-I	Zuid-I	Noord-I	Zuid-I
15 augustus	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
15 oktober	<0,001	<0,001	0,292	0,001

Tabel 23 Piekconcentraties van dichloorpropeen in grondwater en drainwater ($\mu g.l^{-1}$) van bodemprofielen De Noord-zonder inundatie (Noord-I) en De Zuid-hoog slootpeil (Zuid-I) bij grondontsmetting op 15 oktober i.p.v. 15 augustus

Toepassingstijdstip	Grondwater		Drainwater	
	Noord-I	Zuid-I	Noord-I	Zuid-I
15 augustus	$2,88 \cdot 10^{-3}$	$1,76 \cdot 10^{-6}$	0,023	2,67
15 oktober	19,4	$1,91 \cdot 10^{-4}$	170	2,85

Het tijdstip van grondontsmetting heeft zeer grote invloed op de uitspoeling van dichloorpropeen in drainwater in Noord-Holland (tabel 22). In deze berekeningen is het effect in Zuid-Holland kleiner. Een verklaring voor het verschil tussen de profielen moet worden gezocht in de verschillende hydrologische condities van de geschematiseerde bodemprofielen. In de praktijk is het geconstateerde verschijnsel van de grote afhankelijkheid van het weer ook van toepassing voor de bloembollenteelt in Zuid-Holland. Wanneer laat in het jaar grondontsmetting plaatsvindt wordt berekend dat de piekconcentratie in Noord-Holland meer dan 1000 maal zo groot wordt. Groen (1991) berekende dat de drainconcentratie van dichloorpropeen gemiddeld negenmaal zo hoog is bij toepassing op 15 oktober i.p.v. 15 september. Van Bakel et al. (1992) berekenen 20 maal zo hoge concentraties van een grondontsmettingsmiddel, wanneer de grondontsmetting op 15 oktober plaatsvindt in plaats van op 15 september. De maximale concentratie is sterk afhankelijk van het weer vlak na de grondontsmetting.

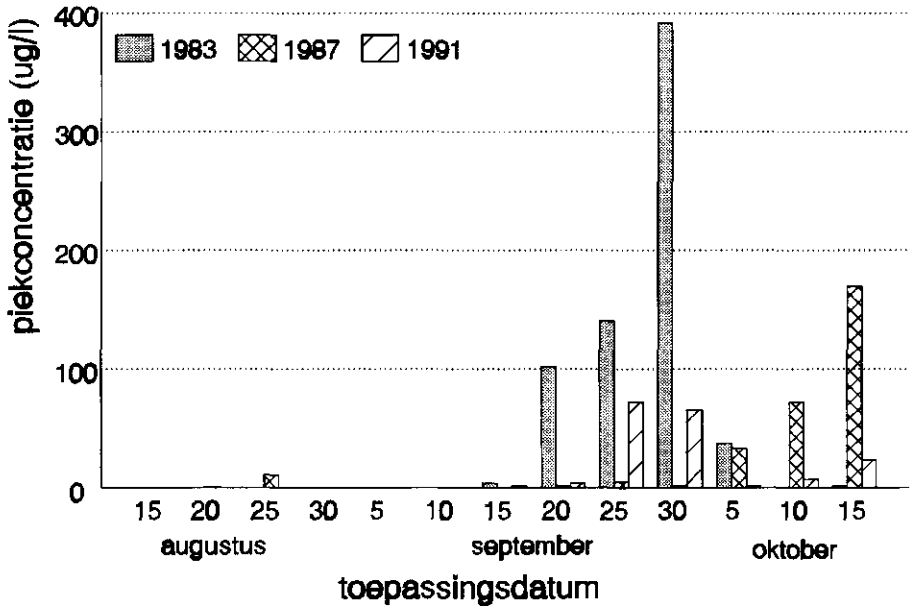

Fig. 23 Maximale concentratie (µg.l⁻¹) van dichloorpropeen (lineaire as) uitgezet tegen de toepassingsdatum, optredend nadat de stof werd toegediend op de 5de, de 10de, de 15de, de 20ste, de 25ste of de 30ste van de maanden augustus, september of oktober in 1983, 1987 en 1991 (bepaald over 12 simulatiejaren)

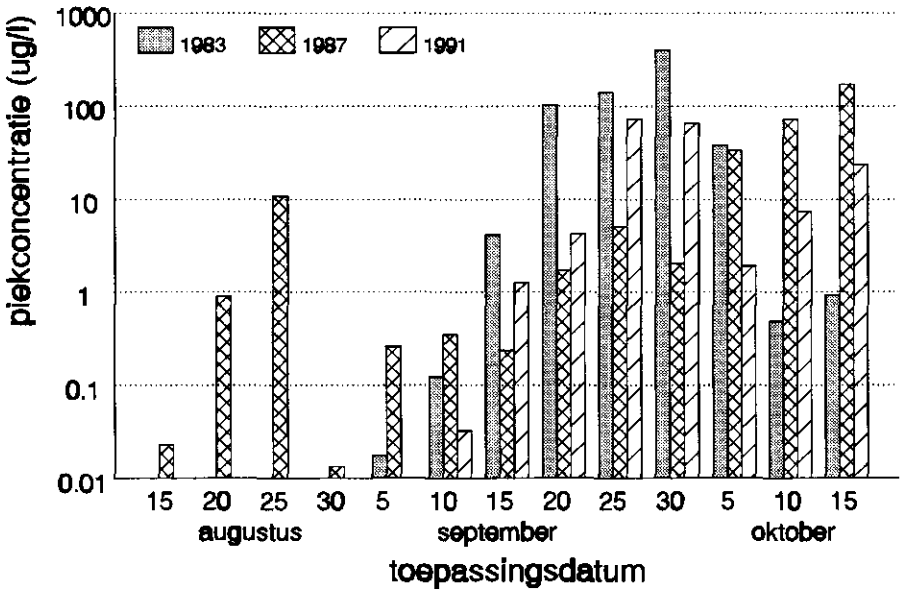

Fig. 24 Maximale concentratie (µg.l⁻¹) van dichloorpropeen (logaritmische as) uitgezet tegen de toepassingsdatum, optredend nadat de stof werd toegediend op de 5de, de 10de, de 15de, de 20ste, de 25ste of de 30ste van de maanden augustus, september of oktober in 1983, 1987 en 1991 (bepaald over 12 simulatiejaren)

Is er veel neerslag in de periode vlak na de grondontsmetting, dan is de kans groot dat hoge concentraties voorkomen in grond- en drainwater. Om de invloed van het weer op de uitspoeling duidelijk te maken zijn aanvullende berekeningen uitgevoerd, waarbij werd ingevoerd dat de stof op een ander tijdstip werd toegediend.

In 1983 komt de hoogste piekconcentratie voor wanneer de grondontsmetting plaatsvindt op 30 september. In 1987 komt de hoogste piekconcentratie voor wanneer op 15 oktober de grondontsmetting plaatsvindt, en in 1991 als de grondontsmetting op 25 september. Dit wijst op de invloed van het weer op de uitspoeling van dichloorpropeen.

De resultaten van fig. 23 en fig. 24 geven aan dat de concentratie van dichloorpropeen meestal fors hoger ligt bij toepassing na 15 september dan bij toepassing in augustus. De resultaten in fig. 23 en 24 komen globaal overeen met de resultaten van Groen (1991). Deze berekende de invloed van het toepassingstijdstip van dichloorpropeen uitgaande van een weerreeks van 30 jaar. Bij toepassing op 1 september vond hij een mediane concentratie van 1 $\mu g.l^{-1}$ en een traject van 0 tot 110 $\mu g.l^{-1}$. Bij toepassing op 15 oktober vond hij resp. 200 $\mu g.l^{-1}$ en een traject van 0 tot 2300 $\mu g.l^{-1}$. Dit duidt op een zelfde trend als in deze studie. De resultaten van Groen (1991) duiden ook op dezelfde grillige invloed van het weer als aangetoond in fig. 23.

Van der Pas en Leistra (1987) voerden veldstudies uit naar de uitspoeling van dichloorpropeen na grondontsmetting op drie bloembollenpercelen in Wassenaar. Eén van de drie percelen lag op het bedrijf waarop ook het huidige onderzoek is uitgevoerd. De ontsmetting vond plaats op 27 augustus en de regenval op vliegveld Valkenburg bedroeg 45 mm in zowel de eerste als tweede maand na ontsmetting: dit is ongeveer 50% van de gemiddelde neerslag (80 mm per maand). Uit concentratieprofielen gemeten 2 maanden na de ontsmetting bleek dat de gehaltes in de bodem beneden 1 m diepte meestal beneden de detectiegrens van 0,1 $\mu g.kg^{-1}$ lagen en dat het hoogste gehalte beneden 1 m diepte 0,4 $\mu g.kg^{-1}$ bedroeg. Deze veldstudie bevestigd globaal de berekende resultaten in fig. 24: bij toepassing op 27 augustus wordt verwacht dat de uitspoeling gering is.

7 Toetsing van het model voor de uitspoeling van meststoffen

7.1 Beschrijving van het model ANIMO

7.1.1 Modelconcept

De uit- en afspoeling van N en P naar grondwater en oppervlaktewater wordt berekend met het model ANIMO (Rijtema et al., 1996). Voor de toepassing van ANIMO zijn hydrologische gegevens nodig die door een waterkwantiteitsmodel worden berekend. Deze waterbalansgegevens worden per tijdstap per subgebied en per grondgebruiksvorm ingelezen. In het model ANIMO worden de belangrijkste processen die een rol spelen in de stikstof-, de fosfor- en de koolstofkringloop kwantitatief beschreven. Dit zijn:

— mineralisatie en immobilisatie van stikstof en fosfor als gevolg van processen in de koolstofcyclus;
— denitrificatie als gevolg van (partiële) anaërobie in aanwezigheid van biologisch afbreekbare organische stof;
— opname van stikstof en fosfor door het gewas;
— adsorptie van fosfor aan het bodemcomplex (Al- en Fe-oxiden en kalkdeeltjes);
— neerslag van fosforzouten in de bodem;
— transport van stikstof- en fosforverbindingen in en over het bodem-systeem onder invloed van neerslag, verdamping, afvoer naar en infiltratie vanuit verschillende open-water-systemen, oppervlakkige afvoer, kwel en wegzijging.

Stikstof en fosforbalans

Voor de wortelzone, de bovenste laag van het bodemsysteem waarin effecten van landbouwkundige activiteiten zich concentreren, kan een stikstof- en fosforbalans worden opgesteld zoals schematisch weergegeven in fig. 25.

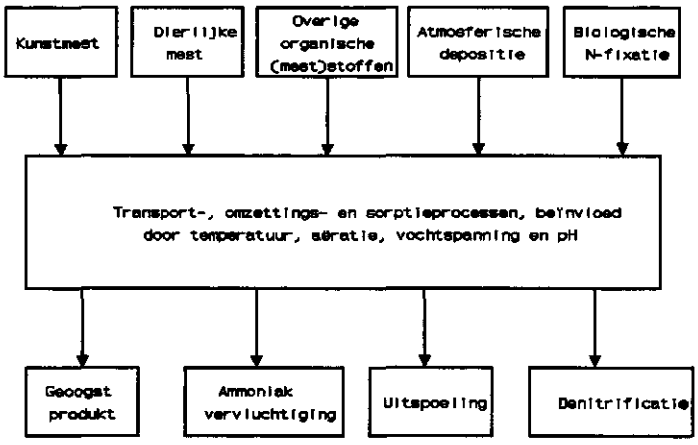

Fig. 25 Schematische weergave van de stikstof- en fosforbalans van het bodem-plant-water-systeem in de bouwvoor

Stikstofverbindingen worden aangevoerd in de vorm van kunstmest, dierlijke mest, atmosferische depositie en biologische N-fixatie. In het bodem-water-plant-systeem kunnen de verschillende stikstofvormen in elkaar worden omgezet en kan transport naar diepere lagen plaatsvinden. De omzettingsprocessen in de bodem worden beïnvloed door de milieufactoren temperatuur, aëratie, vochtspanning en pH. De eerste drie factoren worden dominant bepaald door de fysische eigenschappen van de grond en de hydrologische situatie. Stikstof kan de wortelzone verlaten door afvoer via het geoogst product, vervluchtiging van ammoniak, oppervlakkige afvoer, uitspoeling naar diepere lagen (NO_3, NH_4 en opgelost organische stikstof) en denitrificatie (N_2 en N_2O).

Fosforverbindingen worden voornamelijk aangevoerd in de vorm van kunstmest en dierlijke mest. Atmosferische depositie van fosfor vindt alleen plaats via neerslag. Het belangrijkste proces in de bodem is de vastlegging van fosfor aan Al- en Fe-oxiden (adsorptie). Voor de berekening van de fosfaatbinding aan de bodem wordt gebruik gemaakt van modelformuleringen zoals beschreven in Groenendijk (1996, in voorb.). Parameters voor dit model zijn voor de kalkhoudende zandgronden met bloembollenteelt afgeleid door Schoumans en Lepelaar (1995). Uit zijn onderzoek bleek dat de sorptieprocessen zijn te beschrijven met een Langmuir-curve voor het gedeelte van de fosfaat dat reversibel aan de bodem is gebonden. Dit gedeelte kan snel en gemakkelijk aan de bodem worden onttrokken door gewasopname of uitspoeling. Een ander gedeelte van het fosfaat bindt zich zodanig aan de bodem dat het moeilijk weer vrijkomt. Deze vorm van sorptie wordt beschreven met een tijdsafhankelijke Freundlich-vergelijking. De formules voor de 'snelle' en de 'langzame' sorptiefracties:

$$Q_f = Q_{f,\max} \frac{K_L c}{1 + K_L c} \tag{13}$$

$$\frac{\partial Q_s}{\partial t} = \alpha (K_F c^N - Q_s) \tag{14}$$

Hierin is:

c	fosfaatconcentratie	($kg.m^{-3}$)
Q_f	gehalte fosfaat gesorbeerd aan het 'snelle' gedeelte van het adsorptiecomplex	($kg.m^{-3}$)
Q_s	gehalte fosfaat gesorbeerd aan de 'langzame' fractie van het adsorptiecomplex	($kg.m^{-3}$)
$Q_{f,max}$	maximum gehalte fosfaat geadsorbeerd aan het 'snelle' gedeelte van het adsorptiecomplex	($kg.m^{-3}$)
K_L	Langmuir-selectiviteitsfactor voor de 'snelle' fractie	($m^3.kg^{-1}$)
K_F	Freundlich-selectiviteitsfactor voor de 'langzame' fractie	($kg^{1-N}.m^{-3(1-N)}$)
N	Freundlich-exponent	(-)
α	eerste orde snelheidsconstante	(d^{-1})

Volgens Schoumans en Lepelaar (1995) vindt nagenoeg geen desorptie plaats van de fosfaat die aan de 'langzame' fractie van de bodem is gebonden. In het model is dit tot uitdrukking gebracht door verschillende waarden van α te onderscheiden: een reële waarde wanneer Q_s kleiner is dan $K_F\, c^N$ (adsorptie) en de waarde 0 wanneer Q_s groter is dan $K_F\, c^N$ (desorptie).

Afhankelijk van de pH en de concentraties aan vrije kationen kan neerslag van fosforzouten optreden wanneer een bepaalde bufferconcentratie dreigt te worden overschreden. De vastlegging van fosfor in de organische stof (immobilisatie) en het vrijkomen door afbraak van organische stof (mineralisatie) hangen sterk af van de temperatuur, aëratie, vochtspanning en pH. Fosfor kan de wortelzone verlaten door afvoer via het geoogst product, oppervlakkige afvoer en uitspoeling naar diepere lagen.

Bovenbeschreven processen zijn in ANIMO kwantitatief geformuleerd in een stelsel van wiskundige vergelijkingen.

Stikstof-, fosfor- en koolstofcyclus
Stikstof en fosfor kunnen in verschillende verschijningsvormen in de bodem voorkomen, waarbij de ene vorm in de andere kan worden omgezet als gevolg van fysische en/of microbiologische processen. De stikstofcyclus is schematisch weergegeven in fig. 26, de fosforcyclus in fig. 27 en de koolstofcyclus in fig. 28.

Het model onderscheidt vier soorten organische stof, waarvan er drie met hun mogelijke omzettingen in fig. 27 zijn weergegeven. De vierde soort is apart gemodelleerd, dit zijn wortelexudaten (dode wortelcellen en organische producten die door de levende wortels worden afgescheiden).

De verschillende organische materialen in de bodem bevatten zowel stikstof als fosfor en koolstof, zodat omzettingsprocessen in de koolstofcyclus corresponderen met omzettingen in de stikstof- en fosforcyclus.

Oogstresten, afgestorven wortelmassa en dierlijke mest worden aan de toplaag van de bodem toegevoegd en door de biomassa in de bodem afgebroken en gedeeltelijk omgezet in humeus bodemmateriaal (fig. 28). Het humeuze materiaal heeft doorgaans een belangrijk hoger N- en P-gehalte dan het verse materiaal waaruit het is gevormd. Immobilisatie van anorganische stikstof en fosfor treedt op, indien meer stikstof en fosfor bij de humusvorming wordt vastgelegd dan er uit het afgebroken verse materiaal vrijkomt. Stikstof- en fosformineralisatie treedt op als het omgekeerde het geval is.

Het nitrificatie-proces verloopt onder aërobe omstandigheden doorgaans veel sneller dan het vrijkomen van ammonium door afbraak van organisch materiaal, zodat onder aërobe omstandigheden de ammoniumconcentratie in de bodem doorgaans laag is. Onder anaërobe omstandigheden kan bij aanwezigheid van biologisch afbreekbaar organisch materiaal het nitraat-ion fungeren als zuurstofdonor, waarbij nitraat wordt gereduceerd tot N_2 en N_2O. Hierbij komt zowel ammonium als fosfor vrij door de afbraak van organisch materiaal. Het al dan niet optreden van denitrificatie in de

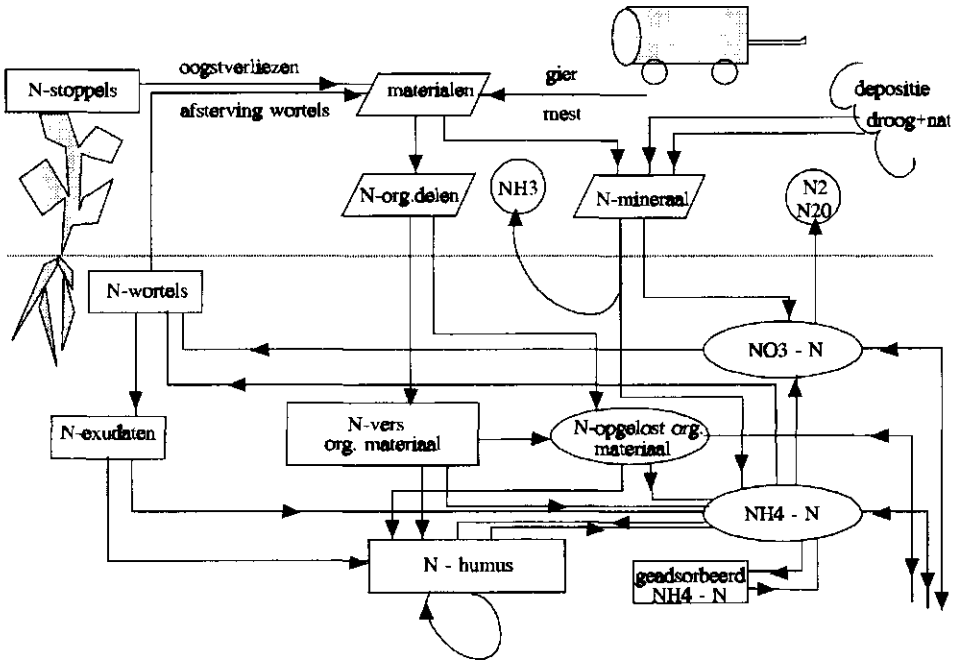

Fig. 26 Schema van de stikstofkringloop in de bodem, gemodelleerd in ANIMO

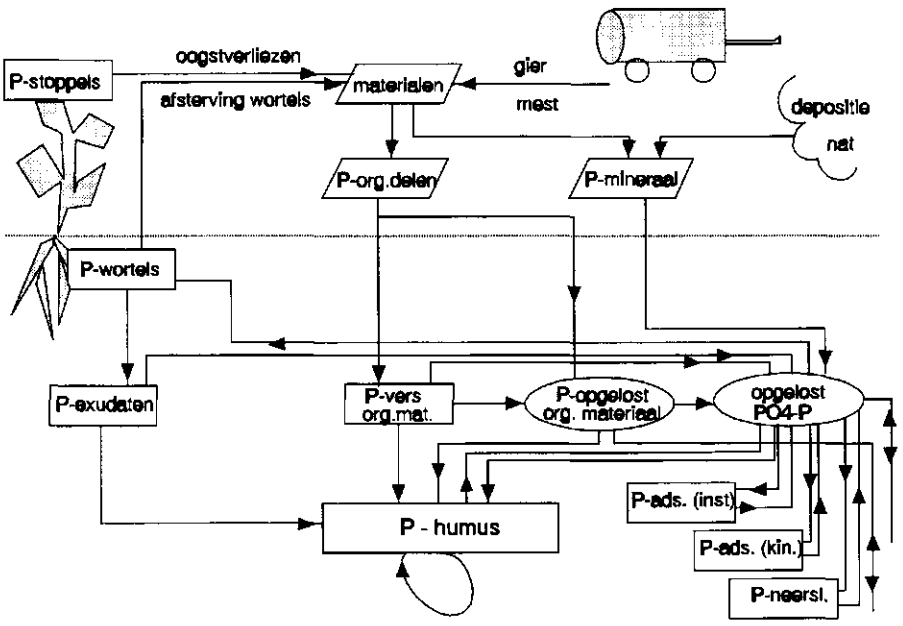

Fig. 27 Schema van de fosforkringloop in de bodem, gemodelleerd in ANIMO

bodem wordt bepaald door de processnelheden en de waterhuishoudkundige omstandigheden in het bodemsysteem. Opname van stikstof en fosfor door de plantenwortels geschiedt door convectief transport en door diffusie. Hoewel de plant een voorkeur heeft om stikstof op te nemen in de vorm van NH_4 heeft de lage ammoniumconcentratie in het bodemvocht tot gevolg dat de opname grotendeels plaatsvindt in de vorm van NO_3.

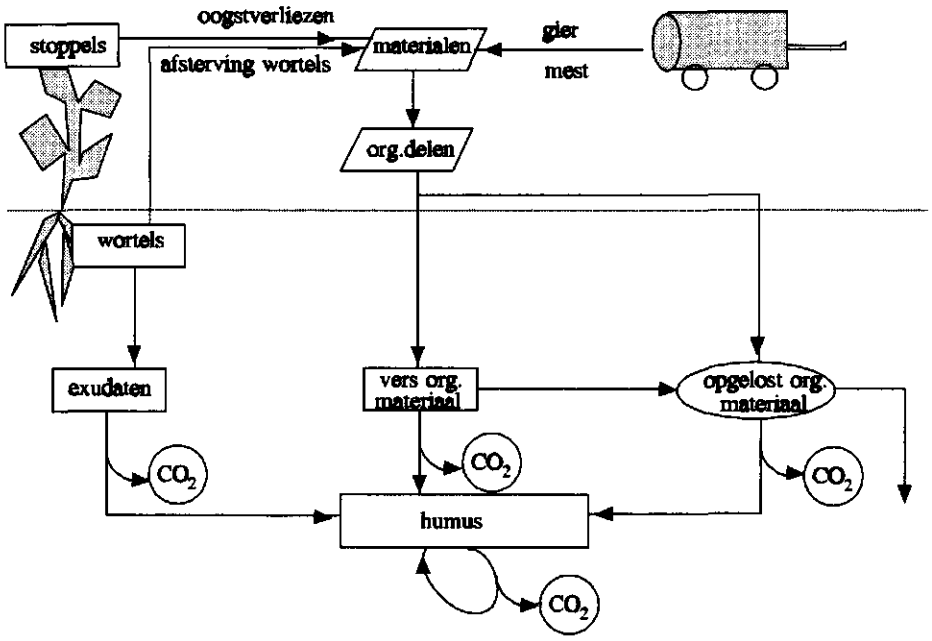

Fig. 28 Schema van de koolstofkringloop in de bodem, gemodelleerd in ANIMO

In het model ANIMO is aangenomen dat de stikstofopname door het gewas evenredig is met de verdampingssnelheid en de concentratie in de wortelzone van het gewas, vermenigvuldigd met een opnamefactor. De opnamefactor wordt per tijdstap bepaald aan de hand van ingevoerde optimale gewasopname en verdampingsgegevens.

De biologische omzettingsprocessen worden beïnvloed door de milieufactoren temperatuur, vochtspanning, bodemaëratie en pH. De belangrijkste temperatuur-effecten komen tot uiting in de afbraaksnelheid van de organische stof. De andere processen zijn hieraan gekoppeld, waarbij de mineralisatie van organische stof de sturende component is. Vochtspanning en bodemaëratie zijn in het bodemsysteem onderling gekoppeld. Over het algemeen zal bij een lage vochtspanning (hoge zuigspanning) de bodemaëratie niet beperkend zijn, maar wordt de biologische activiteit mogelijk geremd door een vochttekort. Bij een hoge vochtspanning (lage zuigspanning) is de bodemaëratie onvoldoende en wordt de biologische activiteit gestuurd door het zuurstofaanbod en de aanwezigheid van nitraat. Wijzigingen in de waterhuishouding als gevolg van grondwateronttrekking en/of veranderde ontwatering hebben via de grondwaterstandsverlaging een direct effect op vochtspanning en bodemaëratie, en daardoor op de omzettingssnelheden bij de verschillende processen.

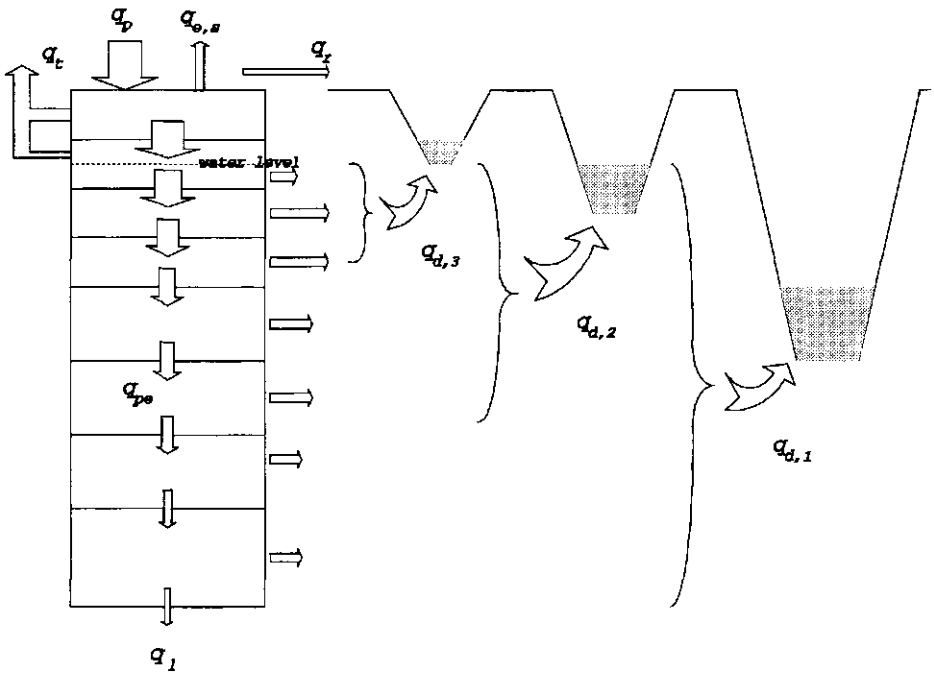

Fig. 29 Waterstromen en stoftransport in een één-dimensionale bodemkolom. Waterfluxen aangegeven met pijlen: neerslag (q_p), transpiratie (q_t), bodemverdamping ($q_{e,s}$), oppervlakte afvoer (q_r), percolatie naar diepere lagen (q_{pc}), uitspoeling naar grondwater (q_l) en afvoer naar eerste, tweede en derde orde drainage systemen ($q_{d,1}$, $q_{d,2}$, $q_{d,3}$)

De meeste ervaring met het model is opgedaan bij grasland en maïsland op zandgrond. Uit een analyse van de veldgegevens is gebleken dat de uitspoeling van organisch N en organisch P niet voldoende is te verklaren met de gangbare modelconcept voor de zandgronden. In de bovenste laag van de verzadigde zone vindt omzetting van organische stof plaats onder anoxische omstandigheden. Omdat het model hier tot nu toe geen rekening mee hield is ten behoeve van deze studie anaëroob omzettingsproces in het model opgenomen. Aangenomen wordt de organische stof die van nature in de ondergrond aanwezig is kan afbreken. De afbraaksnelheid wordt op de helft geschat van de snelheid die zou optreden onder geaëreerde omstandigheden. Hoewel de relatie tussen processnelheid en pH een breed optimum heeft, wordt vooral bij een lage pH (zure gronden) de processnelheid gereduceerd. In het model ANIMO zijn de invloed van deze verschillende milieufactoren op de omzettingsprocessen gekwantificeerd.

Transportprocessen

In het model ANIMO wordt het transport van de verschillende opgeloste stoffen in de vorm van een één-dimensionaal systeem in beschouwing genomen. Hierbij is het bodemprofiel in horizontale lagen opgedeeld, waaruit via horizontale uitstroming de verdamping en de afvoer naar de drainagemiddelen wordt gesimuleerd (fig. 29). De bovenste lagen voeren overtollig water naar de greppels (vierde orde) en perceelssloten (derde orde) af en lager gelegen lagen naar de tweede orde afvoerkanalen. Uit de onderste laag treedt een verticale kwel of wegzijging naar de aquifer op (eerste orde). Tevens vindt verticaal transport plaats van laag naar laag.

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

Per laag wordt per tijdstap een volledige water- en stoffenbalans en de daarbij optredende omzettingsprocessen berekend. Organische stof in oplossing, minerale stikstof (in de vorm van ammonium en nitraat) en minerale fosfor (in de vorm van fosfaat) worden in de waterfluxen van en naar de verschillende lagen en drainagemiddelen getransporteerd. Bij de berekeningen is aangenomen dat in elke laag volledige menging optreedt.

7.1.2 Invoergegevens

Bodemkundige gegevens

In het kader van deze studie zijn een aantal grootheden van de bodem bepaald van de 4 bodemprofielen. In de tabellen 24 en 25 zijn de meest relevante grootheden samengevat:

Tabel 24 Verloop van organische stof, totaal-stikstof, mineraal fosfaat en organische fosfor met de diepte in de bodemprofielen van De Noord

Diepte	Profiel 1				Profiel 2			
	org.stof (%)	N-tot ($g.kg^{-1}$)	P-min ($g.kg^{-1}$)	P-org ($g.kg^{-1}$)	org. stof (%)	N-tot ($g.kg^{-1}$)	P-min ($g.kg^{-1}$)	P-org ($g.kg^{-1}$)
0 - 15	1,3	0,71	0,271	0,026	1,8	0,97	0,354	0,087
15 - 30	1,5	0,72	0,266	0,031	2,7	1,15	0,345	0,096
30 - 50	1,3	0,67	0,293	0,035	1,9	1,05	0,354	0,039
50 - 70	1,5	0,76	0,218	0,017	1,3	0,65	0,197	0,057
70 - 90	0,8	0,25	0,096	0,009	0,8	0,22	0,100	0,017
90 - 110	1,4	0,30	0,057	0,009	0,8	0,18	0,083	0,013
110 - 130	1,3	0,35	0,070	0,017	0,7	0,20	0,066	0,009

Tabel 25 Verloop van organische stof, totaal-stikstof, mineraal fosfaat en organische fosfor met de diepte in de bodemprofielen van het bloembollenbedrijf te Wassenaar

Diepte	Profiel A				Profiel B			
	org.stof (%)	N-tot (g/kg)	P-min (g/kg)	P-org (g/kg)	org. stof (%)	N-tot (g/kg)	P-min (g/kg)	P-org g/kg)
0 - 20	1,4	0,61	0,253	0,031	1,4	0,60	0,306	0,022
20 - 40	1,5	0,64	0,266	0,044	1,5	0,62	0,319	0,052
40 - 60	0,9	0,57	0,236	0,035	1,5	0,63	0,306	0,026
60 - 70	0,8	0,08	0,109	-	1,1	0,46	0,258	0,022
70 - 90	0,3	0,07	0,122	0,004	0,6	0,13	0,144	-
90 - 110	0,5	0,06	0,131	0,004				
110 - 130	0,3	0,06	0,127	0,004				
90 - 140					0,9	0,20	0,061	0,017
115 - 145					2,7	1,25	0,415	0,074

Op basis van deze tabellen is de stikstof- en fosforvoorraad in de bouwvoor (bovenste 50 cm) van het bodemprofiel berekend (tabel 26).

Tabel 26 Hoeveelheid totaal-N, P-mineraal en P-organisch in de bovenste 50 cm van de bodem ($kg.ha^{-1}$)

Profiel	Totaal-N	P-mineraal	P-organisch
De Noord; profiel 1	5266	2103	235
De Noord; profiel 2	8796	2926	587
Wassenaar; profiel A	4820	2000	290
Wassenaar; profiel B	4820	2443	273

Schoumans en Lepelaar (1995) schatten dat 5 à 20% van het minerale fosfaat reversibel gebonden is en op termijn weer gemakkelijk beschikbaar komt. De snelheid waarmee het organische fosfor mineraliseert is afhankelijk van de leeftijd. Indien de organische stof geheel uit stabiel materiaal zou bestaan kan jaarlijks ca. 5 kg P mineraliseren. Waarschijnlijk is nog een gedeelte afkomstig van stalmest, toegediend in de afgelopen 20 jaar, dat een grotere omzetting kent dan de stabiele organische materialen.

Voor de profielen van De Noord zijn de volgende parameters voor het fosfaatmodel gehanteerd die voornamelijk zijn vastgesteld door modelcalibratie (tabel 27). Hierbij is in eerste instantie uitgegaan van door Schoumans en Lepelaar (1995) gerapporteerde gemiddelde waarden voor alle door hen onderzochte gronden. In de calibratie werd geconcludeerd dat de bovengrond in Wassenaar te sterk afwijkt van dit gemiddelde. Daarom is voor de bovenste horizonten van profiel A en B in Wassenaar de parameterset gekozen van de grondmonsters die op bodemkundige overweging het beste aansluiten bij de grond in Wassenaar.

Tabel 27 Parameters in het fosfaatmodel voor de bodemprofielen van De Noord en Wassenaar

De Noord (1 en 2)						Wassenaar (A en B)					
diepte	$Q_{f,max}$	K_L	K_F	N	α	diepte	$Q_{f,max}$	K_L	K_F	N	α
0-210	0,04	100	14	1,0	0,0253	0 - 60	0,08	254	14	1	0,0253
						60-210	0,04	100	14	1	0,0253

Bemestingsgegevens

De toediening van stikstof en fosfor aan de bodem via bemesting vormt verreweg de belangrijkste aanvoerpost van de balans. De aanvoerposten neerslag en toevoer via het stro dat wordt gebruikt als stuifbestrijding zijn relatief gering (tabel 28).

Tabel 28 Jaarlijkse N en P_2O_5-bemesting ($kg.ha^{-1}$) via kunstmest en dierlijke mest (inclusief spuitmest) in 1992 en 1993 gegeven op de onderzoekspercelen

Perceel	N		P_2O_5	
	1992	1993	1992	1993
De Noord; profiel 1	155	170	0	0
De Noord; profiel 2	95	170	0	0
Wassenaar; profiel A	206	200	296	0
Wassenaar; profiel B	165	144	164	195

Gewasgegevens
De gegevens voor potentiële nutriëntenopname door gewassen zijn ontleend aan onderzoeksdata van het Laboratorium voor Bloembollenonderzoek. De droge stofproductie en N- en P-opname van lelies in Wassenaar is geschat aan de hand van lelies in De Noord. Analoog aan de schatting van de bodembedekkingsgraad is aangenomen dat de N- en P-opname van lelies de helft bedraagt van de opnames in De Noord. In tab. 29 zijn de droge stofhoeveelheden en N- en P-voorraden in het gewas bij opkomst en bij de oogst vermeld. Verondersteld wordt dat de gewassen tussen het planten en de datum van opkomst nagenoeg geen nutriënten uit de bodem opnemen. Onderzoeksgegevens van het LBO wijzen uit dat in deze periode slechts enkele kilogrammen stikstof en geen fosfaat wordt opgenomen.

Tabel 29 Droge stofhoeveelheid en N- en P-voorraad (kg.ha^{-1}) van tulp, hyacint en lelie bij opkomst en bij het rooien

Gewas	Droge stofhoeveelheid		N-hoeveelheid		P-hoeveelheid	
	opkomst	oogst	opkomst	oogst	opkomst	oogst
tulp	3120	14250	41	173	6,7	22,2
lelie De Nrd	975	6300	18	102	2,5	18,5
lelie Wass	488	3150	9	51	1,3	9,3
hyacint	3630	12130	35	129	6,1	30,1

In het nutriëntenmodel dient de potentiële opname van gewassen te worden opgegeven.

De actuele opname wordt berekend aan de hand van deze potentiële opname en eventuele correcties voor reducerende omstandigheden zoals watertekort of stikstofgebrek.

Het model onderscheidt het groeiseizoen in 2 perioden, waarvoor een potentiele N- en P-opname en de transpiratiesom wordt ingevoerd. Bij de modelsimulaties is gebleken dat de opname een belangrijk sturende factor kan zijn voor de nitraatuitspoeling. De berekende opname wordt sterk gestuurd door de geschatte transpiratiesom. Voorjaarsgewassen groeien in een periode waarin de straling nog relatief laag is laag en de berekende transpiratie gering is. Een geringe afwijking van de geschatte transpiratie van enkele millimeters waterschijf van de transpiratie waar het model vanuit gaat kan behoorlijke gevolgen hebben voor de berekende N- en P-opname. Daarom is in alle simulaties de met SWAP93 berekende transpiratiesom ingevoerd voor zowel de eerste periode als de tweede periode van het groeiseizoen. Er wordt dus vanuit gegaan dat de gewassen optimaal in hun nutriëntenbehoefte kunnen voorzien.

7.2 Resultaten van de modeltoetsing

De berekeningen met ANIMO zijn uitgevoerd voor de periode januari 1992 t/m april 1994. De toetsing is uitgevoerd aan de hand van een kwalitatieve vergelijking van gemeten en berekende concentraties in bodemvocht, grondwater en drainwater.

Aangezien er enige onzekerheid bestaat of zowel de berekende als de gemeten drainafvoeren helemaal correct zijn is een toetsing op totaal afgevoerde hoeveelheden achterwege gelaten. De gegevens van de periode voor 1992, voor zover beschikbaar, zijn gebruikt de inschatting van de bodemvochtconcentraties op 1 januari 1992. De gegevens voor organische stof en fosforvoorraad zijn afgeleid uit de bodemanalyses die aan het begin van het onderzoek zijn uitgevoerd.

Bij de ijking is het model op enkele punten gevoelig gebleken. De nauwkeurigheid waarmee de plantopname kan worden ingeschat is belangrijk voor de bodemvocht-concentraties van nitraat op 50 en 70 cm - mv. De omzettingssnelheid van het organische stof onder de bouwvoor heeft eveneens een grote invloed op het nitraatgehalte. In de ondergrond speelt de verzadigde doorlatendheid een belangrijke rol bij het berekenen van de concentraties op 1 en 1,4 m - mv. Deze parameters bepaalt in het model de verhouding van de bijdragen van de verschillende bodemlagen aan de drainafvoer. De ammonium en opgelost organisch N-concentraties blijken gevoelig te zijn voor het gehalte aan organisch materiaal en de snelheid waarmee het wordt omgezet. De parameters hiervoor zijn ingeschat op basis van ervaringen uit andere studies. Het proces van omzetting onder anoxische omstandigheden is ten behoeve van deze studie in het model ingebracht. Aanwijzingen hiervoor zijn ontleend aan de veldmetingen onder het inundatieveld in 1993.

7.2.1 De Noord

Bodemvocht en grondwater profiel 1
In fig. 30 zijn de berekende en gemeten nitraatconcentraties weergegeven in het bodemvocht en het grondwater.

Het bodemvocht en het grondwater is in profiel 1 in 1992 door de droge omstandigheden slechts éénmaal bemonsterd. In 1993 is het profiel 6 maal bemonsterd. In 1992 ligt de berekende waarde op 40 cm diepte lager dan de meting. De berekende waarden op 60 cm diepte voldoen goed. In 1993 worden de hoogte van de pieken op 40 en 60 cm diepte goed berekend. De concentratiegolf wordt echter 2,5 tot 3 maanden te laat gesimuleerd. Dit kan een gevolg zijn van een foutieve inschatting van het effectieve poriënvolume dat aan transport deelneemt. In het model wordt uitgegaan van de pF-curve zoals deze in het laboratorium is bepaald. Het is bekend dat onder veldomstandigheden de pF-curve (uitdrogingscurve) geen goede maat behoeft te zijn voor de berekening van het effectieve vochtgehalte. Een gedeelte van het bodemvocht is immobiel en neemt niet deel aan het transport door de bodem. De modellen bevatten nog geen adequate beschrijving van dit verschijnsel. De hoogte en de breedte van de piek is wel goed berekend. Opgemerkt dient te worden dat de metingen gemiddelden zijn van watermonsters uit 7 buizen. De onderlinge afwijking tussen de 7 buizen kan aanzienlijk zijn. De standaardafwijking bedraagt vaak meer dan 50% van het gemiddelde. In de winterperiode zijn geen metingen verricht. In de bouwvoor worden nitraatconcentraties berekend van ca. 10 $mg.l^{-1}$ NO_3-N. De concentratie is vrij constant doordat de uitspoeling wordt gecompenseerd door mineralisatie en nitrificatie.

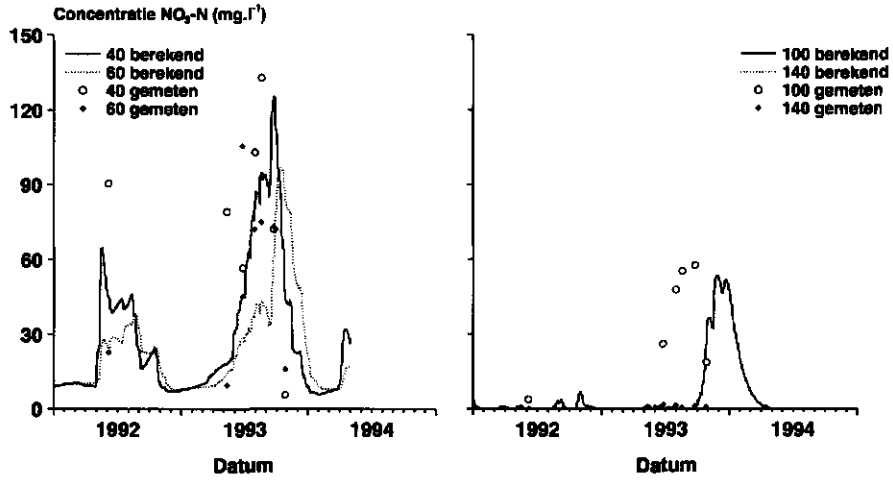

Fig. 30 Gemeten en berekende nitraatconcentraties in bodemvocht (links) en grondwater (rechts) van profiel 1, De Noord

In 1992 worden in het grondwater slechts lage concentratie berekend. De uitspoeling is gering omdat de N-bemesting grotendeels door het gewas is opgenomen. De piek wordt in het grondwater 3 maanden te laat berekend. In de simulaties spoelt de piek uit in een periode waarin de bodemtemparaturen lager zijn dan in de werkelijke uitspoelperiode, met als gevolg dat de berekende actuele omzettingssnelheden lager zijn dan onder veldomstandigheden is opgetreden. Om dit effect in rekening te brengen zijn de referentie-afbraaksnelheden van het ondergrondmateriaal aangepast.

De berekende ammoniumconcentraties op 40 en 60 cm diepte liggen enigszins hoger dan de gemeten waarden fig. 31a en 31b). Gezien de lage concentraties en het uiteindelijk effect op de N-belasting van oppervlaktewater is dit verschijnsel te verwaarlozen. In de modelcalibratie zou het berekende verloop aangepast kunnen worden door de nitrificatieconstante te verhogen. De berekende ammoniumgehalten in het grondwater liggen onder de metingen. Het gemiddelde ammoniumgehalte op 1,4 m - mv. bedraagt ca. 1 mg.l^{-1} N, terwijl in de simulaties een gemiddelde concentratie van ca. 0,5 mg.l^{-1} wordt berekend. Deze afwijking is te verklaren uit een niet optimale schatting van de voorraad en afbraak van het organisch materiaal in de verzadigde zone. De grootste bron van ammonium is de mineralisatie, aangezien er nagenoeg geen kwel optreedt en de neerwaartse waterstroom uit de bouwvoor lagere ammoniumgehaltes heeft. Uit een gevoeligheidsanalyse blijkt het model sterk te reageren op de verdeling van het organisch materiaal in de verzadigde zone. Gezien de ontstaansgeschiedenis van de gronden is een laagsgewijze opbouw zeer aannemelijk. In het model is gerekend met een uniforme verdeling van organisch materiaal in de zone dieper dan 1,20 m.

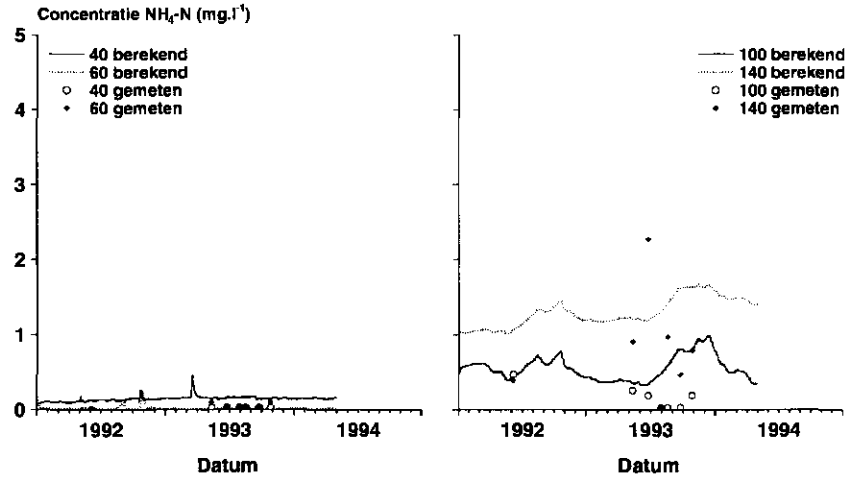

Fig. 31 Gemeten en berekende ammoniumconcentraties in bodemvocht (links) en grondwater (rechts) van profiel 1, De Noord

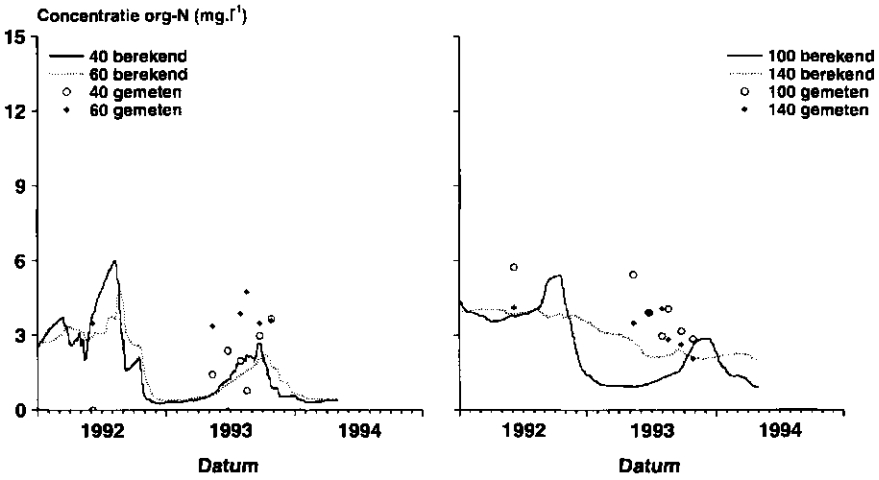

Fig. 32 Gemeten en berekende organischestikstofconcentraties in bodemvocht (links) en grondwater (rechts) van profiel 1, De Noord

De metingen op 40 cm diepte vertonen een sterke variatie. Op 60 cm diepte is de variatie in de tijd en tussen de onderlinge meetpunten kleiner (fig. 32). De gemiddelde waarde bedraagt ca. 4 $mg.l^{-1}$ N. In de berekeningen is een duidelijke invloed van de temperatuur te zien. In de maanden juli en augustus worden de hoogste waarden berekend. In het model wordt de vorming van opgelost organisch N uit de vaste delen mede gestuurd door de bodemtemperatuur. In de metingen zijn de waarden op 60 cm diepte hoger dan op 40 cm diepte. Op 40 cm diepte wordt waarschijnlijk bij aanwezigheid van hogere zuurstofgehalten meer opgelost organisch N gemineraliseerd dan op 60 cm. Een verhoogde vorming van opgelost organisch N is minder waarschijnlijk. De metingen in het grondwater bevinden zich in de range van ca. 3 $mg.l^{-1}$ N. In mei en juni worden hogere concentraties gemeten. In de berekeningen

is ieder jaar een golf te zien, met de hoogste waarden in het najaar. Op deze diepte worden in het najaar de hoogste temperaturen berekend. Ook voor de berekening van opgelost organisch N-gehalten is het model gevoelig voor de aard en de hoeveelheid van het organsiche materiaal in de verzadigde zone. Het gemiddelde van de metingen en de berekeningen stemt globaal overeen, terwijl de maximum waarden te laat worden berekend. Geconcludeerd kan worden dat de beschrijving van de organische-stofhuishouding in de verzadigde zone niet toereikend is om alle verschijnselen nauwkeurig te beschrijven. Het globale beeld klopt echter wel.

De metingen in het grondwater lijken op een dalende tendens te duiden. Het aantal metingen is echter te beperkt om hier harde conclusies aan te verbinden.

Stikstof in drainwater van profiel 1
In fig. 33a is te zien dat de berekende nitraatconcentraties in het drainwater van profiel 1 zijn in de zomer lager zijn dan gemeten.

In de eerste maanden van het onderzoek is een steekbemonstering uitgevoerd uit 1 drainbuis. De latere monsters zijn debietsproportioneel genomen en zijn gemiddelden van 4 drainbuizen. Mogelijk is de bemonsterde drain uit de eerste periode niet voldoende representatief voor profiel 1, te meer daar in het verdere onderzoek de metingen hoger liggen dan de berekende concentraties. Een andere verklaring is het feit dat de meetopstelling gedurende het onderzoek (begin april 1993) is verplaatst. Bij de modelijking zijn voor N de gemeten concentraties in het grondwater in 1993 als maatgevend gehanteerd, aangezien van 1992 slechts een enkele meting beschikbaar was. Het is bekend dat de voorgeschiedenis van beide percelen verschillend is. Alleen de resultaten van 1993 kunnen daarom dienen voor de modeltoetsing. De nitraatconcentraties in het drainwter bevestigt het beeld van de concentraties in het grondwater. Ook hier spoelt in de berekeningen de nitraatgolf 3 maanden later uit dan in de metingen is geconstateerd. De orde van grootte en de breedte van de piek zijn correct. Een voorlopige conclusie is dat door een foutieve inschatting van het effectieve poriënvolume de nitraatuitspoeling te laat wordt berekend, maar dat de hoogte en de breedte van de golf redelijk goed in overeenstemming zijn met de metingen.

De ammoniumconcentraties in het drainwater zijn zowel in de metingen als in de simulaties vrij constant (fig. 33b). In mei t/m juli 1993 worden hogere concentraties gemeten, terwijl deze niet worden berekend. Een verklaring hiervoor zou de verhoogde omzetting van organisch materiaal of het veranderde stromingspatroon in de verzadigde zone kunnen zijn. Invloed van bemesting is onwaarschijnlijk, omdat de gemeten nitraatgolf pas optreedt in het begin van het najaar en nitraat is meer mobiel dan ammonium.

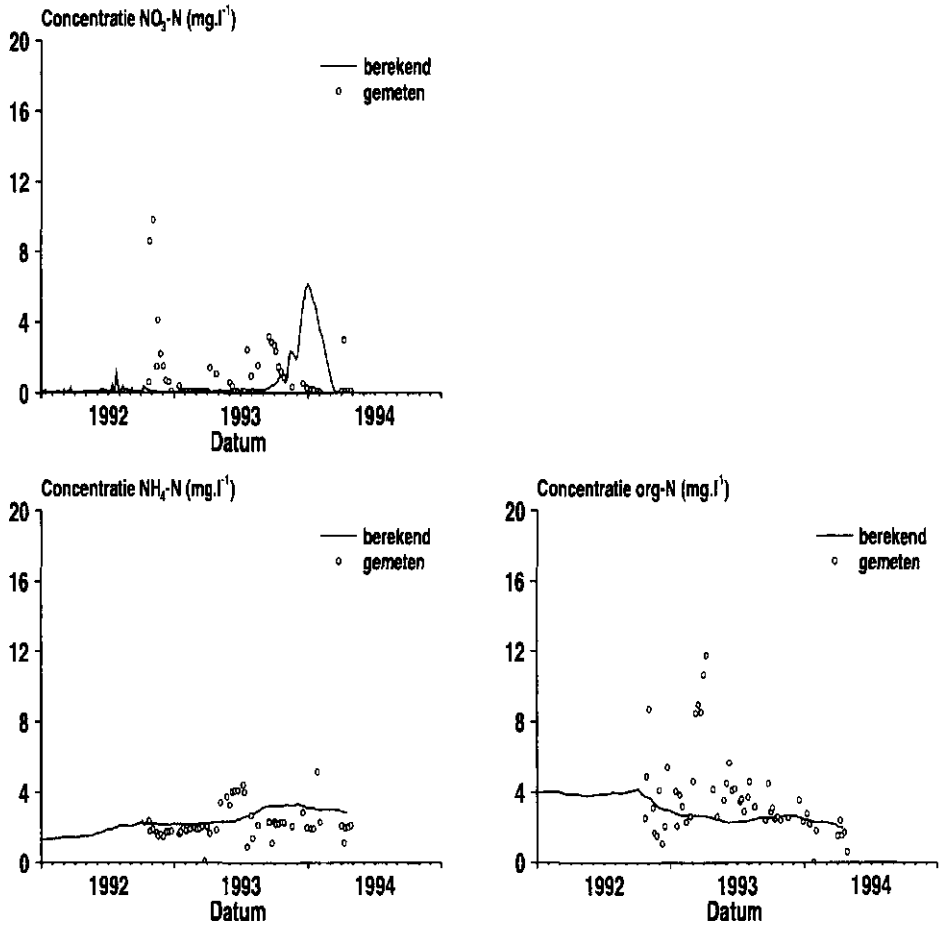

Fig. 33 Gemeten en berekende drainwaterconcentraties van nitraat, ammonium en opgelost organisch N van profiel 1, De Noord

De metingen in het drainwater van organische stikstof vertonen een grote spreiding. De gemiddelde waarde bedraagt ca. 4 mg.l^{-1}. De hogere waarden in april 1993 vallen in de periode waarin de bollen zijn geplant. De bouwvoor is dan gemengd. In deze periode is eveneens de meetapparatuur verplaatst en is het slootpeil opgezet. Het model is niet in staat deze 'piek' te verklaren. Vanaf het voorjaar tot en met april 1994 is in de metingen een dalende tendens waarneembaar. De simulaties vertonen ook eenzelfde tendens, echter in kleinere mate.

Stikstof in bodemvocht en grondwater van profiel 2

Profiel 2 is vanaf eind juli tot begin oktober geïnundeerd geweest. In de berekeningen voor de modeltoetsing wordt met deze inundatie geen rekening gehouden. In de scenarioberekeningen wordt inundatie wel meegenomen. De metingen aan de waterbalans en het gedrag van stikstof bij deze inundatie worden in andere publicaties besproken (Pankow et al., 1995).

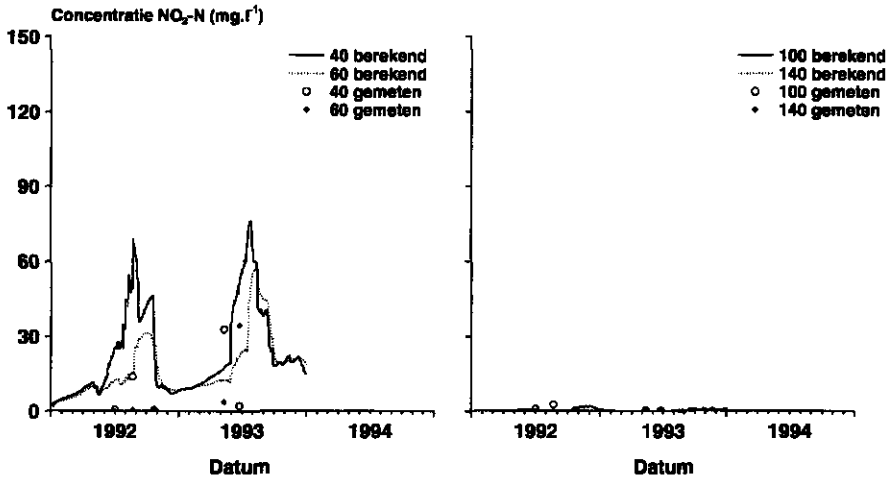

Fig. 34 Gemeten en berekende nitraatconcentraties in bodemvocht (links) en grondwater (rechts) van profiel 2, De Noord

In het bodemvocht en het grondwater liggen de nitraatconcentraties veel lager dan in profiel 1 (fig. 34a). Dit verschil wordt voornamelijk verklaard door het verschil in bodemstructuur. De aëratie in profiel 2 is veel geringer dan in profiel 1. Dit wordt mede ondersteund door waarnemingen in het veld. De infiltratiecapaciteit van de bodem bij profiel 2 is geringer dan bij profiel 1. Bij heftige regenbuien ontstaat bij profiel 2 veel eerder plasvorming dan bij profiel 1.

Het nitraatgehalte op 40 en 60 cm diepte is vrij laag, terwijl de ammoniumgehaltes hoger zijn dan in profiel 1 (fig. 35). Op een enkele uitzondering na liggen de berekende waarden hoger dan de gemeten waarden. Dit kan een gevolg zijn van de tijdstippen waarop de bodemvochtmonsters zijn genomen. Bemonstering vond meestal plaats na een periode met enige neerslag, door regenval of kunstmatige beregening, omdat anders de grond te droog zou zijn voor bemonstering. Het is onwaarschijnlijk dat de lage waarden in 1992 representatief zijn voor het gemiddelde nitraatgehalte op die diepte, omdat anders het gewas een stikstofgebrek zou hebben gehad. Het berekende verloop in 1993 stemt beter overeen met de metingen. Zowel de gemiddelde waarde als de maximumconcentratie wordt in de periode april/juni 1993 goed gesimuleerd. In het grondwater wordt geen nitraat berekend noch gemeten.

De ammoniumconcentraties in zowel het bodemvocht als het grondwater (fig. 35) liggen hoger dan in profiel 1. Door de geringere aëratie vindt minder nitrificatie plaats en kunnen hogere ammoniumconcentraties worden opgebouwd. In 1992 worden de concentraties op 60 cm - mv. in de berekeningen onderschat. In 1993 wordt in het bodemvocht nagenoeg geen ammonium gemeten, terwijl wel waarden van 0,5 à 1,0 $mg.l^{-1}$ NH_4-N worden berekend. Het lijkt erop dat de grond in 1993 door grondbewerking een andere structuur bezat dan in 1992. In het model wordt geen rekening gehouden met structuurveranderingen en wijzigingen in de aëratie-eigenschappen.

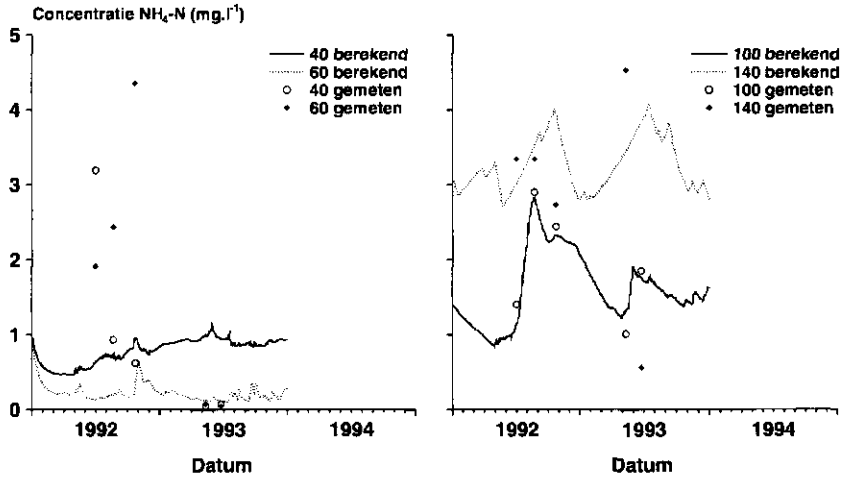

Fig. 35 Gemeten en berekende ammoniumconcentraties in bodemvocht (links) en grondwater (rechts) van profiel 2, De Noord

De ammoniumgehalten op 1,0 m diepte worden goed gesimuleerd. Op 1,40 m diepte is het berekende verloop eveneens bevredigend. De lagere waarde in juni 1993 wordt niet berekend. Gezien het verloop van de overige metingen kan worden betwijfeld of deze meting representatief is voor het werkelijke gehalte.

De simulatie van het organische-N-gehalte in het onverzadigde gedeelte van profiel 2 stemt uitstekend overeen met de metingen (fig. 36). De hoogte van de piek is in 1992 hoger dan in 1993. In het grondwater worden de concentraties op 1,40 m diepte in de berekeningen onderschat. Waarschijnlijk hangt dit samen met de schatting van het organischestofgehalte op 1,40 diepte. Van de zone tussen 1,20 en 2 m - mv. zijn geen monsters geanalyseerd. De hoogte van de piek in 1992 wordt correct berekend, echter enkele maanden te laat.

Stikstof in drainwater van profiel 2

De nitraatconcentraties in het drainwater van profiel 2 worden in 1992 te laag berekend. Hierbij wordt opgemerkt dat de waarden van voor oktober 1992 analyses van steekmonsters zijn van een enkele drain en daarmee slechts representatief zijn voor een gedeelte van het bodemprofiel. De concentraties in het najaar van 1992 zijn lager dan de concentraties van de winter 1993/'94. Dit geldt eveneens voor de berekeningen. De berekeningen zijn uitgevoerd t/m december 1993. De metingen zijn voortgezet tot 1 mei 1994. In de metingen is te zien dat in de eerste maanden van 1994 nitraat uitspoelde met concentraties die hoger zijn dan de AMK-waarde voor totaal-N voor oppervlaktewater.

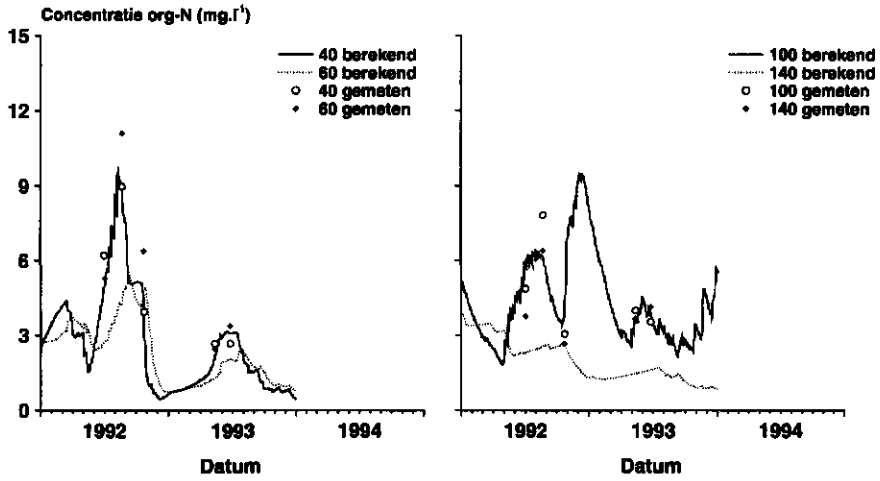

Fig. 36 Gemeten en berekende organischestikstofconcentraties in bodemvocht (links) en grondwater (rechts) van profiel 2, De Noord

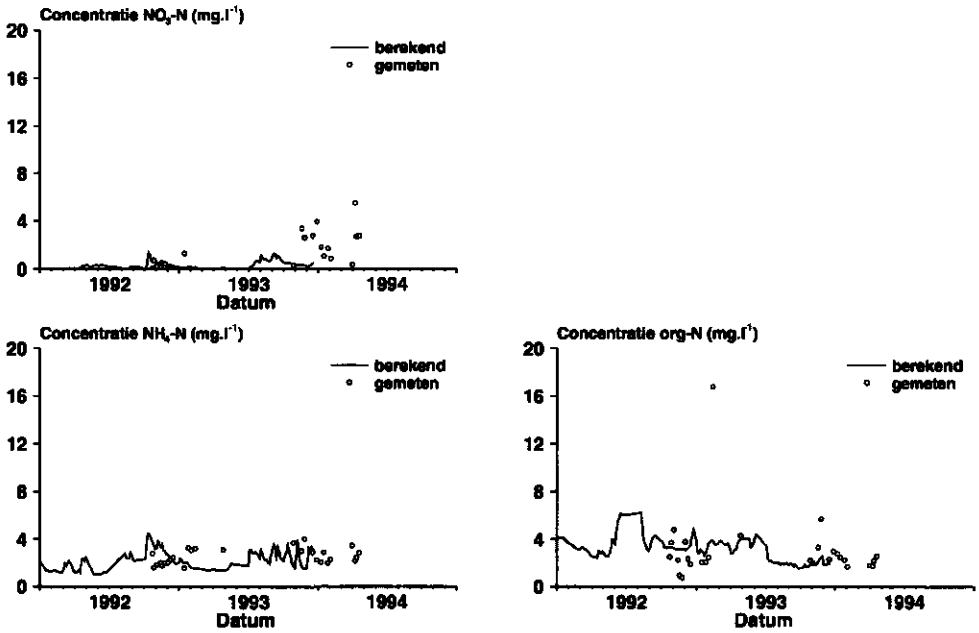

Fig. 37 Gemeten en berekende drainwaterconcentraties van nitraat, ammonium en opgelost organisch N van profiel 2, De Noord

De ammonium- en organischestikstofconcentraties in het drainwater worden goed gesimuleerd. Het verloop van de organische-N-metingen in de tweede helft van 1992 is grillig (fig. 37). In de simulaties is een dalende tendens waarneembaar, die samenhangt met het uitputten van de organische-N-voorraad die in het verleden in het profiel is opgebouwd.

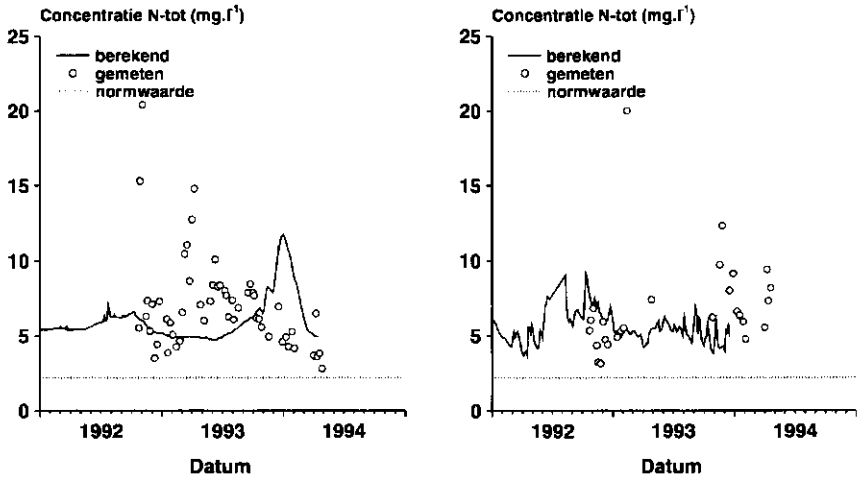

Fig. 38 Gemeten en berekende totaal-stikstofconcentraties in het drainwater van profiel 1 (links) en profiel 2 (rechts), De Noord

Totaal-stikstofconcentraties en stikstofbalansen

De gemiddelde totaal-N-concentratie in het drainwater van beide profielen bedraagt bedraagt ca. 7 $mg.l^{-1}$ N (fig. 38). Dit gemiddelde niveau wordt ook in de modelsimulaties berekend. De berekeningen vertonen een kleinere spreiding dan de metingen. Voor beide profielen liggen alle berekende en gemeten concentraties boven de AMK-waarde voor oppervlaktewater. In profiel 1 is in de winter van 1993/'94 een stijging van de berekende concentraties waar te nemen, welke samenhangt met de te laat berekende nitraatgolf.

De hoge waarden in profiel 2 in het najaar van 1992 hangen samen met zowel nitraat als organische stikstof. De relatief lage waarden in de winter van 1992/'93 hangen voornamelijk samen met het gedrag van organische stikstof.

De resultaten van de modelberekeningen laten zich goed illustreren in schema's van de balansen (fig. 39), waarin het bodemprofiel is onderverdeeld in 2 compartimenten: het gedeeltevan het bodemprofiel dat meer of minder frequent wordt bewerkt (bouwvoor) en de daaronderliggende bodem tot op 2,10 m diep.

De aanvoer van stikstof met kunstmest, met plantresten en uit de atmosfeer bedraagt gemiddeld 214 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$. Opvallend is de hoge bergingsverandering in de bouwvoor. Berekend wordt dat in de jaren 1992 en 1993 de stikstofvoorraad in de bouwvoor met 110 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ wordt uitgeput, met een range van 80 tot 140 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$. Dit komt overeen met ca. 1,5 à 2% van de totale voorraad. Dit cijfer stemt overeen met de ervaring van onderzoekers van het proefbedrijf en het LBO, afgeleid uit de jaarlijkse grondanalyse. Een groot gedeelte van de gemineraliseerde stikstof spoelt uit in de vorm van nitraat naar de zone tussen de bouwvoor en de drains. In deze zone wordt het grotendeels gedenitrificeerd. Mogelijk is de mineralisatiesnelheid overschat. Uit het veldonderzoek zijn geen gegevens af te leiden waaruit de mineralisatiesnelheid kan worden gecontroleerd.

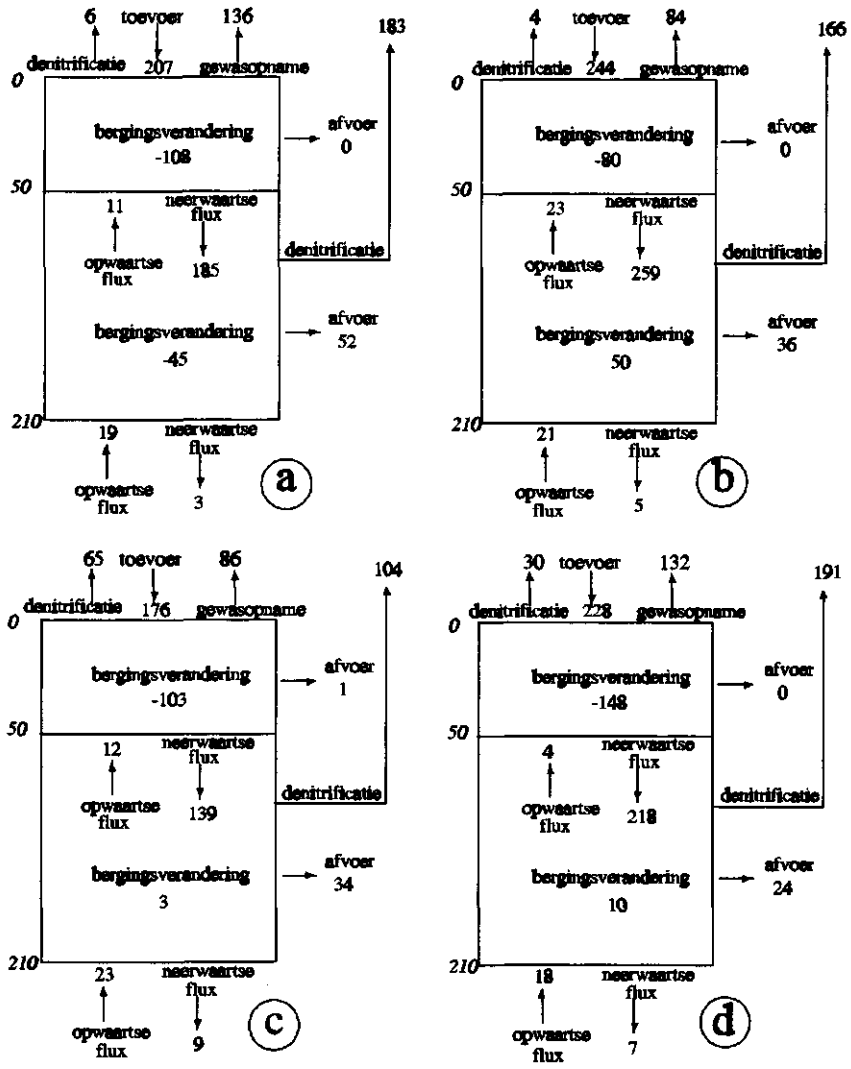

Fig. 39 Berekende stikstofbalansen in kg.ha^{-1}.j^{-1} van profiel 1 in 1992 (a) en 1993 (b) en profiel 2 in 1992 (c) en in 1993 (d), De Noord

De denitrificatie in de bouwvoor wordt berekend op 5 kg.ha^{-1}.j^{-1} N in profiel 1 en op 45 kg.ha^{-1}.j^{-1} N (30 tot 60) in profiel 2. Deze getallen stemmen overeen met de waarneming dat de zuurstofomstandigheden die samenhangen met andere bodemeigenschappen in profiel 2 ongunstiger zijn dan in profiel 1. In profiel 2 is de denitrificatie in profiel beduidend hoger dan in profiel 1. In profiel 2 is de denitrificatie in 1993 hoger dan in 1992, toe te schrijven aan de nattere nazomer van 1993.

De uitspoeling van stikstof uit de bouwvoor naar de 'ondergrond' bedraagt gemiddeld 160 kg.ha^{-1}.j^{-1} N in 1992 en 240 kg.ha^{-1}.j^{-1} N in 1993. De denitrificatie in de 'ondergrond' wordt berekend op gemiddeld 160 kg.ha^{-1}.j^{-1} N met een range van 100 tot 190 kg.ha^{-1}.j^{-1} N. In de ondergrond vindt een geringe aanrijking met stikstof plaats, afkomstig van de stikstof uit de bouwvoor. De uitspoeling wordt berekend op ca. 35 kg.ha^{-1}.j^{-1} N. Hiervan is gemiddeld 22 kg.ha^{-1}.j^{-1} N afkomstig uit de bouwvoor.

Indien de mineralisatie in werkelijk lager geweest is dan berekend, dan neemt het aandeel van de landbouwkundige belasting in de totale N-afvoer af.

In de berekeningen is een stikstof depositie aangehouden van 50 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N. Dit relatief hoge getal komt tot stand doordat gerekend wordt met een constante concentratie in het regenwater en beide onderzoeksjaren een hoge neerslag hadden.

Het N-overschot in de bouwvoor kan worden berekend als de bruto bemesting minus de ammoniakvervluchtiging en de gewasafvoer. Gemiddeld voor beide profielen en voor beide jare bedraagt het overschot 38 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$. Ook al zou de afname van de N-voorraad in de bouwvoor overschat zijn, is de uitputting van de bodem groter dan het N-overschot op perceelsniveau.

Fosfaat in bodemvocht, grondwater en drainwater van profiel 1

In de berekeningen van het concentratieverloop in het bodemvocht op 40 en 60 cm diepte en in het grondwater op 1,0 en 1,0 m diepte (fig. 40) is te zien dat de fosfaatconcentratie op 40 cm diepte binnen 2 jaar sterk afneemt.

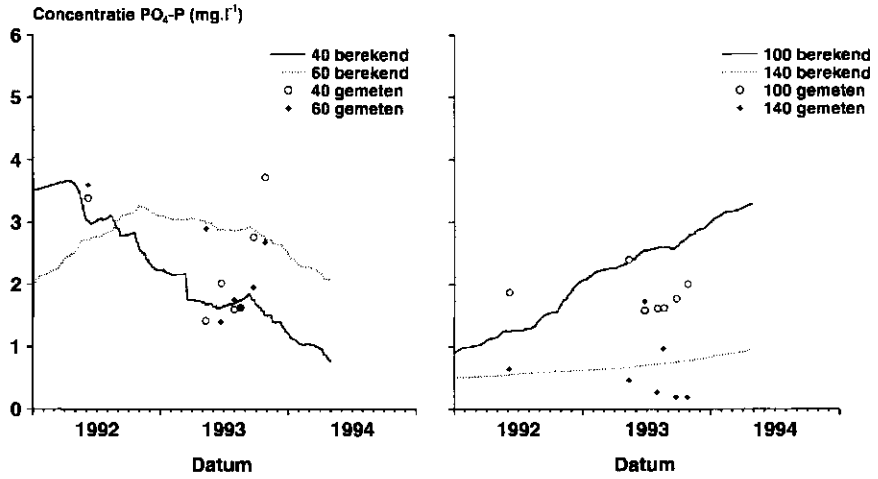

Fig. 40 Gemeten en berekende ortho-fosfaatconcentraties in bodemvocht (links) en grondwater (rechts) van profiel 1, De Noord

In het begin van 1994 wordt een concentratie van ruim 1 $mg.l^{-1}$ P berekend, naar verwachting nog hoog genoeg voor het handhaven van een maximale gewasopname. De concentratie op 60 cm - mv. neemt gedurende 1992 nog toe, daarna treedt een daling in. De vorm van de berekende curven wordt gedeeltelijk verklaard door de beginschatting van de fosfaatconcentraties in de bodem. De absolute concentratiewaarden hoeven daarom niet correct te zijn. Een vergelijking met de metingen leert dat zowel de metingen als de berekende waarden zich in het traject 1,5 tot 4 $mg.l^{-1}$ P bevinden. De dalende tendens is in de metingen niet zichbaar. Door allerlei processen en de heterogeniteit van de bodem is het gemeten verloop erg grillig. Een vergelijking op maandbasis is daarom niet zinvol. Beter is het te toetsen of de gemiddelde hoogten en de algemene trends met elkaar overeen komen.

De berekende concentraties in het grondwater laten een stijgende tendens zien. Op 1,4 m diepte stijgt de concentratie in geringe mate. Deze tendens is niet waarneembaar in de metingen. Opgemerkt moet worden dat het aantal metingen te beperkt is om een dergelijke trend duidelijk aan te kunnen tonen. Het model kan alleen aan langjarige meetreeksen goed worden getoetst. De berekende stijging laat zich verklaren uit de uitspoeling uit de bovengrond.

De organischefosforwaarden (fig. 41) liggen veel lager dan de minerale fosforconcentraties in bodemvocht en grondwater. De berekende dynamiek komt sterk overeen met de dynamiek van organische stikstof. Dit is ook logisch omdat in het model zowel voor organische stikstof als voor organische fosfor de koolstofkringloop de sturende factor is. De orde van grootte wordt correct gesimuleerd.

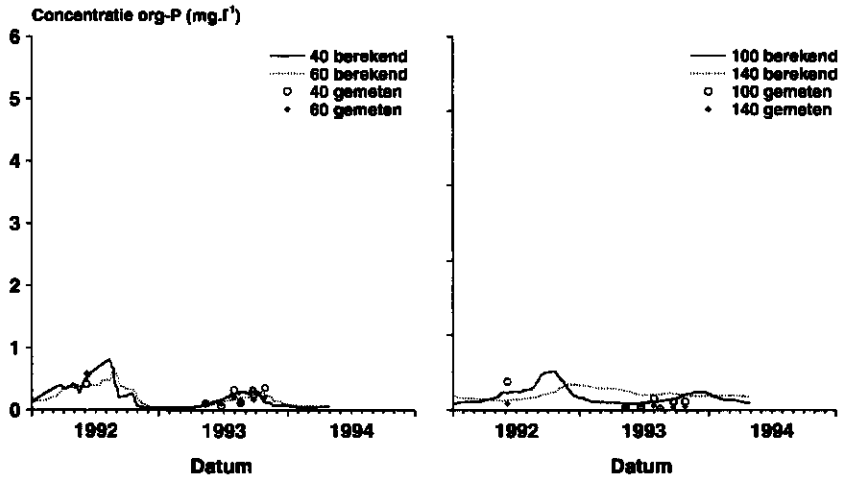

Fig. 41 Gemeten en berekende organischefosforconcentraties in bodemvocht (links) en grondwater (rechts) van profiel 1, De Noord

De vergelijking van berekende en gemeten concentraties in drainwater van mineraal en organisch fosfaat is weergegeven in fig. 42.

De gemeten ortho-fosfaatconcentraties zijn globaal onder te verdelen in twee 'families'. De scheiding tussen de 2 groepen punten ligt bij begin april 1993, het tijdstip waarop de bemonsteringsapparatuur over 20 meter is verplaatst. In het tweede veldonderzoek is een andere groep van 4 drains bemonsterd dan tijdens de eerste periode. In het eerste jaar liggen de drainwaterconcentraties tussen 1 en 2 $mg.l^{-1}$ P. in het tweede jaar ligt het gemiddelde niveau ongeveer 1 $mg.l^{-1}$ hoger. Blijkbaar kunnen op relatief korte afstand grote verschillen voorkomen in de fosfaattoestand van de bodem, met name in de ondergrond onder het drainniveau. Alhoewel het aantal metingen in het bodemvocht en grondwater beperkt is, is in die metingen geen significant verschil tussen beide jaren waarneembaar. In beide jaren vertonen de metingen een stijgende tendens. Ook wordt met het model een stijgende tendens berekend, echter in mindere mate. De stijgende tendens komt overeen met hetgeen op 1 m diepte is berekend (fig. 40b).

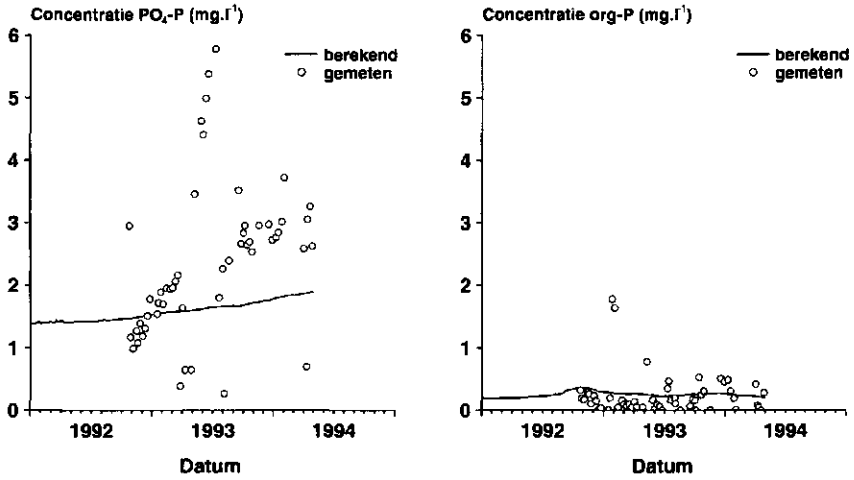

Fig. 42 Gemeten en berekende ortho-fosfaatconcentraties (links) en organischefosforconcentraties (rechts) in drainwater van profiel 1, De Noord

Het niveau van de organischefosforconcentraties in drainwater wordt goed berekend. De concentraties van organische fosfor overschrijden de AMK-waarde voor totaalfosfaat voor oppervlaktewater al, zij het in geringe mate.

Fosfaat in bodemvocht, grondwater en drainwater van profiel 2

De ortho-fosfaatconcentraties in profiel 2 (fig. 43) liggen lager dan in profiel 1, terwijl uit de grondanalyses blijkt dat het totale gehalte in de bodem vergelijkbaar is. Dit is alleen te verklaren door aan het geadsorbeerde fosfaat in profiel 2 een andere verdeling tussen reversibel/irreversibel gebonden fosfaat toe te kennen dan in profiel 1. De bindingsconstanten en de snelheidsconstanten zijn in de modelsimulatie voor beide profiel hetzelfde gekozen. De verdeling tussen reversibel/irreversibel is geschat met de eerste gemeten bodemvochtconcentraties in de bouwvoor. Gezien de grote spreiding die op kan treden in de bodemfactoren is de simulatie goed te noemen. Uit een nadere analyse van de rekenresultaten blijkt de leeftijd van het gebonden fosfaat inderdaad de verklarende factor voor het verschil in fosfaat concentraties van beide profielen te zijn.

In tegenstelling tot profiel 1 dalen de fosfaatconcentraties in profiel 2 niet. De concentratie op 60 cm - mv. vertoont een geringe stijging. Evenals in profiel 1 vertoont de concentratie op 40 cm diepte soms abrupte sprongen. Deze sprongen hangen samen met grondbewerkingen, waarbij de bodem wordt gemengd. De bovenliggende lagen hebben een lagere concentratie. Bij grondbewerking wordt de bodem volledig gemengd. Voor de bodemlaag op 40 cm resulteert dit in een verlaging. De concentratie in het grondwater wordt nagenoeg constant berekend. Ook hier is de spreiding in de metingen veel groter dan in de berekeningen. Het berekende verloop van organische fosfor benadert de metingen op bevredigende wijze. Het gemiddelde niveau ligt op 0,2 à 0,3 $mg.l^{-1}$ P. In de zomer van 1992 is een verhoging te constateren die samenhangt met de omzetting van organisch materiaal. In deze periode liggen de berekeningen iets hoger dan de metingen. Bij deze omzettingen komt een gedeelte van het materiaal vrij als opgeloste fractie.

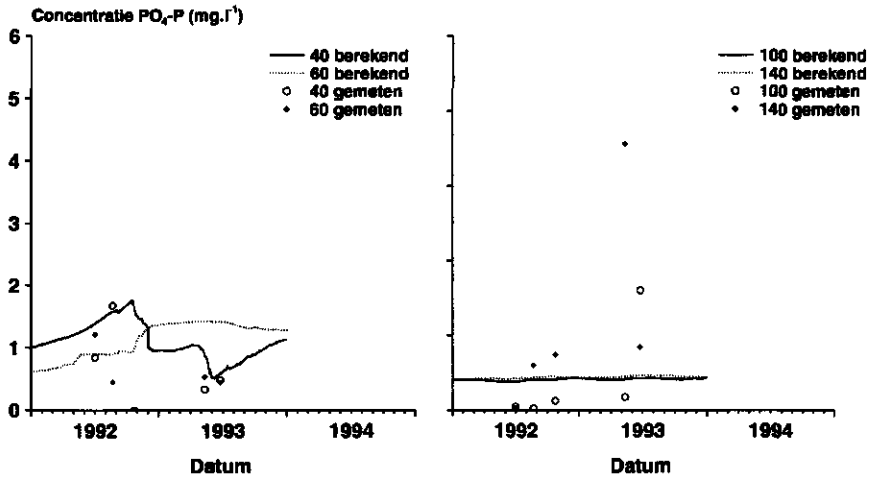

Fig. 43 Gemeten en berekende ortho-fosfaatconcentraties in bodemvocht (links) en grondwater (rechts) van profiel 2, De Noord

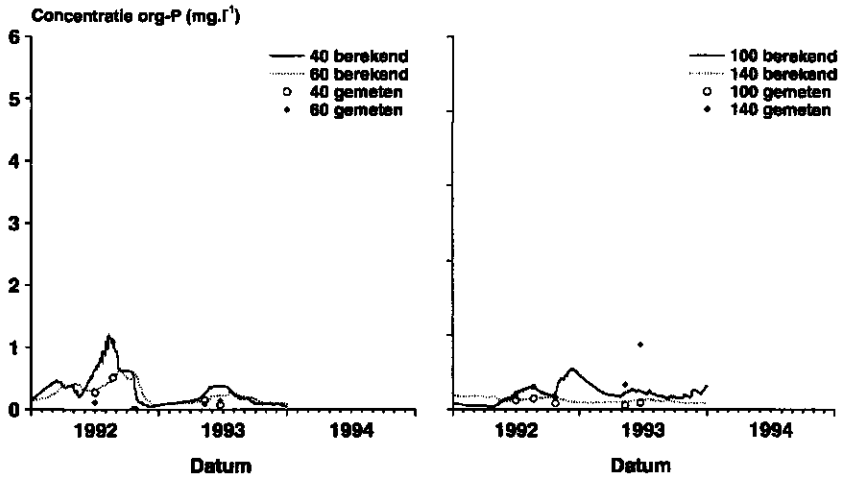

Fig. 44 Gemeten en berekende organischefosforconcentraties in bodemvocht (links) en grondwater (rechts) van profiel 2, De Noord

Het berekende verloop van de ortho-P-concentraties in drainwater is vrij constant (fig. 45) en komt nagenoeg overeen met de berekende concentraties in het grondwater.

De gemeten uitschieter in april 1993 is niet te verklaren. In het najaar en de winter van 1993/1994 vertonen de metingen iets meer spreiding. De variatie is echter veel minder dan in profiel 1. Blijkbaar heeft het bodemmateriaal in profiel 2 andere bindende eigenschappen dan in profiel 1. De totale voorraad fosfaat in zowel de bouwvoor als in de ondergrond is voor beide profielen vergelijkbaar. Te verwachten is dat de bemestingsgeschiedenis voor beide profielen niet veel zal verschillen. Ook het berekende verloop van organisch fosfaat in het drainwater is bevredigend te noemen.

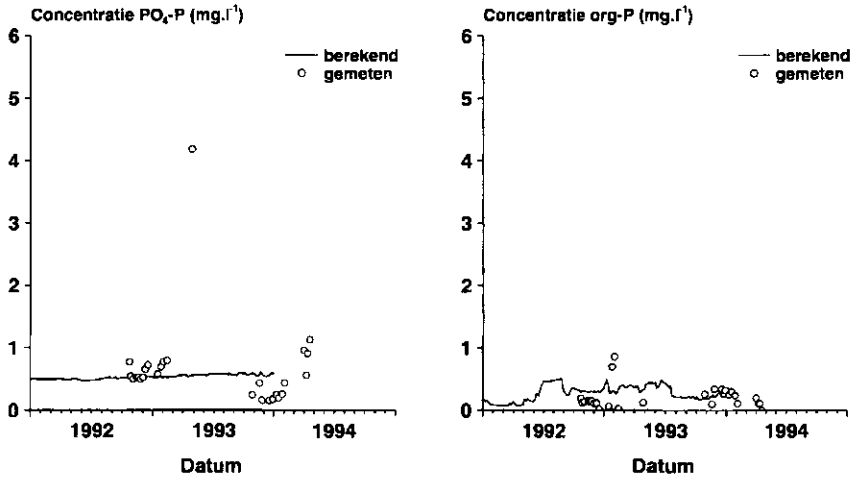

Fig. 45 Gemeten en berekende ortho-fosfaatconcentraties (links) en organischefosforconcentraties (rechts) in drainwater van profiel 2, De Noord

Totaal-P-concentraties in bodemvocht en fosfaatbalansen

De totaal-P-concentratie in het drainwater van profiel 1 vertoont een stijgende tendens, het verloop van profiel 2 veel minder (fig. 46). Het gemiddelde niveau van drain 1 bedraagt 2 à 2,5 $mg.l^{-1}$ P en van drain 2 0,6 $mg.l^{-1}$ P. Het berekende verloop van drain 2 is grilliger omdat het relatieve aandeel van organische fosfaat in het totaal groter is.

De grotere belasting van het oppervlaktewater van profiel 1 komt ook tot drukking in de schema's van de berekende fosfaatbalansen voor beide profielen voor de jaren 1992 en 1993 (fig. 47). De afvoer van fosfaat via het gewas bedraagt voor beide profielen ca. 34 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ P_2O_5. In beide profielen treedt een vermindering van de bodemvoorraad op. In profiel is de afname van de bodemvoorraad groter dan in profiel 2. Voor profiel 2 is berekend dat de ortho-fosfaatconcentraties nagenoeg niet zullen dalen. De uitputting van de minerale voorraad wordt gecompenseerd door de mineralisatie van organische fosfor. De schema's in fig. 47 hebben betrekking op het totaal van mineraal en organisch fosfaat. Een gedeelte van de uitputting komt tot afvoer, een ander gedeelte wordt in de zone onder de bouwvoor geborgen. Voor beide profielen wordt een aanrijking van de ondergrond met ca. 7 $kg.ha^{-1}$ P berekend. Zoals ook geldt voor de drainwaterconcentraties is de berekende afvoer van fosfaat uit drain 1 2,5 à driemaal zo groot als de afvoer uit drain 2.

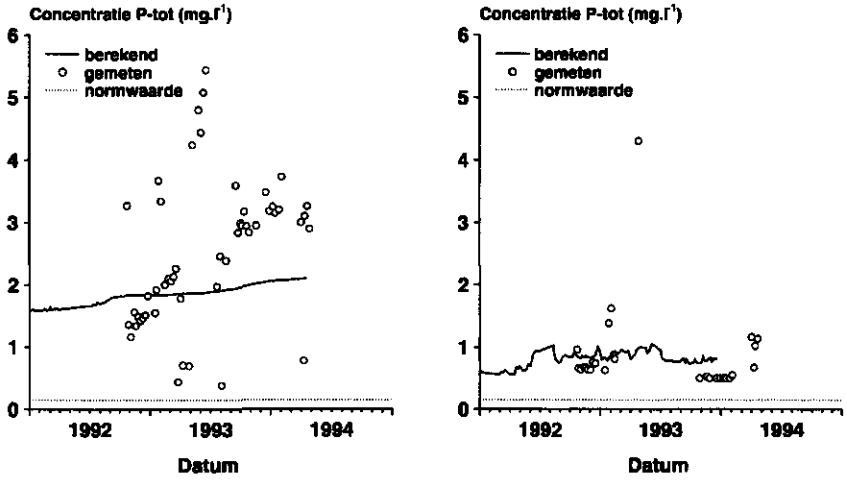

Fig. 46 Gemeten en berekende totaal-fosforconcentraties in het drainwater van profiel 1 (links) en profiel 2 (rechts), De Noord

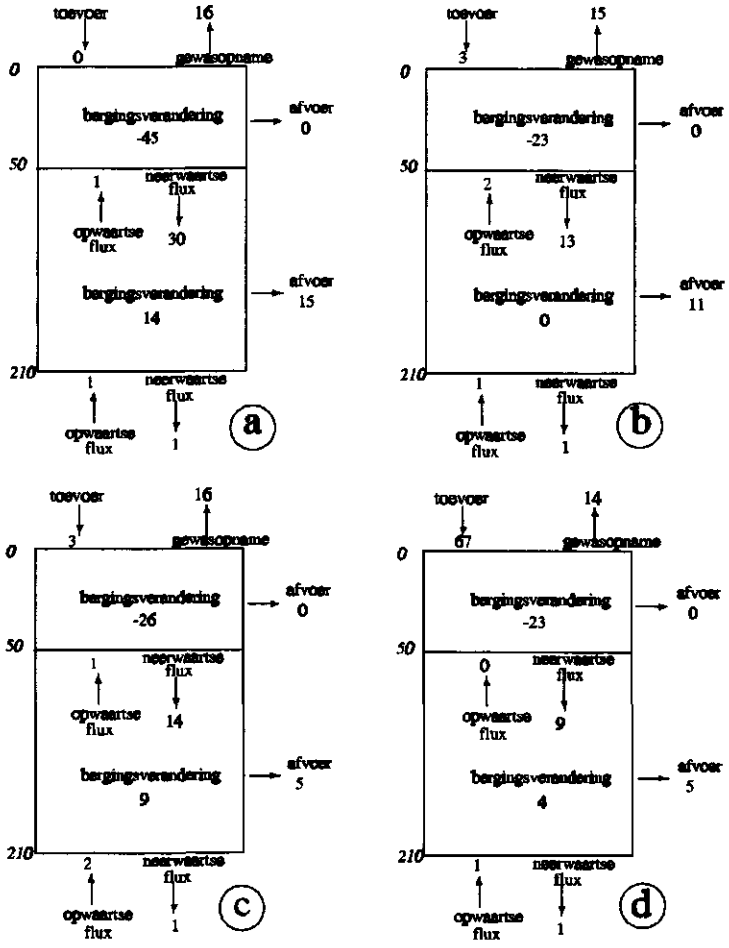

Fig. 47 Berekende fosforbalansen van profiel 1 in 1992 (a) en 1993 (b) en profiel 2 in 1992 (c) en in 1993 (d), De Noord

7.2.2 Wassenaar

Stikstof in bodemvocht en grondwater profiel A

In het bodemvocht op 30 en 50 cm diepte van profiel A te Wassenaar wordt nagenoeg geen nitraat gemeten terwijl berekend wordt dat de nitraatpiek in het voorjaar van 1993 ongeveer 100 $mg.l^{-1}$ bedroeg (fig. 48). In het grondwater op 80 en 120 cm diepte is de piek nagenoeg geheel verdwenen.

In het profiel treedt waarschijnlijk een sterkere reductie op dan wordt berekend. Een aanwijzing hiervoor is te vinden bij de vergelijking van berekende en gemeten ammonium concentraties (fig. 49). De diepte waarop de reductie plaatsvindt is in werkelijkheid ondieper dan door het model wordt berekend op basis van bodemfysische gegevens en schattingen t.a.v. de aëratiecapaciteit. De berekende concentraties in het grondwater stemmen beter overeen met de metingen. Uit oogpunt van milieurisico's is dit gegeven belangrijker dan de concentratie op 30 of 50 cm - mv.

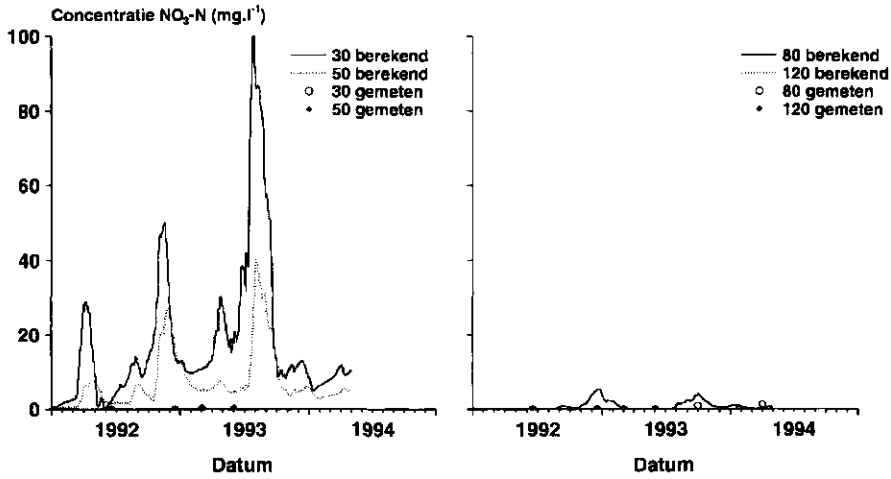

Fig. 48 Gemeten en berekende nitraatconcentraties in bodemvocht (links) en grondwater (rechts) van profiel A, Wassenaar

De ammoniumconcentraties in het bodemvocht vertonen een grillig beeld. Op enkele punten na op 50 cm diepte wordt het gemiddelde niveau correct berekend. De concentraties in het grondwater liggen hoger dan in het bodemvocht. De oorzaak hiervan dient te worden gezocht in de aanvoer door kwel en de anaërobe omzetting van organisch materiaal in de verzadigde zone. De concentraties op 80 cm diepte varieren tussen 1 en 6 $mg.l^{-1}$ N. De spreiding in de concentraties op 1,2 m diepte is minder groot: van 5,5 tot 6,5 $mg.l^{-1}$ N. Alhoewel de berekende lijn niet precies door de punten loopt, wordt in de modelsimulatie het gemiddelde niveau en de variatie rondom het gemiddelde redelijk goed benaderd.

In het berekende verloop van de organischestikstofconcentraties zijn 2 golven te constateren (fig. 50), die verband houden met de omzetting van organisch materiaal. Het omzettingsproces is afhankelijk van de temperatuur. De 2 pieken volgen op de

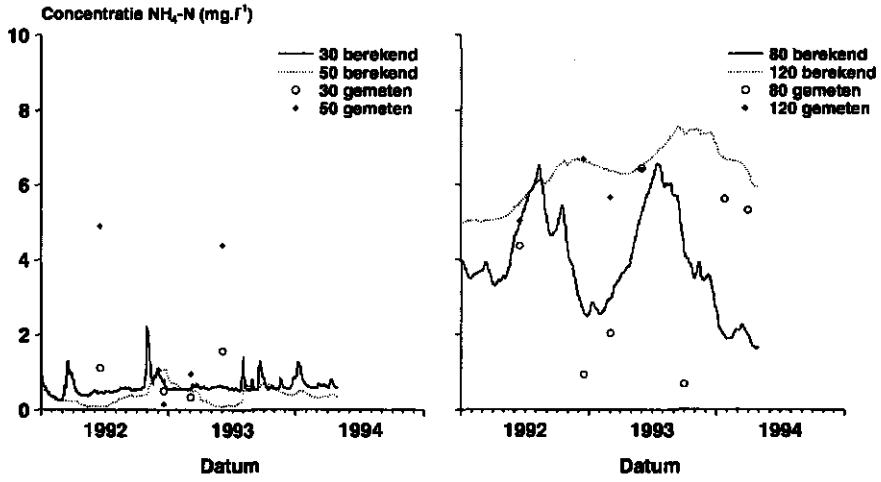

Fig. 49 Gemeten en berekende ammoniumconcentraties in bodemvocht (links) en grondwater (rechts) van profiel A, Wassenaar

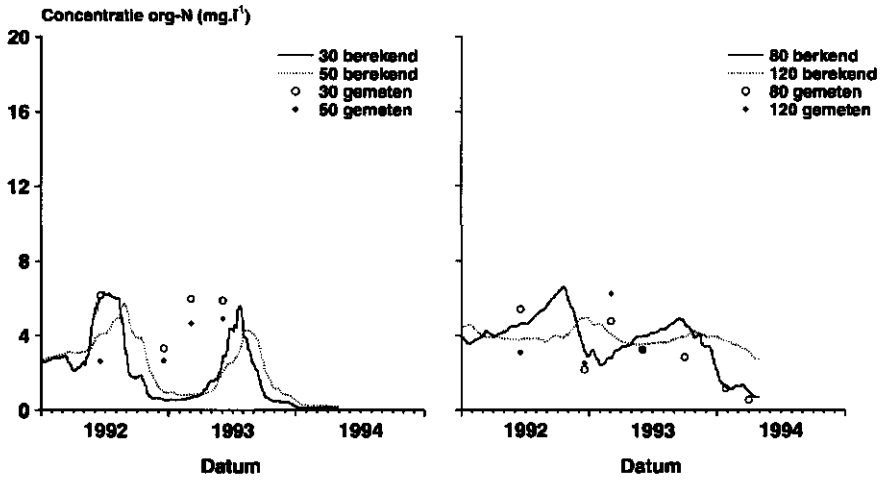

Fig. 50 Gemeten en berekende organischestikstofconcentraties in bodemvocht (links) en grondwater (rechts) van profiel A, Wassenaar

jaarlijkse temperatuurgolf. Het gemiddelde niveau en de variatie rondom het gemiddelde worden correct berekend. In het grondwater op 80 cm - mv. is een dalende tendens waarneembaar in zowel de metingen als de berekeningen. Deze tendens is te verklaren uit bemestingen in het verleden. In het jaar 1992 is geen organische mest meer toegediend. Het effect hiervan is waarneembaar in 1993. Een dergelijke tendens is overigens niet te zien op 1,2 m diepte. De concentratie organische stikstof op deze diepte blijft nagenoeg constant.

Stikstof in drainwater van profiel A

De waargenomen tendens op 80 cm diepte is in heel geringe mate terug te vinden in de drainwaterconcentraties (fig. 51). Het grootste aandeel van totaal-stikstof in het drainwater wordt geleverd door ammonium. Het gemeten verloop is grillig. Een aantal meetpunten bevindt zich onder het niveau van 2 $mg.l^{-1}$ N, terwijl het gemiddelde niveau 5,5 à 6 $mg.l^{-1}$

NH_4-N bedraagt. De berekende lijn vertoont minder variatie. Mogelijk zijn de lage waarden een gevolg van infiltratiewater uit de sloot, dat na een regenbui weer tot afvoer komt. Dergelijke effecten zijn niet goed verwerkt in het hydrologische model. In de metingen spoelt nagenoeg geen nitraat uit. In het model spoelt nitraat uit in het najaar met concentraties ter grootte van ca. 2 $mg.l^{-1}$ N.

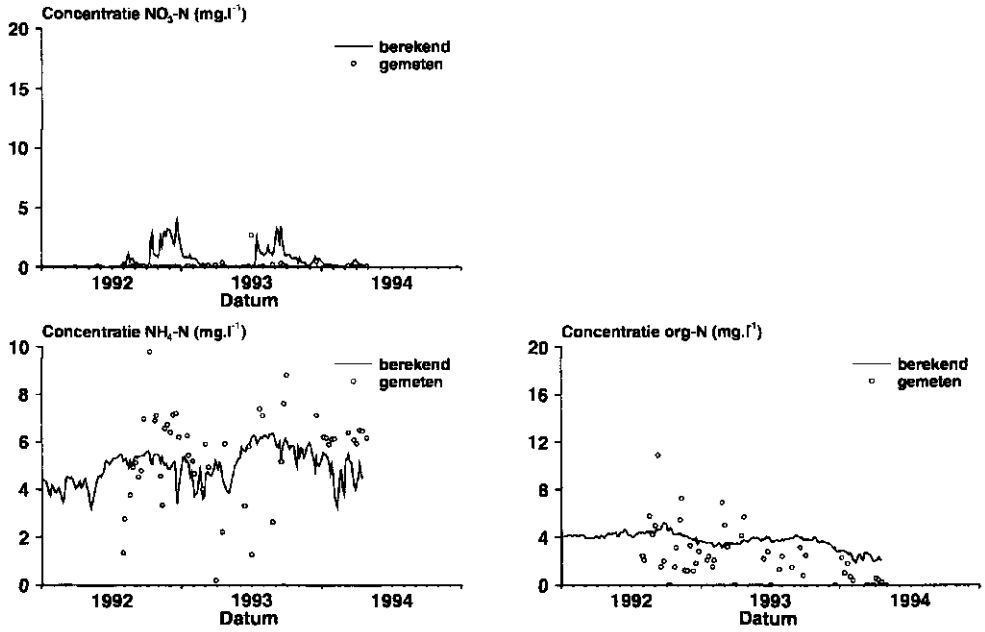

Fig. 51 Gemeten en berekende concentraties van nitraat, ammonium en opgelost organisch N in drainwater van profiel A, Wassenaar

Stikstof in bodemvocht en grondwater van profiel B

In tegenstelling tot profiel A wordt in profiel B wel nitraat in het bodemvocht gemeten, en berekend (fig. 52).

De hoogste piek treedt op in de zomer van 1993. De berekende waarde van 90 mg.l^{-1} N op 30 cm - mv. wordt niet gemeten. De hoge piek hangt samen met de kalkammonsalpeterbemesting. In het grondwater wordt nagenoeg geen nitraat aangetroffen. Het uit de bouwvoor resterende nitraat wordt in de zone tussen 50 en 80 cm - mv. gedenitrificeerd.

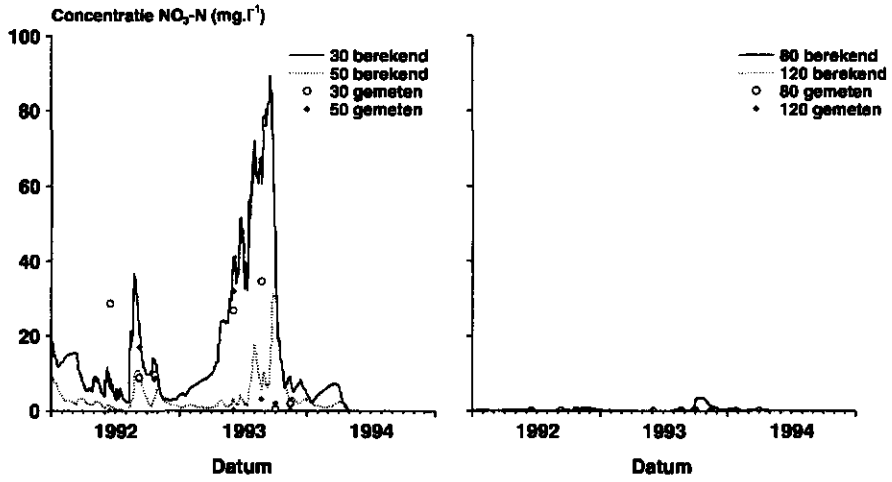

Fig. 52 Gemeten en berekende nitraatconcentraties in bodemvocht (links) en grondwater (rechts) van profiel B, Wassenaar

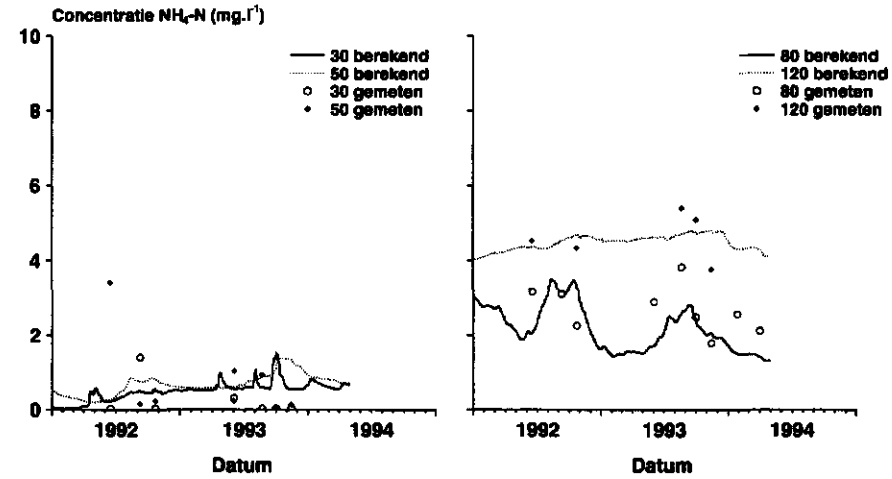

Fig. 53 Gemeten en berekende ammoniumconcentraties in bodemvocht (links) en grondwater (rechts) van profiel B, Wassenaar

Het gemiddelde niveau en de variatie rondom het gemiddelde van de ammoniumconcentraties in profiel B (fig. 53) worden naar tevredenheid gesimuleerd. De gemeten ammoniumconcentraties in het grondwater zijn lager dan in profiel A. Het gemiddelde bedraagt 2 à 2,5 $mg.l^{-1}$ op 80 cm en ca. 4 $mg.l^{-1}$ op 1,2 m diepte. De concentraties in het bodemvocht zijn vergelijkbaar met de waarden van profiel A.

Opgelost organische stikstof komt op 30 cm diepte soms voor in relatief hoge concentraties (fig. 54). In de zomer van 1992 worden concentraties van 4 tot 16 $mg.l^{-1}$ N gemeten. In de zomer van 1993 zijn de concentraties in het bodemvocht lager. Dit verschijnsel is te verklaren uit de drijfmestgiften voor stuifbestrijding in april 1992.

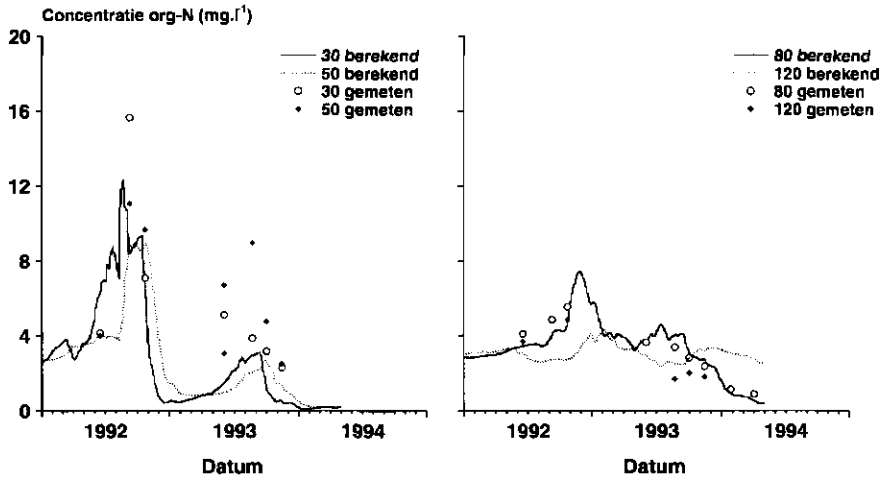

Fig. 54 Gemeten en berekende organischestikstofconcentraties in bodemvocht (links) en grondwater (rechts) van profiel B, Wassenaar

In 1993 is geen drijfmest opgebracht. In het grondwater is dit effect eveneens zichtbaar. In 1993 zijn de concentraties lager dan in 1992, waardoor het lijkt of er zich een dalende trend aftekent. Of de trend zich voortzet hangt af van eventueel toekomstige mestgiften. Zowel in het bodemvocht als in het grondwater is het model goed in staat het gemeten concentratieverloop te simuleren.

Stikstof in drainwater van profiel B

In het drainwater is geen nitraat gemeten. Met het model wordt in de herfst van 1993 een kleine nitraatpiek gesimuleerd (fig. 55a). De ammoniumconcentraties zijn gelegen tussen de 2,5 en 4 $mg.l^{-1}$ N. De variatie rondom het gemiddelde van 3,5 $mg.l^{-1}$ N is klein (fig. 55b).

Zowel in de metingen als in de berekeningen lijkt zich een licht dalende tendens af te tekenen. De gemiddelde concentratie organisch N ligt in de dezelfde orde van grootte als de ammoniumconcentratie (fig. 55c). De spreiding rondom het gemiddelde bij deze component is groter. Evenals in het grondwater is in het drainwater een dalende tendens zichtbaar. De simulaties van de drainwaterconcentraties van de afzonderlijke N-componenten zijn naar tevredenheid.

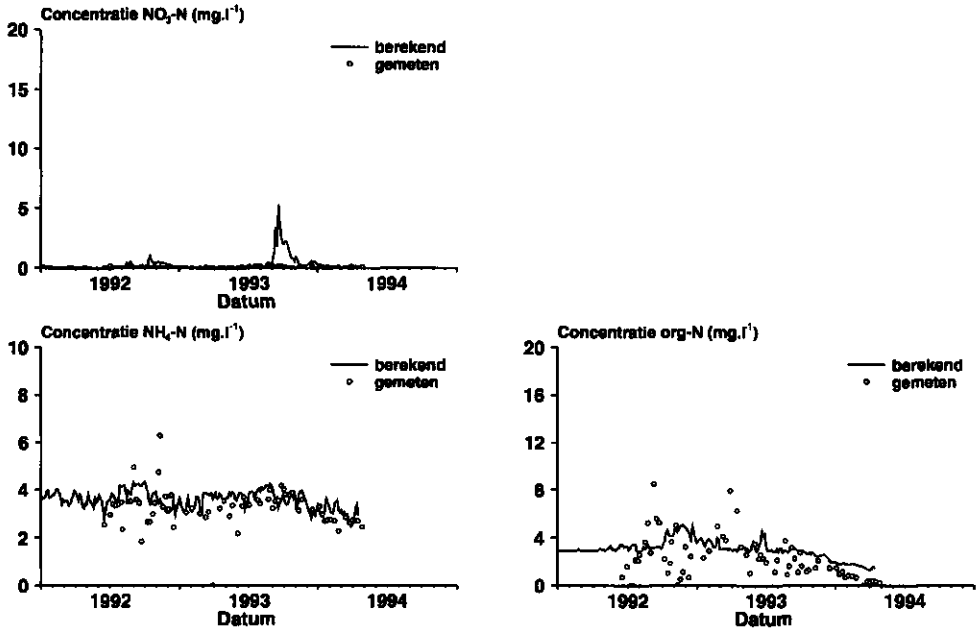

Fig. 55 Gemeten en berekende concentraties van nitraat, ammonium en opgelost organisch N in drainwater van profiel B, Wassenaar

Totaal-stikstofconcentraties en stikstofbalansen

De totaal-stikstofconcentraties in het drainwater van profiel A en profiel B zijn uitgezet in fig. 56. In profiel A ligt de concentratie in de orde van grootte van 8 $mg.l^{-1}$ N. In drain B bedraagt de concentratie gemiddeld 5 $mg.l^{-1}$ N. Dit verschil wordt voor een deel verklaard door de hogere mestgiften op profiel A.

Het model overschat de concentraties van drain B enigszins, voornamelijk als gevolg van de overschatting van de concentraties opgelost organisch N. De AMK-waarde voor oppervlaktewater wordt nagenoeg altijd overschreden. De totaal-N-concentraties in drain B daalt in het voorjaar van 1994 tot ongeveer het niveau van de AMK-waarde.

De toevoer bij profiel A lag gemiddeld 100 $kg.ha^{-1}$ hoger dan bij profiel B, zoals te zien is in fig. 57. De gewasopname van tulp en hyacint (resp. 133 en 94 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$) is lager dan van de kleine lelie-cultivar op profiel B (gemiddeld 43 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$). Via

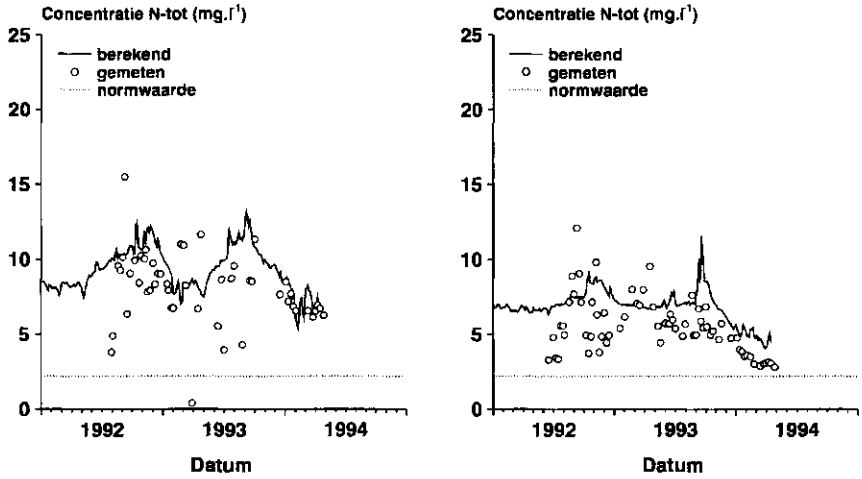

Fig. 56 Gemeten en berekende totaal-stikstofconcentraties in het drainwater van profiel A (links) en profiel B (rechts), Wassenaar

kwelwater wordt bij profiel A netto 8 kg N aangevoerd, bij profiel B is dit getal ruim tweemaal zo hoog. De afvoer bij profiel A is gemiddeld 10% hoger dan bij B. De concentraties aan totaal-N zijn ca. 60% hoger. Deze extra verhoging is te verklaren uit een kleinere waterafvoer van profiel A.

Gemiddeld over de onderzoeksperiode wordt een denitrificatie in de bouwvoor (0-50 cm - mv.) van 110 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N berekend. De NH_3-vervluchtiging bedraagt naar schatting 15 à 20 $kg.ha^{-1}$. De denitrificatie in het profiel te Wassenaar is hoger dan in De Noord. De grondwaterstand is dan in De Noord. Ook is het bodemprofiel van nature minder aëroob. Bij vergelijkbare bemestingen wordt daarom in Wassenaar een hogere denitrificatie in de bouwvoor berekend. Dit proces vindt dan met name in de zone tussen 30 en 50 cm - mv. plaats. De denitrificatie in de bodem dieper dan 50 cm wordt berekend op gemiddeld 57 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N. Dit getal is lager dan in De Noord. Tussen de jaren 1992 en 1993 wordt geen groot verschil in denitrificatie in de bouwvoor berekend. De uitspoeling van stikstofcomponenten uit de bouwvoor naar de ondergrond bedraagt 75 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N. Dit getal is lager dan in De Noord. Dit is verklaren door de hogere denitrificatieverliezen binnen de zone 0-50 cm - mv. in Wassenaar, waardoor de uitspoelingsverliezen uit de bouwvoor kleiner zijn.

Berekend wordt dat de stikstofvoorraad in de bouwvoor met 62 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ wordt uitgeput. De ondergrond in de zone van 0,5 tot 2 m - mv wordt met 28 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ uitgeput.

Het N-overschot bedraagt voor profiel A gemiddeld ca. 75 $kg.ha^{-1}$ en voor profiel B ca. 95 $kg.ha^{-1}$. De belasting van het oppervlaktewater bedraagt ca. 55 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N. Hiervan is minimaal 15 kg afkomstig uit de landbouw (afvoer - kwelaanvoer - bergingsverandering ondergrond). Welk gedeelte van de resterende 40 $kg.ha^{-1}$ is toe te schrijven is aan toegediende organische mest in het verleden is niet precies te achterhalen. Van het overschot dat eventueel uit de bouwvoor uitspoelt, denitrificeert een belangrijk gedeelte in de zone tussen bouwvoor en grondwater. Op grond van

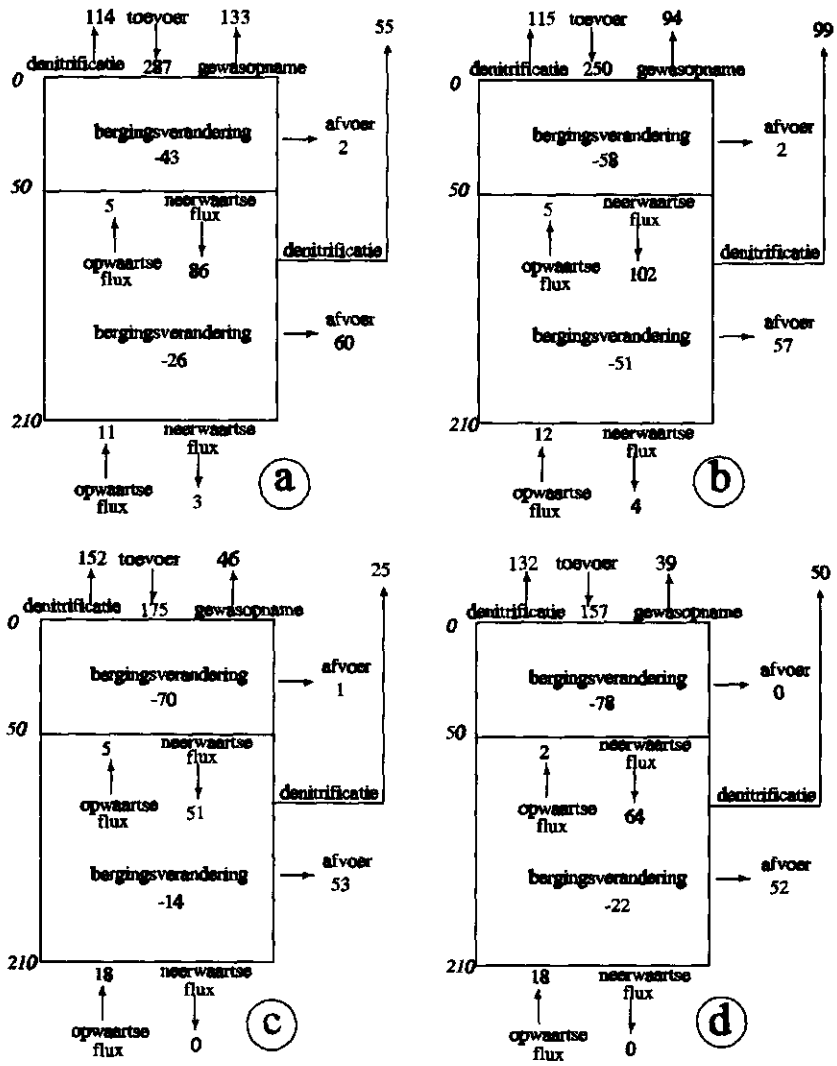

Fig. 57 Berekende stikstofbalansen van profiel A in (a) 1992 en in (b) 1993, en van profiel B in (c) 1992 en in (d) 1993, Wassenaar. 'Denitrificatie' uit de bouwvoor is de som van denitrificatie en ammoniakvervluchtiging bij toepassing van dierlijke mest als stuifbestrijding

de analyse van het bodemmateriaal is te verwachten dat de venige laagjes in het bodemprofiel nog een belangrijke bijdrage leveren aan de belasting van het oppervlaktewater met stikstof.

Fosfaat in bodemvocht, grondwater en drainwater van profiel A

Van het bodemvocht en het grondwater in Wassenaar zijn alleen de totaalfosfaatanalyses betrouwbaar. Een vergelijking met de afzonderlijke gemeten orthofosfaatconcentraties wordt daarom achterwege gelaten.

De metingen vertonen een grote spreiding. Op 50 cm diepte worden concentraties gemeten van 13 to 20 mg.l^{-1} P (fig. 58). Het model berekent een veel gelijkmatiger patroon. Het model is niet in staat om de invloed van kortetermijnprocessen, en de heterogeniteit van de bodem, op de fosfaatconcentratie in bodemvocht en grondwater goed te berekenen.

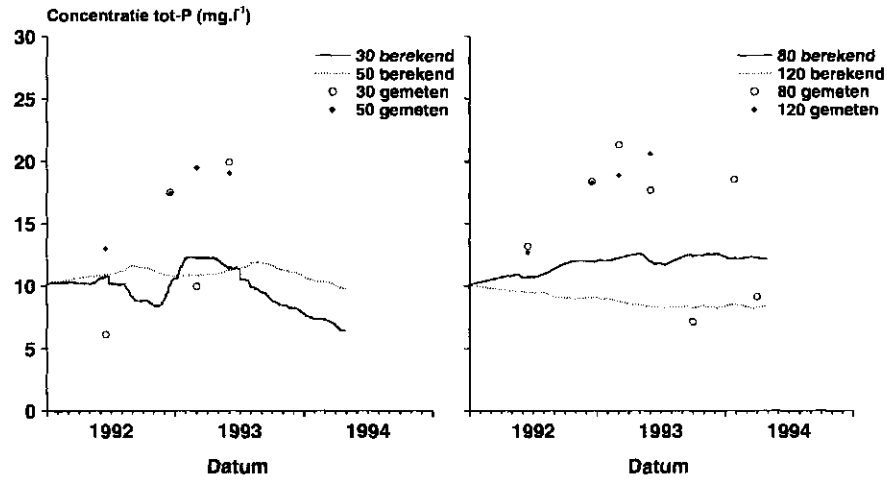

Fig. 58 Gemeten en berekende totaal-fosforconcentraties in bodemvocht (links) en grondwater (rechts) van profiel A, Wassenaar

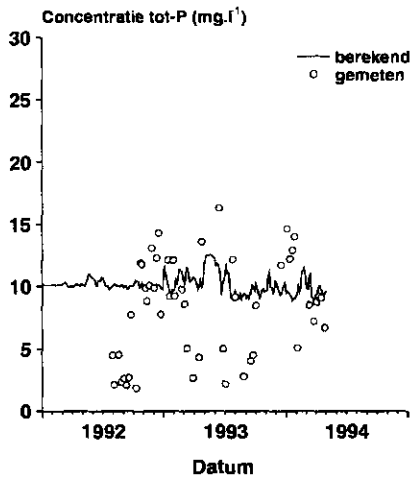

Fig. 59 Gemeten en berekende totaal-fosforconcentraties in drainwater van profiel A, Wassenaar

Het berekende concentratieverloop in het drainwater van profiel A is vrij constant op het niveau van ca. 10 mg.l^{-1} P. De metingen vertonen een grotere variatie dan het berekende verloop. De gemiddelde waarde van de metingen bedraagt 8,5 mg.l^{-1} P, terwijl de berekende waarde ca. 10 mg.l^{-1} P bedraagt. In tegenstelling tot de concentraties in het bodemvocht overschat het model de drainwaterconcentraties. Waarschijnlijk is dit te wijten aan een niet geheel correcte simulatie van de hydrologie. In werkelijkheid wordt het water op 0,8 en 1,2 m diepte meer verdunt met water van iets grotere diepte.

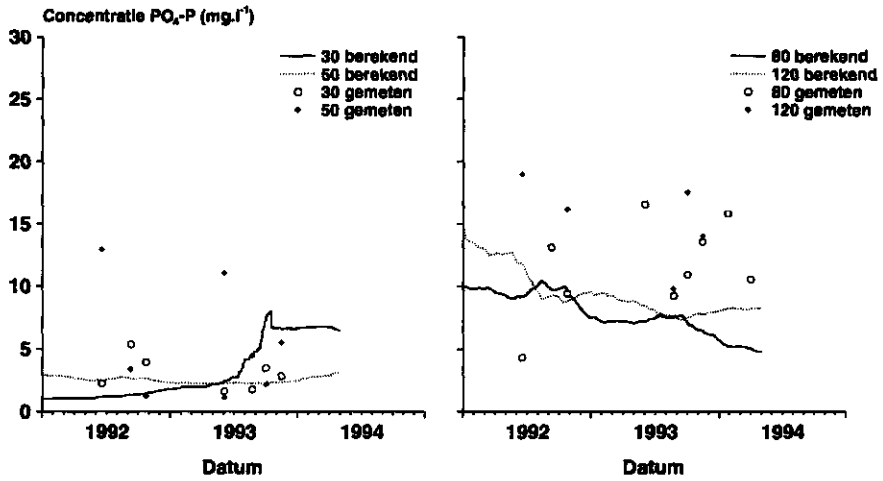

Fig. 60 Gemeten en berekende ortho-fosfaatconcentraties in bodemvocht (links) en grondwater (rechts) van profiel B, Wassenaar

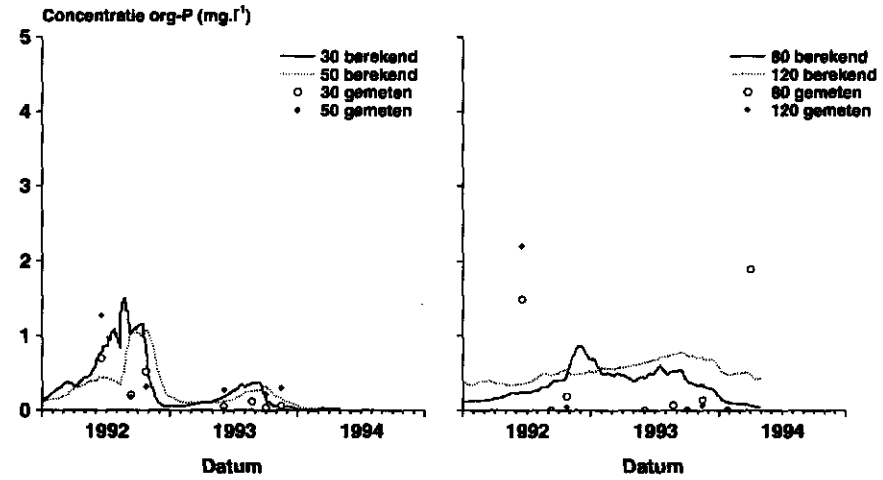

Fig. 61 Gemeten en berekende organischefosforconcentraties in bodemvocht (links) en grondwater (rechts) van profiel B, Wassenaar

Fosfaat in bodemvocht, grondwater en drainwater van profiel B

De ortho-fosfaatconcentraties op 30 en 50 cm diepte in profiel B zijn significant lager dan de concentraties in het bovenste grondwater (fig. 60). Het gemiddelde niveau van de berekeningen stemt redelijk overeen met de metingen, de variatie rondom het gemiddelde wordt minder goed gesimuleerd. Bij de modeltoetsing zijn de drainwaterwaterconcentraties als meer maatgevend beschouwd dan de concentraties in bodemvocht en grondwater.

In het berekende traject op 30 cm diepte is een stijging te zien. Dit zou het gevolg kunnen zijn van de fosfaatoverschotten. In 1993 was het overschot groter dan in 1992:

27 $kg.ha^{-1}$ P in 1992, resp. 58 $kg.ha^{-1}$ P in 1993. Volgens de berekeningen dalen de concentraties in het grondwater. Deze daling hangt samen met een uitputting van de voorraad die van nature aanwezig is en de hoeveelheid die uit de landbouwkundige overschotten naar de zone van het bovenste grondwater is uitgespoeld.

De vergelijking van de berekende en de gemeten organische-P-concentraties in het bodemvocht en grondwater (fig. 61) geeft aan dat de simulatie goed verloopt. Het gemiddelde en de variatie worden goed berekend. De concentraties organische fosfor zijn veel lager dan van ortho-fosfaat. Meer dan 90% van het totale fosfaat bevindt zich in de vorm van de minerale component. De metingen in het grondwater vertonen een veel grotere spreiding.

Opgemerkt wordt dat de 'gemeten' organische-P-concentraties zijn bepaald als het verschil tussen de totaal-P en de ortho-fosforconcentraties. Bij de ortho-fosfaatconcentraties kunnen meetfouten worden gemaakt. Een dergelijke meetfout heeft dan relatief grote gevolgen voor de organische-P-concentraties. In enkele monsters wordt geen organische P aangetroffen in andere monsters kan de concentratie oplopen tot ca. 2 $mg.l^{-1}$ P.

De berekende concentraties van de fosfaatcomponenten in drain B volgen het gemeten verloop redelijk goed (fig. 62). Voor beide componenten is de gemeten variatie groter berekende variatie. Bij ortho-fosfaat lijkt een geringe dalende tendens zichtbaar te zijn. De gemiddelde ortho-fosfaatconcentratie in het drainwater bedraagt 7,5 $mg.l^{-1}$ P, voor de organische component bedraagt de gemiddelde concentratie 0,5 $mg.l^{-1}$ P.

Totaal-P-concentraties in bodemvocht en fosfaatbalansen

Het resultaat van bovenstaande berekeningen wordt samengevat in de figuur met de totaal-P-concentraties in drain A en drain B (fig.63). Te zien is dat de simulatie voor profiel B beter verloopt dan voor profiel A.

De variatie in de meetpunten van drain A is ook veel groter dan van B. In de berekening volgt de lijn bij A meer het hoge traject van de meetpunten. Evenals bij ortho-fosfaat lijkt zich bij profiel B weer een licht dalende trend zichtbaar af te tekenen. In beide drains wordt de AMK-waarde voor oppervlaktewater van totaal-P met een factor 50 tot 100 overschreden.

Aan de hand van de berekende fosforbalansen van beide profielen is te zien dat de beide profielen verschillend reageren (fig. 64). Het gemiddelde overschot in profiel A is 36 $kg.ha^{-1}$. Opgeteld met de gemiddelde uitputting van de bouwvoor van 13 $kg.ha^{-1}$ leidt dit tot een gemiddelde verplaatsing van 48 $kg.ha^{-1}$ naar dieper liggende bodemlagen. Het overschot bij profiel B bedraagt gemiddeld 42,5. Het merendeel wordt geborgen in de bouwvoor. Het restant (gemiddeld 6,5 $kg.ha^{-1}$ wordt verplaatst naar diepere bodemlagen. De uitputting van de ondergrond (gemiddeld 31,5 $kg.ha^{-1}$) en de belasting door kwel (18 $kg.ha^{-1}$) zijn groter dan bij profiel A.

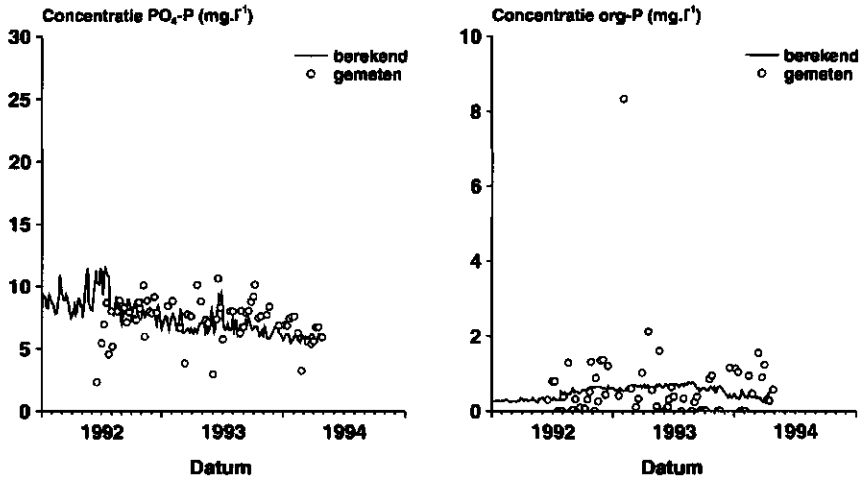

Fig. 62 Gemeten en berekende ortho-fosfaatconcentraties (links) en organischefosforconcentraties (rechts) in drainwater van profiel B

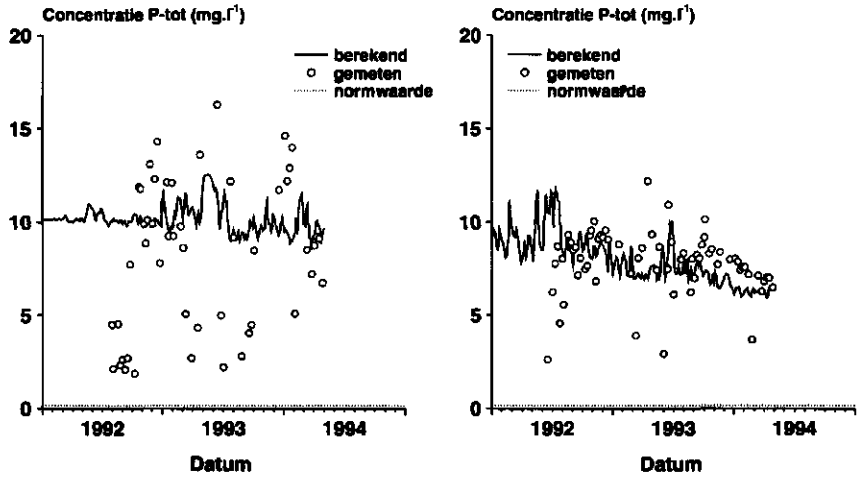

Fig. 63 Gemeten en berekende totaal-fosforconcentraties in drainwater van profiel A (links) en profiel B (rechts), Wassenaar

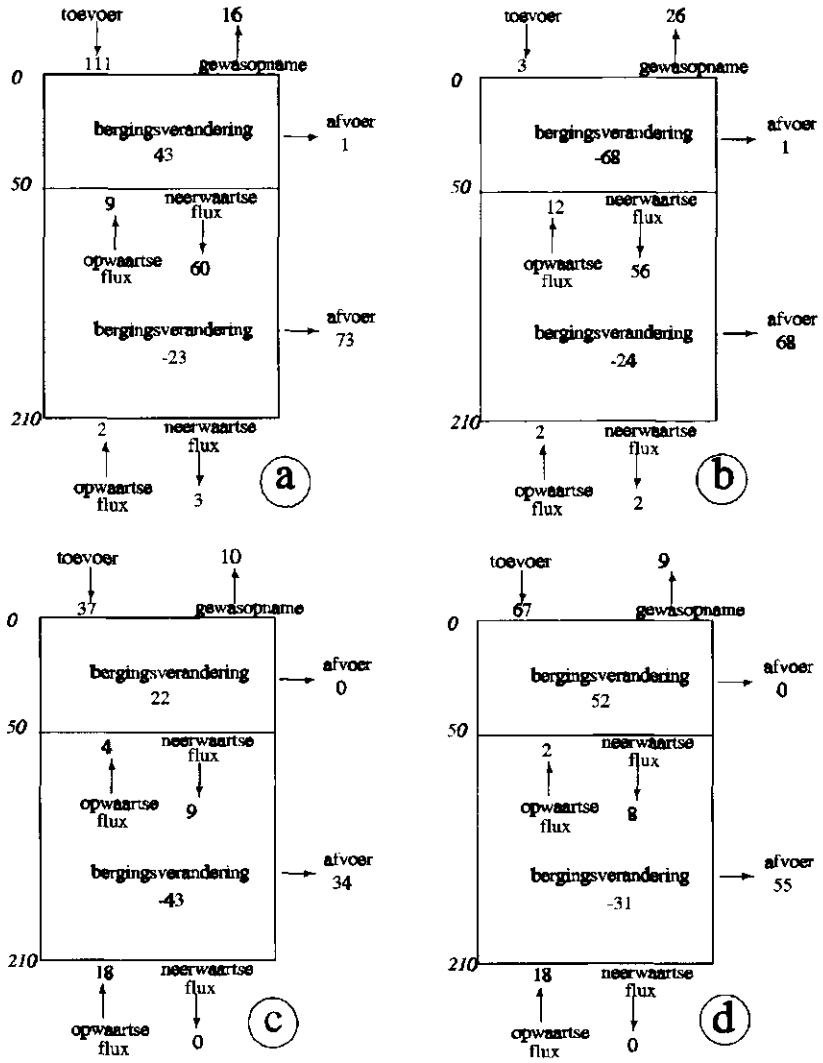

Fig. 64 Berekende fosforbalansen van profiel A in (a) 1992 en in (b) 1993 en van profiel B in (c) 1992 en in (d) 1993, Wassenaar

7.3 Vergelijking van concentraties in drainwater en slootwater

In het emissieproject zijn concentraties gemeten in het drainwater en in het slootwater ter bepaling van de afvoer op drainniveau en op perceelsniveau. Uit een vergelijking van de drainwaterconcentraties met de concentratie in het slootwater kunnen eventueel conclusies worden getrokken t.a.v. de representativiteit van de drains voor het gehele perceel. Ook zijn misschien conclusies te trekken over eventuele verliezen die in de perceelssloot zouden kunnen optreden. Perceelsloten zijn in veel situaties te zien als een intermediair tussen het drainwater en het door waterschappen beheerde oppervlaktewater. Een globale vergelijking tussen drainwaterconcentraties en slootwaterconcentraties kan plaats vinden door alle metingen uit te zetten in een tijdverloop (fig. 65) of door de frequentieverdelingen met elkaar te vergelijken (fig. 66).

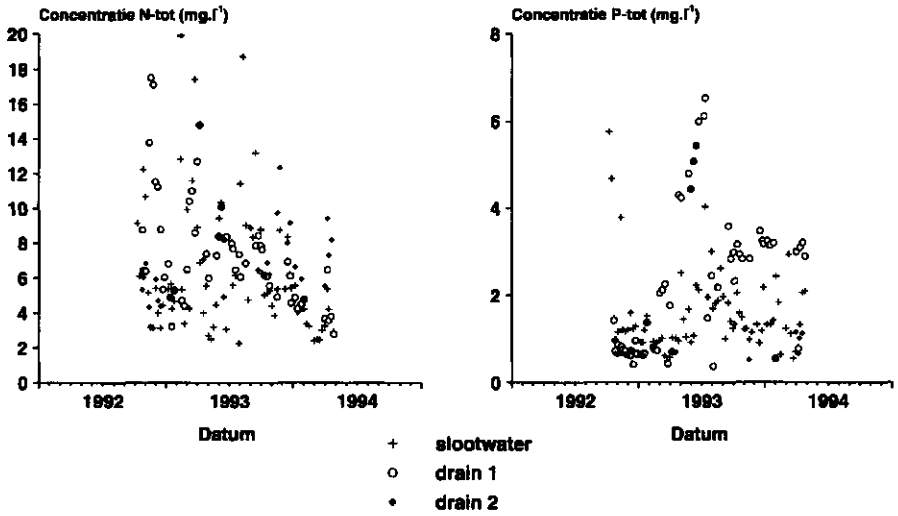

Fig. 65 Gemeten concentraties van totaal-N (links) en totaal-P (rechts) in slootwater en drainwater op het proefbedrijf De Noord

Zoals bij de bespreking van de modeltoetsing is opgemerkt vertonen de metingen een grote spreiding, zowel voor stikstof als voor fosfaat. De stikstofconcentraties in het slootwater liggen iets lager dan in het drainwater. In fig. 66a is te zien dat in het traject tussen 0 en 80% de lijnen die behoren bij de drainwaterconcentraties nagenoeg samenvallen. De lijn die correspondeert met het slootwater loopt links van de twee andere lijnen. Ook in het scatterdiagram (fig. 65) is te zien dat de slootwaterconcentraties van stikstof iets lager liggen. Dit is waarschijnlijk te wijten aan de verdwijnprocessen in het oppervlaktewater. Organische stikstof en ammonium wordt in aanwezigheid van zuurstof omgezet in nitraat. Het nitraat kan in de slootbodem en de slootwand in aanwezigheid van gemakkelijk afbreekbare stikstofcomponenten denitrificeren. Bedacht moet worden dat deze verdwijnpost niet groot is, en binnen de foutenmarge valt van de metingen. Ook verdunning met water uit 'schonere' drains kan een rol spelen. Een eventuele verdwijning zal ten hoogste 10 à 15% bedragen.

Bij fosfaat worden relatief minder lage concentraties aangetroffen dan bij de drain. Ongeveer 2/3 van het aantal slootwatermonsters bevat een totaal-P-concentratie van 1 à 2 $mg.l^{-1}$ P. De drains hebben relatief meer monsters met concentraties < 1 $mg.l^{-1}$ en met concentraties > 2 $mg.l^{-1}$. In 80% van het aantal gevallen heeft drain 2 lagere fosfaatconcentraties dan in het oppervlaktewater is gemeten. De frequentielijn van drain 1 heeft een opvallende vorm. Een relatief gering aantal monsters valt in de klasse tussen 1 en 2,5 $mg.l^{-1}$ P. Gemiddeld zijn de concentraties in drain 1 het hoogst.

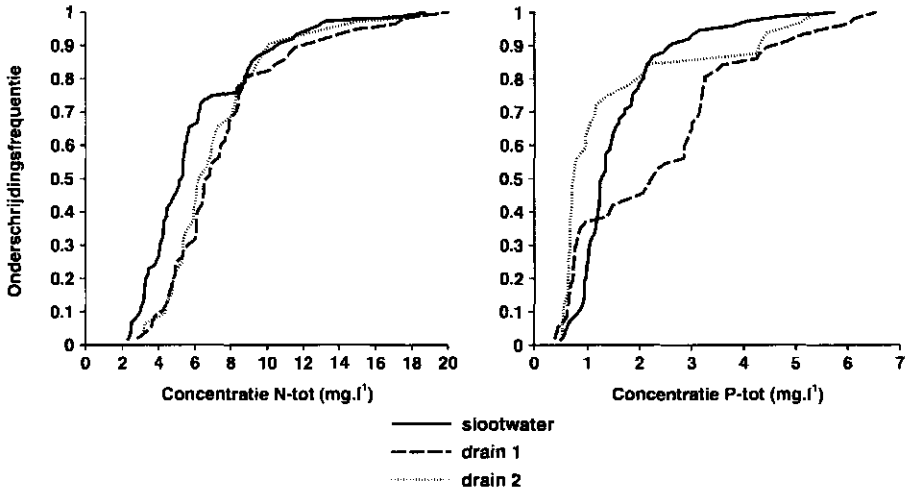

Fig. 66 Cumulatieve frequentieverdeling van de totaal-stikstofconcentratie (links) en totaal-fosforconcentraties (rechts) in slootwater en drainwater op het proefbedrijf De Noord

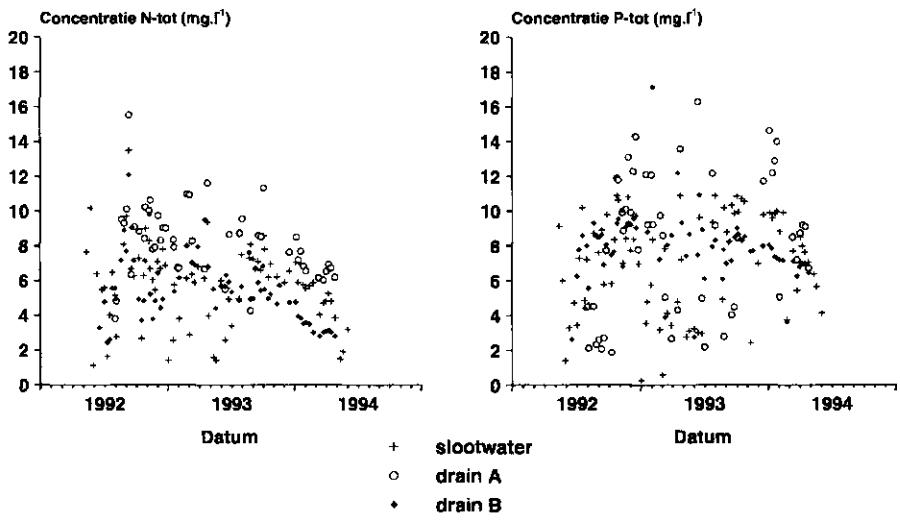

Fig. 67 Gemeten concentraties van totaal-N (links) en totaal-P (rechts) in slootwater en drainwater op het bloembollenbedrijf te Wassenaar

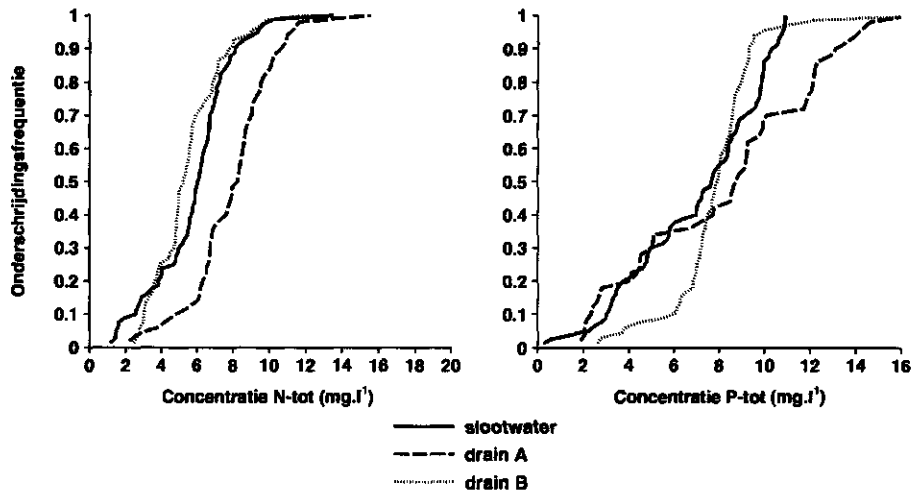

Fig. 68 Cumulatieve frequentieverdeling van de totaal-stikstofconcentraties (links) en totaal-fosforconcentraties (rechts) in slootwater en drainwater op het bloembollenbedrijf te Wassenaar

Geconcludeerd kan worden dat geen groot verschil bestaat tussen de concentraties in de drains en in het slootwater. Bij stikstof kan een geringe verdwijning of verdunning plaatsvinden. Bij fosfaat is de slootwaterconcentratie als een redelijk gemiddelde te beschouwen van drain 1 en drain 2.

De gemeten concentraties in Wassenaar zijn weergegeven in fig. 67. Fig. 68 geeft de onderschrijdingsfrequenties van de meetpunten in Wassenaar. In fig. 67a en 68a is te zien dat de totaal-N-concentratie van drain A significant hoger is dan van drain B en het slootwater. De vorm van de frequentiecurves is nagenoeg gelijk. Driekwart van het aantal metingen bevindt zich in de klasse tussen 4 en 8 $mg.l^{-1}$ N voor drain B en slootwater. Voor drain A liggen de klassegrenzen 2 $mg.l^{-1}$ hoger.

Voor fosfaat komt de frequentielijn van het slootwater meer overeen met de lijn van drain A. Zowel in slootwater als in het water van drain A vertonen de concentraties een grote spreiding. De spreiding in drain B is kleiner. Ongeveer 80% van de metingen valt in de klasse tussen 7 en 9 $mg.l^{-1}$ P. De mediane waarde en de gemiddelde waarde van de drainwaterconcentraties en de slootwaterconcentratie bedraagt ca. 8 $mg.l^{-1}$ P.

Het slootwater in Wassenaar is als een redelijk gemiddelde te beschouwen van drain A en drain B. Tussen drain A en drain B bestaan significante verschillen voor zowel het gedrag van stikstof als voor het gedrag van fosfaat. Er is geen aanwijzing dat stikstof uit het slootwater zou verdwijnen voordat het uit de perceelsloot wordt afgevoerd.

7.4 Interpretatie en betrouwbaarheid

Bij de toetsing van het uitspoelingsmodel voor nutriënten is gepoogd met een zo gering mogelijke aanpassing van de modelparameters een goede overeenkomst tussen gemeten en berekende waarden te verkrijgen. Wanneer de parameters niet specifiek zijn voor een bodemprofiel of een bedrijf zijn ze meer algemeen toepasbaar. Locatie-specifieke parameters moeten bij bredere toepassing van het model voor andere locaties opnieuw worden bepaald of worden afgeleid uit bijv. bodemkenmerken. Om een bevredigende fit te krijgen van de modeluitkomsten aan de meetwaarden bleek een aantal parameters aangepast te moeten worden:

- Parameters waarmee de vorming en afbraak van opgelost organisch materiaal worden beschreven. Deze parameters hangen samen met de aard en de ouderdom van de organische stof.
- Parameters voor de berekening van zuurstofdiffusie. Deze parameters zijn vaak specifiek voor een bodem en hangen samen met de bodemstructuur;
- De doorlatendheid van de bodem in de verzadigde zone. Deze parameters zijn van belang bij het vaststellen van de bijdrage van waterfluxen uit verschillende bodemlagen aan de drainafvoer en hangen samen met lokale hydrologische omstandigheden.
- Parameters waarmee de verdeling tussen de 'reversibel' en 'irreversibel' gebonden hoeveelheid fosfaat in de bodem tot uitdrukking komt. Deze verdeling hangt af van bodemchemische kenmerken en de ouderdom van het fosfaat.

De initiële voorraad fosfaat en organische stof is specifiek voor een bodemprofiel. Deze kenmerken kunnen per perceel met grondanalyses in het laboratorium met redelijke betrouwbaarheid worden vastgesteld.

Uit het veldonderzoek dat is uitgevoerd tbv de modeltoetsing is gebleken dat de verschillen binnen een perceel aanzienlijk kunnen zijn, voortkomend uit de ruimtelijke variabiliteit van relevante bodemkenmerken. Zelfs op een afstand van 20 meter worden op het onderzoeksperceel De Noord verschillen in de fosfaattoestand en de drainwater-concentraties geconstateerd. Het onderzoek heeft zich niet gericht op het aangeven van een optimale bemonsteringsstrategie om een nauwkeurig antwoord te krijgen. Duidelijk is wel dat voor het vaststellen van een perceelsgemiddelde drainwaterconcentratie bij een gegeven betrouwbaarheid en grenzen die in de orde van grootte van de AMK-waarde voor het oppervlaktewater liggen aanzienlijke aantallen monsters nodig zijn.

Bij het doorrekenen van de scenario's is ervoor gekozen om profiel 1 representatief te veronderstellen voor het bloembollengebied in Noord-Holland. De bodemfysische en bodemchemische kenmerken van profiel B in Wassenaar zijn gebruikt bij het schematiseren van een profiel dat model staat voor het bloembollengebied in Zuid-Holland. Bedacht moet worden dat de extrapolatie vanuit de genoemde profielen kan leiden tot aanzienlijke onzekerheden in de uitkomsten van de berekende drainwaterconcentraties en vrachten op het oppervlaktewater. Zeker in situaties wanneer de drainwaterconcentraties dichtbij de norm voor het oppervlaktewater zou liggen en de vraag relevant wordt of met de voorgestelde maatregelen de norm wel of niet wordt gehaald, kan van de modellen geen nauwkeurig antwoord worden verwacht. De methode leent zich wel goed voor het vergelijken van het effect van verschillende scenario's en het inschatten van de orde van grootte van de te verwachten drainwaterconcentraties.

8 Schatting van de belasting van oppervlaktewater met meststoffen in 1987 en 2000

8.1 Aannames en invoergegevens

Met de getoetste modellen worden scenario's doorgerekend om inzicht te verkrijgen in het effect van emissie-reducerende maatregelen. Het doel en het opstellen van de scenario's zijn besproken in par. 2.2. Met betrekking tot de emissie van meststoffen zijn een aantal extra aannames gedaan tav de bemestingspraktijk in de situatie die behoort bij het peiljaar 1987 en de situatie die behoort bij het peiljaar 2000. De meest relevante handelingen per bedrijfstype zijn samengevat in tabel 30.

Tabel 30 Voor uitspoeling van meststoffen relevante handelingen per bedrijfstype in het scenario 1987 en het scenario 2000

Handeling	1987	2000
De Noord		
Inundatie:	n.v.t.	1 maal in de 4 jaar (voor narcis)
Diepte grondbewerking:	30 cm	30 cm
Organische bemesting:		
stalmest[a]:	1 maal per 3 jaar 34 $m^3.ha^{-1}$	n.v.t.
drijfmest[b]:	2 maal per 3 jaar 30 $m^3.ha^{-1}$	n.v.t.
GFT-compost[c]:	n.v.t.	2 maal per 4 jaar 6 $ton.ha^{-1}$ d.s.
groenbemesters[d]:	nee	2 maal per 4 jaar
De Zuid		
Diepte grondbewerking:	30 cm	30 cm
Organische bemesting:		
stalmest[a]:	1 maal per 2 jaar 57 $m^3.ha^{-1}$	n.v.t.
drijfmest[b]:	2 maal per 3 jaar 31 $m^3.ha^{-1}$	n.v.t.
GFT-compost[c]:	n.v.t.	3 maal per 4 jaar 6 $ton.ha^{-1}$ d.s.
groenbemesters[d]:	nee	3 maal per 4 jaar

a stalmest altijd voor hyacint (1 maal per 4 jaar)
b direct na planten van lelies
direct na rooien tulp
c Noord: na oogst narcis en na oogst hyacint; Zuid: na oogst narcis, na oogst hyacint en na oogst tulp
d bladrammenas, onderwerken: 2 weken voor planten hoofdgewas (+ 30 $kg.ha^{-1}$ N na zaaien)
Noord: na oogst narcis en na oogst hyacint; Zuid: na oogst narcis, na oogst hyacint en na oogst tulp

Omdat bij de berekening is uitgegaan van een één-op-vier teelt (lelie - tulp - narcis - hyacint) worden de stalmest en drijfmest minder vaak toegepast dan volgens het bedrijfstype is aangegeven. Om hiervoor te corrigeren worden de doseringen vermenigvuldigd met een bepaalde factor, zodat toch langjarig gemiddeld de juiste hoeveelheden worden toegediend. Bij stal- en drijfmest in Noord-Holland en de drijfmest in Zuid-Holland is de factor vier gedeeld door drie en bij de stalmest in Zuid-Holland is deze factor vier gedeeld door twee.

De modeltoetsing heeft betrekking op 2 percelen en op 2 jaren. De bemestingspraktijk op het proefbedrijf 'De Noord' vertoonde grote overeenkomst met die van het *scenario 2000*. Het model is voor de bemestingspraktijk in Noord-Holland voor het

jaar 1987 niet getoetst. Daarom is als extra uitgangspunt gekozen dat de bemestingspraktijk in 1987 erop was gericht de voorraad stikstof en fosfor in de bouwvoor in ieder geval niet te laten uitputten, maar in stand te houden. Aanvullend hierop is gesteld dat de milieubelasting in Noord-Holland in 2000 niet groter zal zijn dan in de modeltoets voor het proefbedrijf wordt gemeten. Dit leidde ertoe dat een omzettingscoefficient voor organischestofomzetting nog een extra aanpassing behoefde om aan deze voorwaarde te kunnen voldoen.

Bij de scenario's wordt behalve de belasting van het oppervlaktewater het concentratieverloop gedurende het jaar van totaal-N en totaal-P in drainagewater als belangrijk gezien. Dit verloop wordt geanalyseerd in een gemiddeld, een droog en een nat jaar. De meteorologisch reeks waarmee de scenario's worden doorgerekend loopt van 1981 tot en met 1992. De reeksen verschillen voor de bloembollengebieden in Noord-Holland en Zuid-Holland. Gekozen is voor 1983 als een redelijk gemiddeld jaar, op basis van de neerslagsom. Voor het droge en het natte jaar is 1991 resp. 1988 gekozen. De reeks is te kort voor een grondige statistische analyse. Gezien alle andere onzekerheden is een dergelijke analyse voor het doel van deze studie ook niet zinvol. Eén op de 5 à 10 jaar is natter dan 1988 en één op de 5 à 10 jaar is droger dan 1991.

Bij het analyseren van de uitvoer wordt een regionaal gemiddelde gepresenteerd. Dit regionale gemiddelde wordt berekend als het gebiedsgewogen gemiddelde van de uitspoeling onder lelie, tulp, narcis en hyacint. Hiertoe wordt de reeks jaren viermaal doorgerekend, met steeds een ander gewas als begingewas in het eerste jaar. De volgorde van gewasopvolging is steeds gehandhaafd. De areaalfracties van de gewassen zoals vermeld in tabel 2 zijn als weegfactor gebruikt. De verwachte afname van het areaal tulp en de toename van lelie in Noord-Holland is verwerkt in de berekening van de regionale stoffenbelasting van het oppervlaktewater.

Bij de modelsimulaties is gebleken dat de berekende nutriëntenopname sterk wordt gestuurd door de geschatte transpiratiesom. Een geringe afwijking van de geschatte transpiratie van enkele millimeters waterschijf van de transpiratie waar het model vanuit gaat kan behoorlijke gevolgen hebben voor de berekende N- en P-opname. Voor de scenarioberekeningen zijn andere waarden voor de transpiratiesom ingevoerd dan de in de modeltoetsing gehanteerde waarden. Omdat geen gegevens bekend zijn hoe gewassen reageren bij verminderd nutriëntenaanbod, is er vanuit gegaan dat de planten optimaal in hun nutriëntenbehoefte kunnen voorzien. Daarom zijn uit de 12-jarige simulatiereeks per gewas nieuwe waarden voor de transpiratiesom berekend op basis van de in deze reeks voorkomende meteorologische omstandigheden.

8.2 Resultaten

In de scenario's stelde zich binnen de termijn van de 12 meteorologische jaren zowel voor het bodemprofiel in Noord-Holland als voor het bodemprofiel in Zuid-Holland een evenwicht in voor de uitspoeling van stikstof naar grond- en oppervlaktewater. Voor de fosfaatuuitspoeling duurt het aanzienlijk langer voordat zich een 'nieuw' evenwicht instelt. Bij het handhaven van de bemestingspraktijk van het jaar 1987 wordt voor het profiel in Noord-Holland berekend dat uitgaande van de huidige

situatie na ca. 50 jaar een nieuw evenwicht wordt bereikt. Het evenwicht dat behoort bij het *scenario 2000* wordt aanzienlijk sneller bereikt: na ca. 10 jaar. In Zuid-Holland wordt het nieuwe evenwichtsniveau van fosfaatuitspoeling dat behoort bij het *scenario 1987* bereikt na ca. 35 jaar. Voor het *scenario 2000* duurt het ca. 15 jaar voordat zich een nieuw evenwicht heeft ingesteld.

Noord-Holland

Uit deze balansen blijkt dat zowel in het *scenario 1987* als in het *scenario 2000* ongeveer de helft van de toegevoerde stikstof (bemesting + droge en natte depositie) door denitrificatie uit het bodemprofiel verdwijnt (fig. 69). De reductiecapaciteit van de zone tussen de bouwvoor en het drainniveau is voldoende groot om het uitgespoelde nitraat te denitrificeren. De anaërobe afbraak van de organische stof in de bovenste grondwaterzone is in beide scenario's even groot.

Bij een bemestingsstrategie zoals weergegeven in *scenario 2000* wordt de afvoer van totaal-N naar het oppervlaktewater ten opzichte van de bemestingspraktijk van het jaar 1987 bijna met de helft gereduceerd. In *scenario 2000* wordt een afvoer van 43 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N berekend. Dit komt overeen met een gemiddelde drainwater-concentratie van ca. 9 $mg.l^{-1}$ N (zie ook fig. 71b). Hieruit blijkt dat voor *scenario 2000* de AMK-waarde met ongeveer een factor 4 wordt overschreden.

Uit de figuur met fosforbalansen is zeer duidelijk het verschil in effect als gevolg de bemestingsstrategie in de beide scenario's te zien. In *scenario 1987* is door een hoge P-bemesting nog duidelijk sprake van een P-overschot.

In *scenario 2000* wordt de toevoer aan totaal-P teruggebracht van 134 naar 8 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ P. Het directe gevolg hiervan is de afname van de gewasopname van 19 naar 9 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ P. Een ander effect is o.a. een uitputting van 5 en 6 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ van resp. de bouwvoor en de onderliggende laag.

Een verminderde nutriëntentoevoer resulteert in een verminderde afvoer van fosfaat naar het oppervlaktewater. Voor *scenario 2000* wordt een afvoer van ca. 10 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ P naar het oppervlaktewater berekend. Dit betekent een reductie van ongeveer 90% ten opzichte van *scenario 1987*. Een belasting van het oppervlaktewater met 10 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ P komt overeen met een concentratie van ongeveer 2 $mg.l^{-1}$ P. Dit betekent nog steeds een forse overschrijding van de AMK-waarde.

Uit fig. 71 valt op te maken dat vooral tijdens de winter een hogere uitspoeling in een droog jaar is te verwachten en dat de concentratie van totaal-N in het drainwater met de bemestingsstrategie, zoals toegepast in het *scenario 2000* ongeveer de helft van de oorspronkelijke waarde zal aannemen. Dit komt overeen met de getallen uit de stikstofbalansen voor het profiel Noord-Holland (fig. 69).

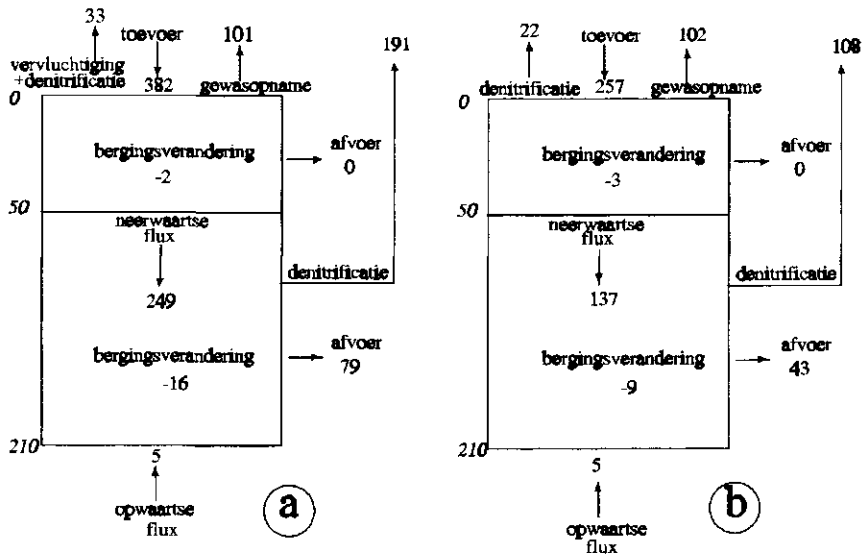

Fig. 69 Stikstofbalansen van het bodemprofiel in Noord-Holland in scenario 1987 (a) en scenario 2000 (b), gemiddeld over een 12-jarige simulatieduur

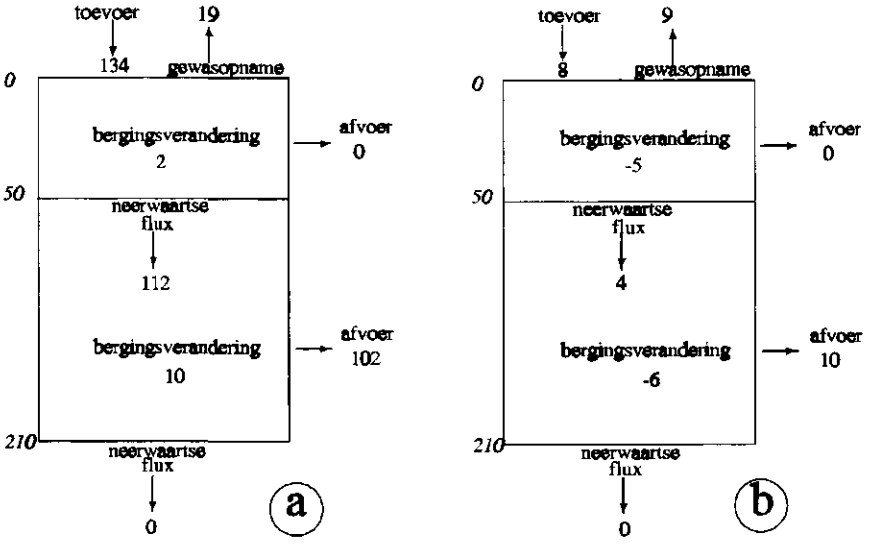

Fig. 70 Fosforbalansen van het bodemprofiel in Noord-Holland in scenario 1987 (a) en scenario 2000 (b), gemiddeld over een 12-jarige simulatieduur nadat eerst 48 jaren zijn doorgerekend

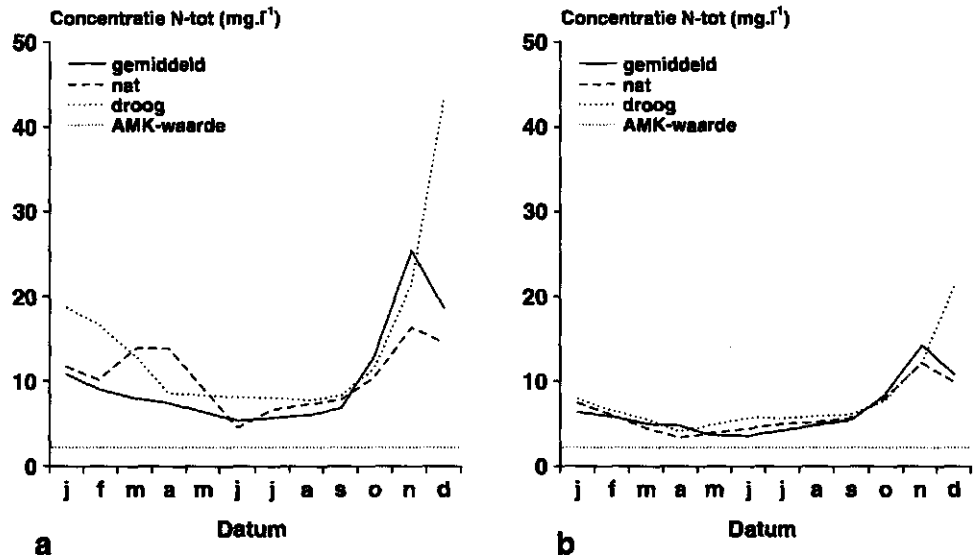

Fig. 71 Drainwaterconcentraties van totaal-N in het bodemprofiel in Noord-Holland in een droog, gemiddeld en nat jaar in scenario 1987 (a) en scenario 2000 (b)

Fig. 72 geeft een overzicht van het concentratieverloop van totaal-P in een gemiddeld, nat en droog jaar voor *scenario 1987* en *scenario 2000*. Voor al de drie gekozen jaren is voor *scenario 1987* dezelfde trend te zien: een hoge uitspoeling in het voorjaar en geringe uitspoeling in het najaar.

Gemiddeld wordt een drainwaterconcentratie van ca. 20 $mg.l^{-1}$ P berekend. In *scenario 2000* wordt gedurende het gehele jaar een stabiel niveau van ca. 2 $mg.l^{-1}$ P berekend. Het verschil tussen een nat, droog en gemiddeld jaar is hier kleiner dan 10% ten opzichte van het gemiddeld niveau.

Bij de beschrijving van de stikstofbalansen is al opgemerkt dat bij de bemestingsstrategie van *scenario 2000* meer fosfaat aan de bodem door het gewas wordt ontrokken dan als mestgift wordt toegediend. Wat dit betekent voor de bodemvruchtbaarheid is weergegeven in fig. 73a, waarin het verloop van het Pw-getal in de bovenste 30 cm van het bodemprofiel in Noord-Holland voor de beide scenario's is weergegeven. In een tijdsbestek van 3 jaar is voor *scenario 2000* een afname van het Pw-getal van 20 naar ca. 5 $mg.l^{-1}$ P_2O_5 berekend. De berekende trajecten zijn beiden niet in het laboratoriumonderzoek gemeten. De Pw-waarde van ca. 60 $mg.l^{-1}$ is een extrapolatie naar boven t.o.v. het meettraject en de Pw-waarde van ca. 5 $mg.l^{-1}$ is een extrapolatie naar beneden t.o.v. het meettraject in het laboratoriumonderzoek.

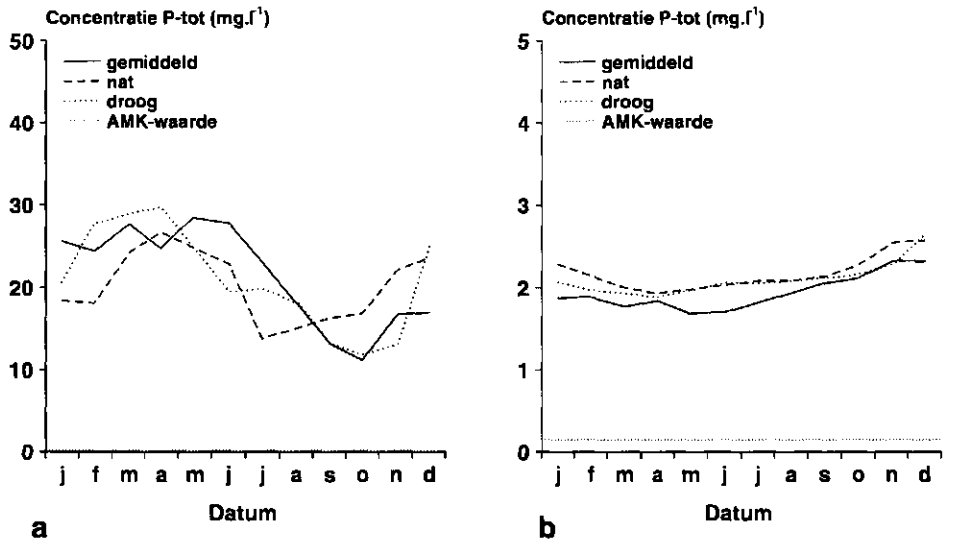

Fig. 72 Drainwaterconcentraties van totaal-P in het bodemprofiel in Noord-Holland in een droog, gemiddeld en nat jaar in scenario 1987 (a) en scenario 2000 (b)

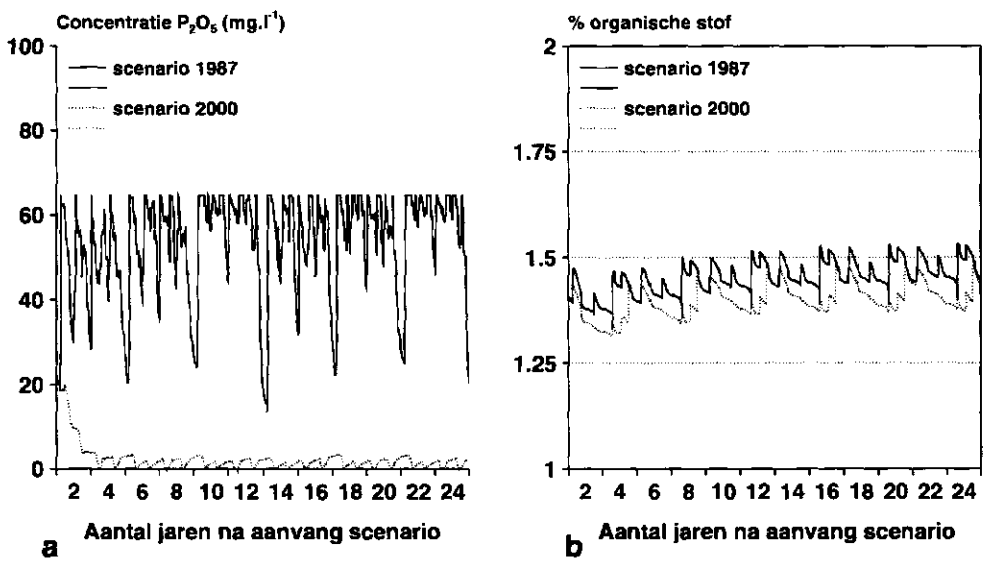

Fig. 73 Verloop van het Pw-getal (a) en het organischestofpercentage (b) in de bovenste 30 cm van het bodemprofiel in Noord-Holland in scenario 1987 en scenario 2000

Voor *scenario 1987* wordt een gemiddeld Pw-getal van ca. 60 $mg.l^{-1}$ P_2O_5 gesimuleerd. De uitschieters in *scenario 1987* zijn te wijten aan de grondbewerkingen. Bij het lage Pw-getal dat wordt berekend in het *scenario 2000* zal de langzame fosfaat 'pool' die is opgeslagen in het 'irreversibel' gebonden deel waarschijnlijk toch gaan naleveren en gedeeltelijk beschikbaar kunnen komen. In de berekeningen is met deze vorm van mobilisatie geen rekening gehouden. Het berekende verloop is daarmee te beschouwen als een 'worst-case'.

Het effect van *scenario 1987* en *scenario 2000* voor verloop van het organischestof-percentage over 24 jaar is weergegeven in fig. 73b. Zowel voor het *scenario 1987*, als voor het *scenario 2000* wordt een stabiel organischestofpercentage van 1,5% berekend.

Zuid-Holland

Voor Zuid-Holland is in de scenario-berekeningen een onderscheid gemaakt tussen een lagere (fig. 74a en b) en een hogere wegzijgingsvariant (fig. 74c en d). Naast een hogere mestgift dan in Noord-Holland is verondersteld (voor zowel *scenario 1987* als voor *scenario 2000)*, valt tevens de hoge denitrificatie in de bouwvoor op. De reden hiervoor is de geringe aëratie door een hoge grondwaterstand en een van nature minder aëroob profiel. Voor de hogere wegzijgingsvariant, met een lagere grondwaterstand, wordt een lagere denitrificatie in de bouwvoor berekend, al is de denitrificatie in de bouwvoor van deze variant altijd nog hoger dan in het Noord-Hollandse profiel.

Voor de lagere wegzijgingsvariant wordt een afvoer naar het oppervlaktewater van 61 en 30 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N voor resp. *scenario 1987* en *scenario 2000* berekend. Voor beide scenario's wordt dus een lagere belasting van het oppervlaktewater ten opzichte van de scenario's voor het Noord-Hollandse profiel berekend. Dit is te verklaren doordat een groot deel van de toegevoerde stikstof in de bouwvoor van het profiel in Zuid-Holland wordt gedenitrificeerd. Om dezelfde reden wordt een grotere afvoer voor de hogere wegzijgingsvariant berekend. De verminderde aanvoer van nutriënten in *scenario 2000* resulteert in een uitputting van de bouwvoor van 7 en 40 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N voor resp. de lagere en de hogere wegzijgingsvariant. De uitputting van de onderliggende laag blijft voor beide scenario's en voor beide wegzijgingsvarianten overanderd: ca. 12 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$.

In tegenstelling tot het profiel in Noord-Holland, resulteert een verlaagde P-gift in *scenario 2000* niet in een verminderde gewasopname (fig. 75). Een reden hiervoor is de inschatting van de reversibele ad/desorptie-isotherm voor de bovenste 50 cm van het profiel in Zuid-Holland, waardoor in de bouwvoor de sorptiekinetiek van fosfaat anders is dan in de bovenste 50 cm van het profiel in Noord-Holland.

Voor het *scenario 2000* wordt voor zowel de bouwvoor als voor de onderliggende laag, in beide wegzijgingsvarianten, een uitputting van ca. 12 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ P berekend. In beide wegzijgingsvarianten wordt voor *scenario 2000* een reductie in de afvoer naar het oppervlaktewater van ca. 85% berekend. In het *scenario 2000* bedraagt de belating van het oppervlaktewater in zowel de hogere als in de lagere wegzijgings-variant 11 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$. Dit correspondeert met een drainwaterconcentratie van ca. 2,5 $mg.l^{-1}$ P.

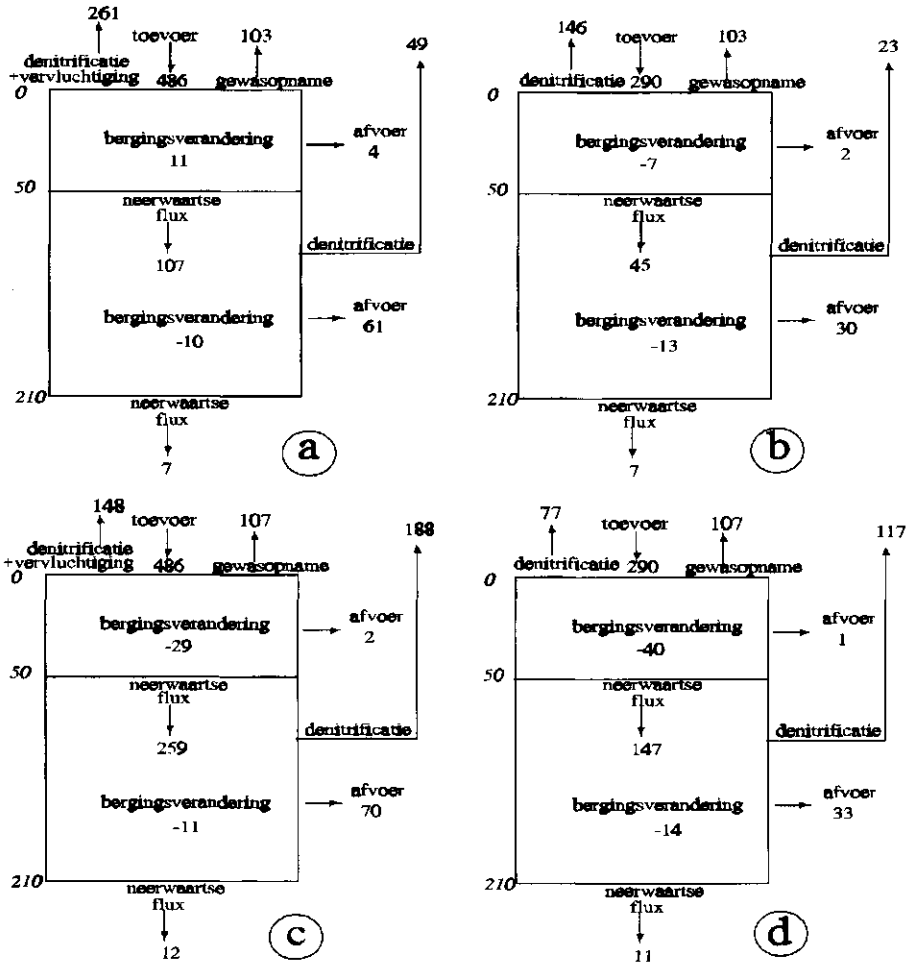

Fig. 74 Stikstofbalansen van het bodemprofiel met 'lage' wegzijging in Zuid-Holland in scenario 1987 (a) en scenario 2000 (c) en van het bodemprofiel met 'hoge' wegzijging in scenario 1987 (b) en scenario 2000 (d)

Vergelijking van het verloop van de drainwaterconcentraties leert dat in *scenario 2000* de concentraties ongeveer de helft zullen bedragen van de waarde in het *scenario 1987*. De concentraties bevinden zich alle in het traject 12 tot 20 mg.l^{-1}. In het droge weerjaar worden de hoogste concentraties berekend. In *scenario 2000* worden in het natte weerjaar de laagste concentraties verwacht. Het verloop in de tijd vertoont een geringe dynamiek, omdat het een gemiddeld verloop betreft dat is berekend over 12 weerjaren. In de zomer worden de laagste concentraties berekend. Ook in het *scenario 2000* zullen de drainwaterconcentraties nog ver boven de AMK-waarde voor oppervlaktewater liggen.

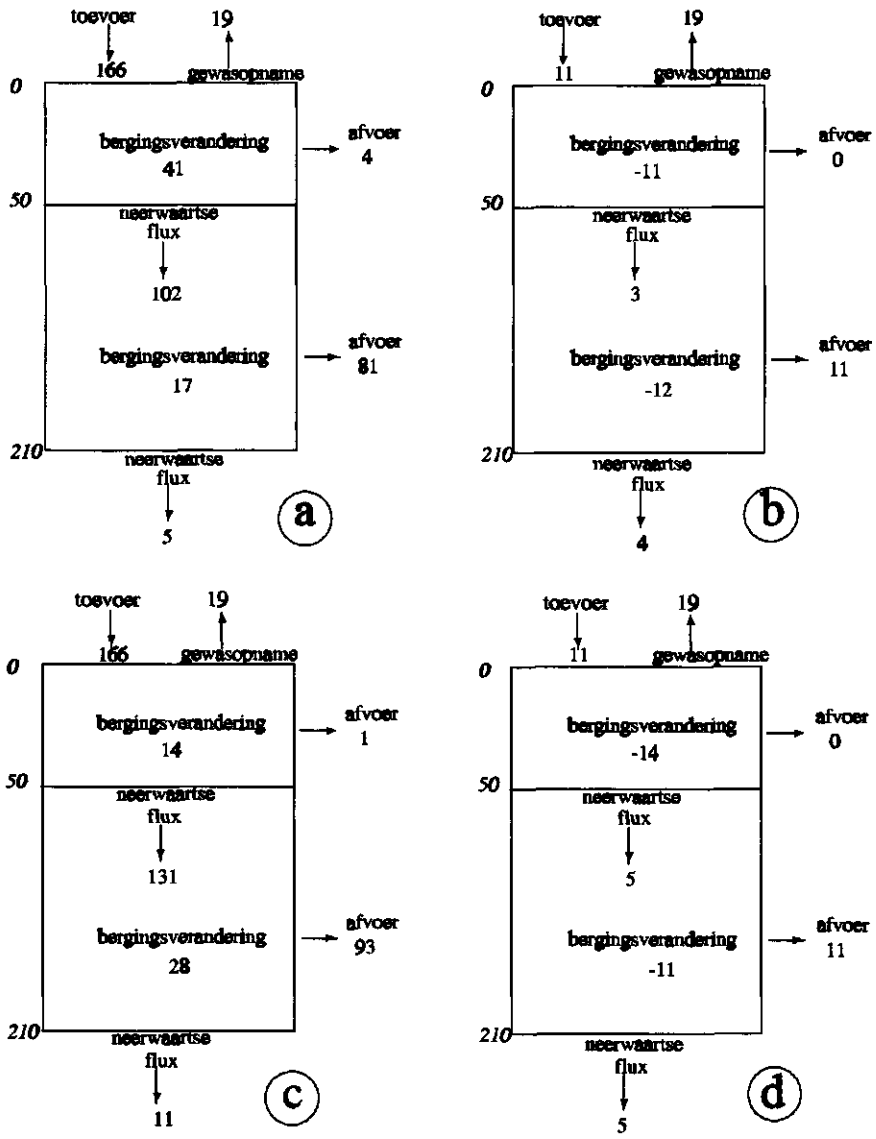

Fig. 75 Fosforbalansen van het bodemprofiel met 'lage' wegzijging in Zuid-Holland in scenario 1987 (a) en scenario 2000 (c) en van het bodemprofiel met 'hoge' wegzijging in scenario 1987 (b) en scenario 2000 (d)

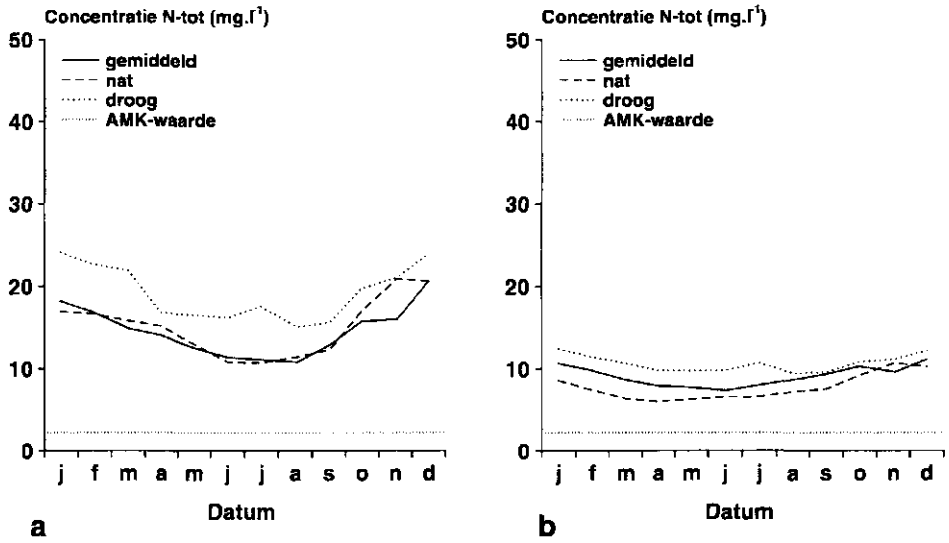

Fig. 76 Drainwaterconcentraties van totaal-N in het bodemprofiel met 'lage' wegzijging in Zuid-Holland in een droog, gemiddeld en nat jaar in scenario 1987 (a) en scenario 2000 (b)

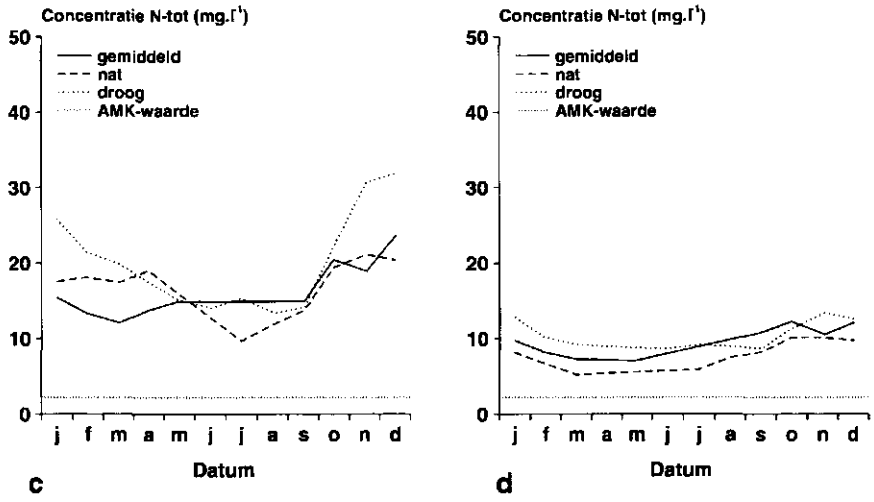

Fig. 77 Drainwaterconcentraties van totaal-N in het bodemprofiel met 'hoge' wegzijging in Zuid-Holland in een droog, gemiddeld en nat jaar in scenario 1987 (c) en scenario 2000 (d)

In de variant met lagere wegzijging wordt een sterkere dynamiek berekend. Ook hier in *scenario 2000* een niveau van drainwaterconcentraties verwacht dat de helft bedraagt van het niveau in *scenario 1987*. De dynamiek in het droge weerjaar is in deze variant met bemesting volgens *scenario 1987* sterker dan in de 'hoge' wegzijgingsvariant. In de 'hoge' wegzijgingsvariant zijn hogere grondwaterstanden verondersteld. Stikstof-overschotten worden in een dergelijk profiel op grotere diepte gereduceerd, waardoor er kans bestaat dat bodemwater het niveau van de drainwaterbuizen bereikt wordt voordat het nitraat is gedinitrificeerd.

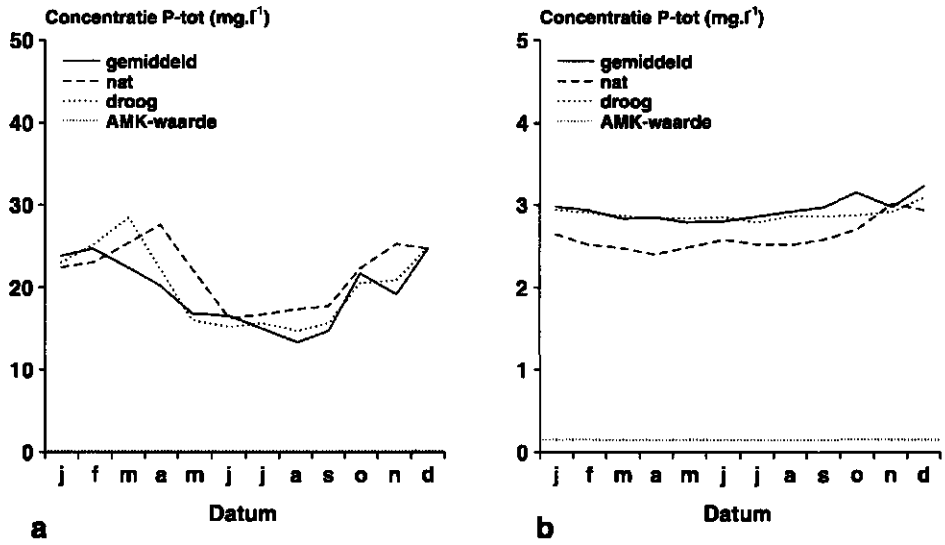

Fig. 78 Drainwaterconcentraties van totaal-P in het bodemprofiel met 'lage' wegzijging in Zuid-Holland in een droog, gemiddeld en nat jaar in scenario 1987 (a) en scenario 2000 (b)

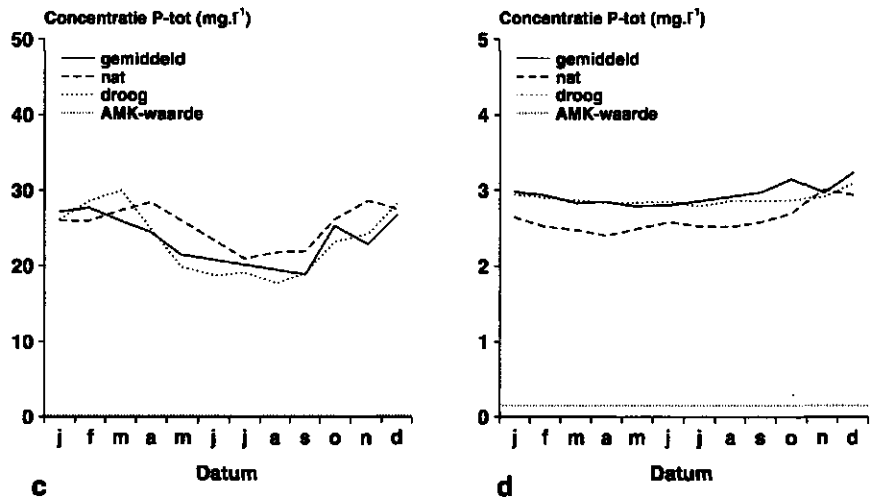

Fig. 79 Drainwaterconcentraties van totaal-P in het bodemprofiel met 'hoge' wegzijging in Zuid-Holland in een droog, gemiddeld en nat jaar in scenario 1987 (c) en scenario 2000 (d)

Het verloop van de drainwaterconcentraties in de 'hoge' en de 'lage' wegzijgingsvariant met bemesting volgens *scenario 2000* ontlopen elkaar nauwelijks.

Het concentratieverloop van totaal-P in *scenario 1987* komt in beide wegzijgings-varianten redelijk overeen met het verloop van de drainwaterconcentratie van totaal-P in Noord-Holland bij bemesting volgens in *scenario 1987*.

Vooral in de winter treedt een hogere uitspoeling van fosfaat op. Voor *scenario 2000* wordt een drainwaterconcentratie berekend die één-achtste tot één-negende bedraagt van de waarde berekend in *scenario 1987*. Alhoewel een duidelijke reductie optreedt van drainwaterconcentraties vindt nog steeds een overschrijding plaats van de AMK-waarde voor oppervlaktewater met een factor 20.

Vergelijking van fig. 78 met fig. 79 leert dat de te verwachten drainwaterconcentraties sterk afhankelijk zijn van de mestgiften en nauwelijks van de mate van wegzijgingsintensiteit of het meteorologische jaar. In de figuren is wel een seizoensdynamiek waar te nemen. In maaden februari en maart worden de hoogste concentraties verwacht en in de zomermaanden de laagste concentraties. Deze dynamiek wordt wel gestuurd door de meteorologie en daarmee samenhangend de gewasontwikkeling. Bij bemesting volgens *scenario 2000* leidt het natste jaar in beide hydrologische varianten tot de laagste concentraties. Hier is sprake van een verdunningseffect, omdat in het natste jaar de waterafvoer het hoogste is.

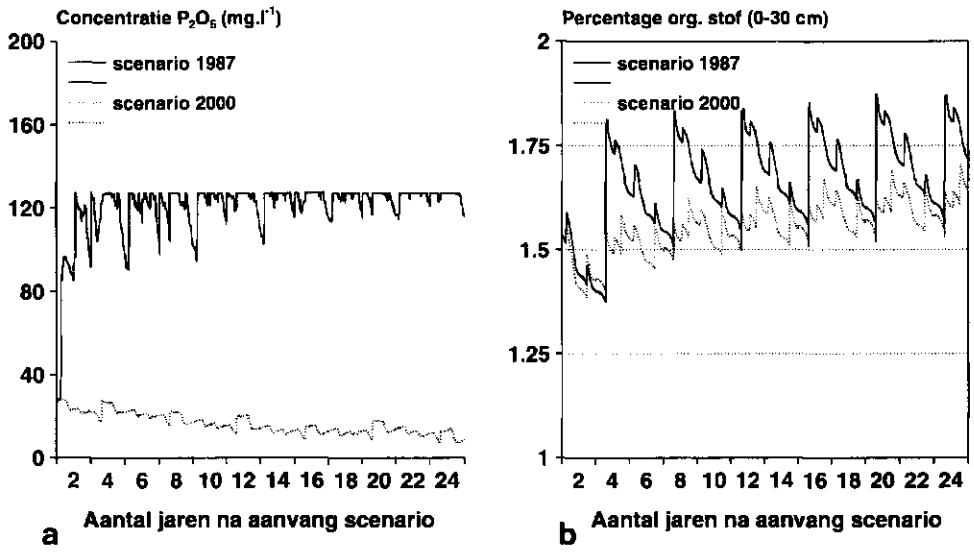

Fig. 80 Verloop van het Pw-getal (a) en het organischestofpercentage (b) in de bovenste 30 cm van het bodemprofiel in Zuid-Holland in scenario 1987 en scenario 2000

De gevolgen voor de bodemvruchtbaarheid en de organischestofpercentage in de bovenste 30 cm van het bodemprofiel in Zuid-Holland zijn voor beide scenario's ook als tijdverloop weergegeven (fig. 80). Bij bemesting volgens *scenario 2000* wordt in 24 jaar een teruggang van het Pw-getal van ca. 35 naar ca. 15 mg.l^{-1} P_2O_5 berekend. Voor het *scenario 1987* wordt na ongeveer 4 jaar een evenwichtsniveau, van ca. 120 mg.l^{-1} P_2O_5, voor het Pw-getal bereikt. De Pw-waarde van ca. 120 mg.l^{-1} is een sterke extrapolatie naar boven t.o.v. het meettraject in het laboratoriumonderzoek.

Zowel voor *scenario 1987* als voor *scenario 2000* wordt na 24 jaar geen daling van organischestofpercentage verwacht (fig. 80b).

9 Effecten van teeltkundige en hydrologische maatregelen op de nutriëntenbelasting van oppervlaktewater

9.1 Invoergegevens

De invloed van hydrologische situaties en enkele teeltkundige handelingen wordt beoordeeld aan de hand van een aantal varianten op de in hoofdstuk 8 beschreven *scenario 1987* en *scenario 2000*. Vergelijking vindt plaats met de corresponderende scenario's in hoofdstuk 8. De hydrologische varianten zijn alleen doorgerekend met de bemesting die behoort bij het *scenario 2000*.

Hydrologie

1. Invloed van kwel in de duinrand in Zuid-Holland. Uitgegaan is van de variant met het hoge sloot- en grondwaterpeil.
2. Opzetten van het slootpeil met 10 cm t.o.v. het huidige peil i.p.v. beregenen in Noord-Holland.

Grootte van mestgift

3. Wanneer het Pw-streefgetal na verloop van tijd is bereikt in het *scenario 2000* een geringe P-gift ter grootte van de gewasontrekking.
4. Uitvoeren van de stuifbestrijding met een stof die geen nutriënten bevat (bijv. cellulose) in plaats van GFT-compost. Aangezien compost in het *scenario 2000* de enige aanvoerpost is op de P-balans, wordt door deze maatregel aanvoer van fosfaat nagenoeg 0.
5. Om de effecten van reeds in gang gezette maatregelen te kunnen beoordelen wordt *scenario 1987* doorgerekend, maar nu zonder drijfmestgiften als middel tegen stuifbestrijding.
6. Alternatieve fosfaatbemestingsstrategieën voor de discussie omtrent toepassing van mestnormen in de bloembollenteelt in het kader van de Integrale Notitie Mest- en Ammoniakbeleid van het ministerie van LNV (eind 1995). Hierbij is uitgegaan het bodemprofiel in Noord-Holland en worden twee strategieën onderscheiden:
   — *strategie a* gaat uit van een gemiddelde meststoffenaanvoer van 9 $ton.ha^{-1}.j^{-1}$ GFT en 16 $ton.ha^{-1}.j^{-1}$ compost van het eigen bedrijf, tweemaal in de vier jaar een groenbemester en 11 $ton.ha^{-1}.j^{-1}$ stalmest. Dit komt overeen met een fosfaatbemesting van ongeveer 80 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ P_2O_5.
   — *strategie b* gaat uit van een gemiddelde meststoffenaanvoer van 4,5 $ton.ha^{-1}.j^{-1}$ GFT en 16 $ton.ha^{-1}.j^{-1}$ compost van het eigen bedrijf, tweemaal in de vier jaar een groenbemester en 22 $ton.ha^{-1}.j^{-1}$ stalmest. Dit komt overeen met een fosfaatbemesting van ongeveer 100 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ P_2O_5.

Tijdstip van bemesting

7. Om te zien of het tijdstip in het jaar van inmesten effect heeft op de uitspoeling van nutriënten wordt in het *scenario 1987* een ander tijdstip gehanteerd: in de zomer (na de oogst) in plaats van in de vroege herfst (voor het planten).

9.2 Resultaten

1 Invloed van kwel in de duinrand in Zuid-Holland

In een kwelsituatie zal er een netto opwaartse flux vanuit de diepe bodemlaag naar de onderliggende laag (50-210 cm) plaatsvinden. Hadden we in de situatie zonder kwel nog een netto wegzijging van 7 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N, in de kwelvariant wordt een netto opwaartse flux van 5 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N berekend. Een gevolg hiervan is dat de afvoer naar het oppervlaktewater nu bepaald wordt door twee stromen:

1. de uitspoeling van stikstof uit de bouwvoor en
2. de stikstofrijke kwelstroom.

Tezamen zorgen deze stromen voor een afvoer naar het oppervlaktewater van 42 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N, een toename van 12 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ ten opzichte van *scenario 2000*. Verder wordt een afname van de denitrificatie in de onderliggende laag berekend. Voor fosfor is een soortgelijke toename van de afvoer naar het oppervlaktewater te zien. In de kwelvariant wordt een afvoer van 18 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ P berekend, een toename van 7 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ t.o.v. *scenario 2000*.

2 Opzetten slootpeil i.p.v. beregenen in Noord-Holland

In de situatie waarbij het slootpeil met 10 cm wordt opgezer t.o.v. het peil gebruikt voor de berekeningen in *scenario 2000*, zijn twee effecten te zien. Het eerste effect is de verhoogde aëratie van de bouwvoor, doordat nu niet meer wordt beregend. Een gevolg hiervan is dat de denitrificatie in de bouwvoor afneemt van 22 naar 5 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N. Een ander gevolg is de verhoogde uitspoeling uit de bouwvoor. Het tweede effect is een verlaagde aëratie van de onderliggende laag door de verhoging van de grondwaterstand. Door deze verlaagde aëratie neemt de denitrificatie in de onderliggende laag toe, zodat de verhoogde uitspoeling uit de bouwvoor gedeeltelijk wordt gecompenseerd. Het netto effect is een verhoogde afvoer naar het oppervlaktewater met 7 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N. Een ander effect is de toename in uitputting van de bouwvoor met ca. 4 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N.

Voor fosfor is bij de variant met het opzetten van het slootpeil nagenoeg geen verschil met *scenario 2000* te zien.

3 Geringe P-gift wanneer Pw-streefgetal is bereikt in scenario 2000

Voor het Noord-Hollandse profiel wordt na 3 jaar begonnen met een fosfaatgift die gelijk is aan de onttrekking door het gewas (ca. 18 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ P) (fig. 81a). Zonder fosfaatbemesting daalt het Pw-getal namelijk bijzonder snel. Bij dit niveau van 'evenwichtsbemesting' wordt na ongeveer 10 jaar een nieuw evenwicht bereikt en het Pw-getal stabiliseert zich dan rond 15 $mg.l^{-1}$ P_2O_5. Na ca. 15 jaar wordt een nieuwe evenwichtswaarde voor de drainwaterconcentratie berekend van 3 $mg.l^{-1}$ P (fig. 81a).

Het verschil tussen het *scenario 2000* en het scenario waarbij de GFT-gift wordt vervangen door een cellulose-gift is voor het profiel in Noord-Holland voor wat betreft het Pw-getal en de concentratie totaal-P in het drainwater nagenoeg verwaarloosbaar (fig. 81a).

In Zuid-Holland wordt na 12 jaar begonnen met een compensatiegift van ca. 18 kg. $ha^{-1}.j^{-1}$ P. De simulatiereeks van 24 jaar is te kort om een nieuw evenwicht van het Pw-getal te bereiken (fig. 81b). Duidelijk is wel dat het Pw-getal voor het modelprofiel van Zuid-Holland een veel hogere waarde bereikt dan voor het profiel in Noord-Holland.

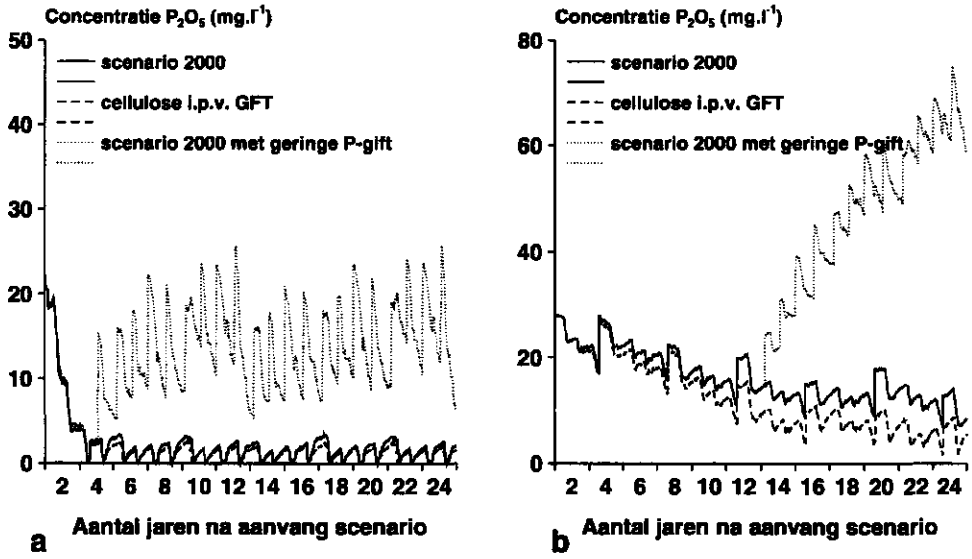

Fig. 81 Verloop van het Pw-getal in het modelprofiel Noord-Holland (a) en Zuid-Holland (b) bij drie bemestingsstrategieën

Na ongeveer 40 jaar wordt voor de totaal-P-concentratie in drainwater een evenwichtsniveau van ca. 4 $mg.l^{-1}$ P bereikt (fig. 82b). Dit betekent een verdubbeling van de fosfaatconcentratie in drainwater t.o.v. *scenario 2000.*

4 Stuifbestrijding met cellulose i.p.v. GFT-compost in scenario 2000

De vervanging van GFT door cellulose voor het profiel in Noord-Holland heeft nagenoeg geen effect op verloop van het Pw-getal. Voor het profiel in Zuid-Holland is echter wel een effect op het Pw-getal waarneembaar. Na 24 jaar bedraagt het Pw-getal een ongeveer de helft van de voor *scenario 2000* berekende waarde (fig. 81a).

Voor stikstof betekent de vervanging van GFT-compost door cellulose een daling in de toevoer van ruim 50 en 80 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N voor resp. het Noord-Hollandse en het

Zuid-Hollandse profiel. Deze vermindering van nutriëntenaanvoer resulteert in beide profielen in een extra uitputting van de voorraad in de bouwvoor. Verder heeft dit een lagere emissie van stikstof naar het oppervlaktewater tot gevolg. Voor het profiel in Noord-Holland wordt een afname van 43 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N (*scenario 2000*) naar 28 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N (scenario met cellulose i.p.v. GFT-compost) berekend, terwijl voor het Zuid-Hollandse profiel een vermindering van de belasting van het oppervlaktewater van 30 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N (*scenario 2000*) naar 13 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N (scenario met cellulose i.p.v. GFT-compost) is berekend.

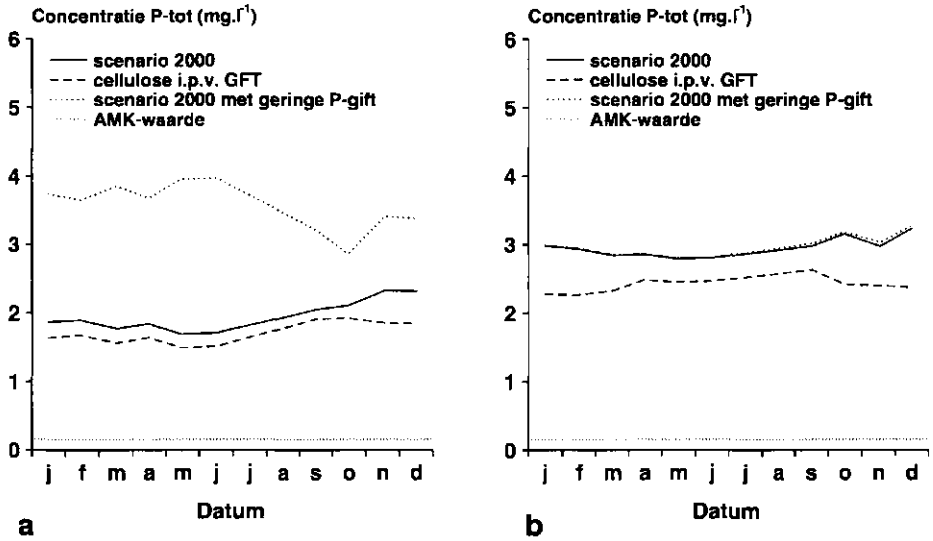

Fig. 82 Drainwaterconcentraties van totaal-P in Noord-Holland (a) en Zuid-Holland (b) bij drie bemestingsstrategieën

5 Geen drijfmest in de Zuid-Holland hoogwater-variant in scenario 1987

Met het achterwege laten van drijfmestgiften levert wordt de aanvoer van stikstof met ca. 90 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N gereduceerd. Het grootste effect van deze aanvullende maatregel is een vermindering van de ammoniakemissie van 45 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N.

Vergelijking van de balansen (fig. 83) leert dat behalve een vermindering van de ammoniakvervluchtiging ook een reductie van de belasting van het oppervlaktewater is te verwachten. Bij achterwege laten van drijfmestgiften neemt de afvoer naar het oppervlaktewater af van 65 naar 54 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N. Verder is door deze maatregel een uitputting van 5 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N van de bouwvoor en een extra uitputting van de onderliggende laag met 6 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N te verwachten.

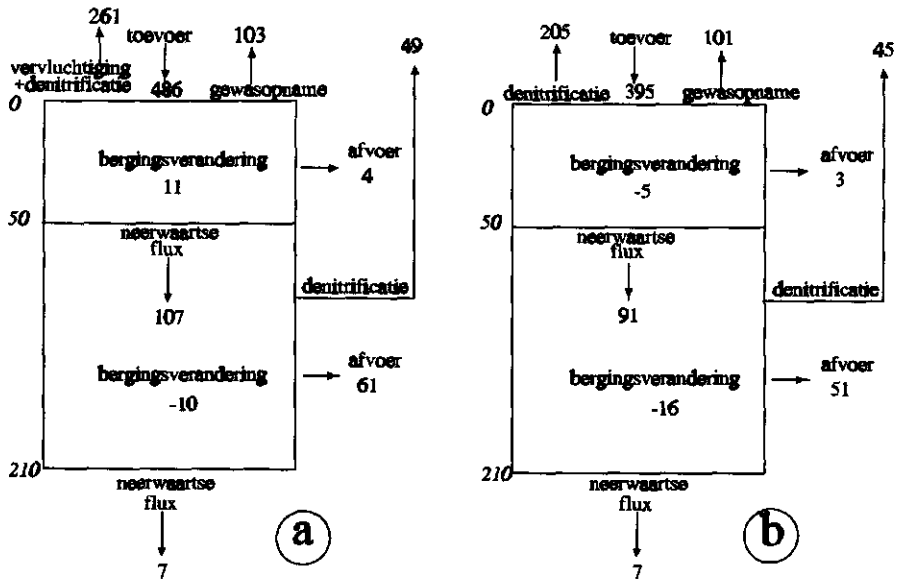

Fig. 83 Gemiddelde stikstofbalansen van het bodemprofiel met 'lage' wegzijging in Zuid-Holland in scenario 1987 (a) en in scenario 1987 zonder drijfmestgift (b)

6 Aanvoernorm fosfaat resp. 80 en 100 kg.ha^{-1}.j^{-1} P_2O_5

Voor *strategie a* wordt een neerwaartse flux uit de bouwvoor van ruim 21 kg.ha^{-1}.j^{-1} berekend (fig. 84a). Dit is een resultante van de toevoer minus de gewasopname, aangezien er nagenoeg geen verrijking of uitputting van de bouwvoor en laterale afvoer uit de bouwvoor optreedt. Voor de onderliggende laag wordt een geringe uitputting berekend (4 kg.ha^{-1}.j^{-1}). Via de onderrand vindt geen verlies of verrijking van nutriënten plaats. Dit heeft als gevolg dat ca. 25 kg.ha^{-1}.j^{-1} naar het oppervlaktewater zal worden afgevoerd. In de situatie waarbij een jaarlijkse toevoer van ca. 49 kg.ha^{-1} P wordt gerealiseerd (*strategie b*) is een geringe verrijking van de bouwvoor van ongeveer 6 kg.ha^{-1}.j^{-1} waar te nemen (fig. 84b). Verder is de onttrekking van fosfaat door het gewas gelijk aan de situatie in *strategie a*. Hierdoor is de neerwaartse flux uit de bouwvoor in *strategie b* ca. 3 kg.ha^{-1}.j^{-1} hoger dan in *strategie a*.

Tezamen met een geringe uitputting van de onderliggende laag betekent dit een jaarlijkse afvoer naar het oppervlaktewater van ca. 27 kg.ha^{-1}.j^{-1}.

Omdat de berekening van het Pw-getal is gebaseerd op een sterke extrapolatie van laboratoriumonderzoek, is het schatten van effecten op de bodemvruchtbaarheid a.d.h.v. het verloop van fosfaatfracties een goed alternatief. Onderscheid kan worden gemaakt tussen het fosfaat in de bouwvoor dat direct beschikbaar kan komen en het fosfaat dat gebonden is via tijdsafhankelijke sorptie. Het laatste deel kan alleen geleidelijk en na lange tijd beschikbaar komen. Deze grootheden hebben een directe

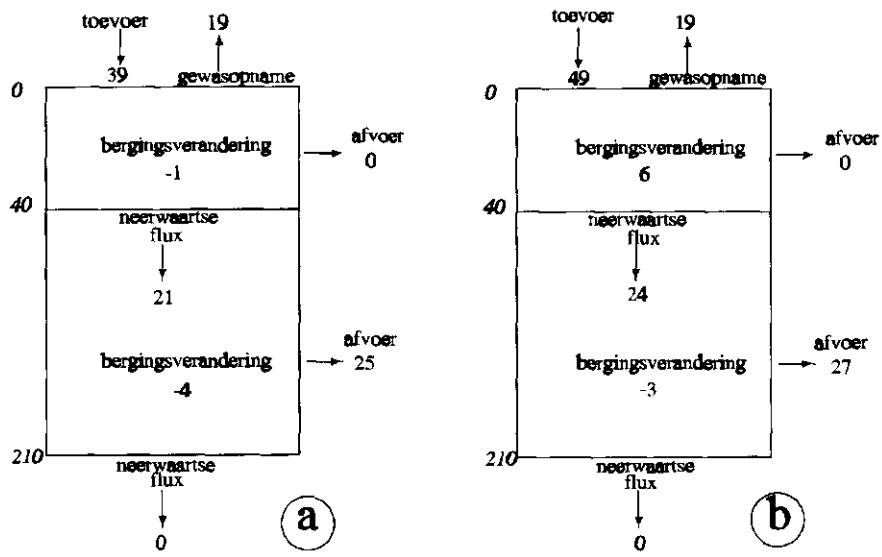

Fig. 84 Fosforbalans van het bodemprofiel in Noord-Holland bij 80 kg.ha^{-1}.j^{-1} P_2O_5-bemesting (a) en 100 kg.ha^{-1}.j^{-1} P_2O_5-bemesting, gemiddeld over 12 simulatiejaren

relatie met het Pw-getal. Uit het verloop van het direct beschikbare fosfaat in de bouwvoor en het fosfaat dat na langere tijd vrij kan komen kan worden geconcludeerd dat in *strategie a* het Pw-getal nagenoeg gelijk zal blijven aan het Pw-getal in de uitgangssituatie. Voor *strategie b* is een geringe stijging te verwachten (fig. 85).

Voor *scenario 1987* is P-belasting van het oppervlaktewater berekend van ca. 100 kg.ha^{-1}.j^{-1}. In *scenario 2000* werd een emissie van 10 kg.ha^{-1}.j^{-1} berekend. Bij bemesting volgens *strategie a* en *b* bedraagt de belasting resp. 25 en 27 kg.ha^{-1}.j^{-1}. Berekend is dat het gehalte geadsorbeerd fosfaat zowel bij beide bemestingsstrategieën nauwelijks zal veranderen (fig. 85). Het Pw-getal zal dan ook gedurende de 36 simulatiejaren nauwelijks veranderen.

7 Stalmest gift na de oogst i.p.v. voor het planten in scenario 1987

Opschorten van het tijdstip van bemesting met stalmest geeft in vergelijking met de oude situatie in *scenario 1987* een heel klein verschil te zien in de uit- en afspoeling van nutriënten. Hierbij moet worden bedacht dat het een vergelijking van langjarig gemiddelde waarden betreft. In een afzonderlijk jaar kunnen de verschillen groter zijn. Ook t.a.v. de bodemvruchtbaarheid is geen effect te verwachten.

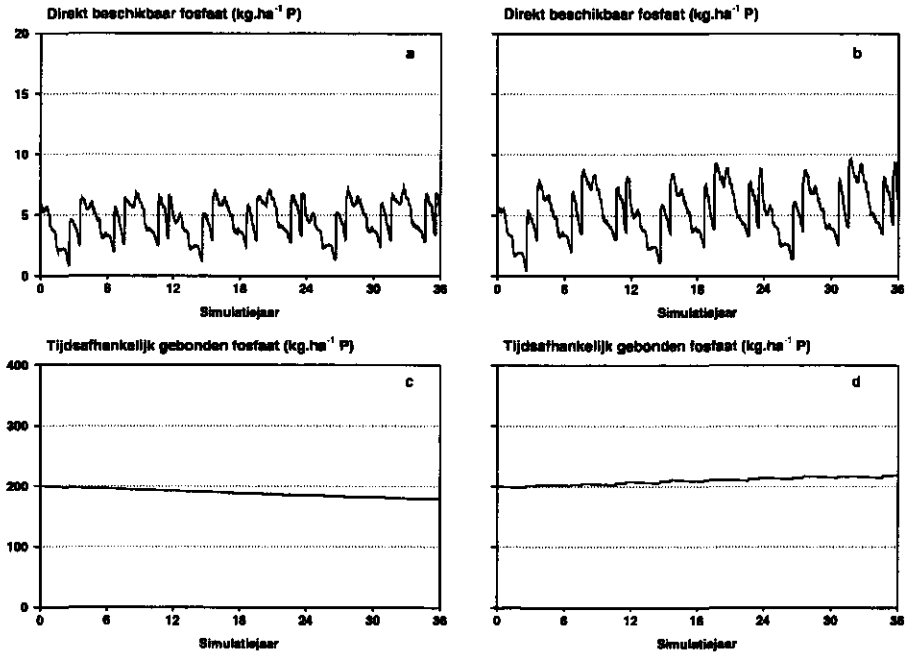

Fig. 85 Verloop van het gehalte direct beschikbaar fosfaat (a) en tijdsafhankelijk gebonden fosfaat (c) bij 80 kg.ha^{-1}.j^{-1} fosfaatbemesting en van het gehalte direct beschikbaar fosfaat (b) en tijdsafhankelijk gebonden fosfaat (d) bij 100 kg.ha^{-1}.j^{-1} fosfaatbemesting

10 Conclusies en evaluatie van het modelonderzoek

10.1 Toetsing van de uitspoelingsberekeningen van bestrijdingsmiddelen

Het toetsen en calibreren van TRANSOL voor de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen levert de volgende conclusies op:

1. Het TRANSOL-model beschrijft de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen in zandgronden uit het bloembollengebied in het algemeen redelijk goed mits betrouwbare sorptie- en omzettingsgegevens beschikbaar zijn.
2. Bij extreem hoge grondwaterstanden (tot in de bouwvoor) berekent het TRANSOL-model te hoge piekconcentraties in de drain voor stoffen die sterk adsorberen. Dit komt doordat het submodel voor de laterale waterstroming impliciet aanneemt dat de drain het water over de gehele profieldiepte onttrekt.
3. Voor de modelstoffen chloorallylalcohol, metamitron en HTI (stoffen waarvan de berekende uitspoeling beneden 0,1% lag op de proefpercelen), werden er incidenteel concentraties in het traject 0,1-1 $\mu g.l^{-1}$ waargenomen terwijl het model lagere concentraties berekende. TRANSOL levert dus incidenteel te lage concentraties op voor dergelijke stoffen.
4. De calibratie van de modelparameters K_{om} en DT_{50} voor carbendazim leverde geen betrouwbare waarden op omdat (i) schattingen uit de literatuur zeer onnauwkeurig waren, (ii) de stof slechts incidenteel in drainwater werd waargenomen en (iii) er een aanzienlijke onzekerheid was in de hoeveelheid carbendazim die vrijkwam uit de bollen.
5. De calibratie van de modelparameters K_{om} en DT_{50} voor chloridazon verliep niet bevredigend: de hoogte van de maximale concentratie in drainwater kon wel goed beschreven worden maar het verloop in de tijd niet: gemiddeld lagen de gemeten concentraties hoger dan berekend.

10.2 Scenarioberekeningen van uitspoeling van bestrijdingsmiddelen

Met betrekking tot de emissieberekeningen voor bestrijdingsmiddelen worden de volgende conclusies getrokken:

1. De uitspoeling van bestrijdingsmiddelen naar grond- en drainwater hangt voor carbendazim, chloridazon, dichloorpropeen, linuron, metamitron en HTI in belangrijke mate af van het organischestofgehalte van de bodem: hoe hoger het gehalte hoe lager de uitspoeling.
2. In het Zuid-Hollandse scenario levert een wegzijging van 0,3 $mm.d^{-1}$ (samengaand met een laag slootpeil) aanzienlijk lagere piekconcentraties in drainwater en aanzienlijk hogere concentraties in grondwater op vergeleken met een wegzijging van 0,2 $mm.d^{-1}$ (samengaand met een hoog slootpeil).
3. Toevoegen van inundatie aan het Noord-Hollandse scenario levert voor vrijwel alle stoffen slechts een marginale verhoging van de uitspoeling op. Uitsluitend

voor prochloraz leidt inundatie tot hogere concentraties in drainwater; vermoedelijk worden deze hogere concentraties echter veroorzaakt door een niet-realistische beschrijving van de laterale waterstroming naar drains.

4. Berekeningen voor één bestrijdingsmiddel (chloridazon) leverden de indicatie op dat diepploegen tot aanzienlijk hogere concentraties in drain- en oppervlaktewater kan leiden.
5. Het tijdstip van grondontsmetting heeft (gemiddeld over de jaren) een grote invloed op de uitspoeling van dichloorpropeen naar drain- en grondwater. Toepassing nà 15 september levert concentraties op die fors hoger zijn dan bij toepassing rond 15 augustus. Er is echter een grote variatie tussen de verschillende jaren.

10.3 Evaluatie van modelonderzoek naar uitspoeling van bestrijdingsmiddelen

De veldmetingen van alle beschouwde bestrijdingsmiddelen hielden in dat de uitspoeling laag was (minder dan 0,1%). Het goed beschrijven van de uitspoeling onder dergelijke condities stelt zeer hoge eisen aan de kwaliteit van het model. In het algemeen bleek TRANSOL de mate van uitspoeling van de modelstoffen metamitron, HTI en chloorallylalcohol onder de beschouwde veldomstandigheden goed te verklaren. Mogelijk is preferente stroming van een zeer gering percentage van de dosering de oorzaak van de onderschatting van de concentratie van de modelstoffen in een aantal gevallen. De calibratie van de stoffen chloridazon en carbendazim moest grotendeels gebaseerd worden op meetreeksen die analoog waren aan die van de genoemde modelstoffen. Op basis hiervan is het de vraag hoe betrouwbaar de gecalibreerde parameterwaarden (DT50 en Kom) voor chloridazon en carbendazim zijn (naast de calibratieproblemen met carbendazim besproken in hoofdstuk 5). Gezien deze ervaringen moet het worden afgeraden om sorptie- en omzettingsparameters via calibratie te schatten voor stoffen waarvan de verwachte uitspoeling tussen 0,001% en 0,1% van de dosering ligt.

Uit de ervaringen met TRANSOL in dit project is gebleken dat het submodel voor de waterstroming naar drains een te sterke vereenvoudiging van de werkelijkheid is: als de grondwaterstand in de berekeningen tot in de bouwvoor reikt dan stroomt er in de simulaties bodemvocht uit deze bouwvoor direct in de drain. Dit leidt voor stoffen die normaliter nooit uitspoelen tot zeer kortdurende berekende concentratiepieken in drainwater: dit is een artefact dat in werkelijkheid niet optreedt. Het is nodig om het model op dit punt te verbeteren omdat concentratiepieken voor waterbeheerders de belangrijkste uitvoergegevens van het model zijn.

Een van de belangrijkste uitvoergegevens in de scenariostudies met de bestrijdingsmiddelen was de piekconcentratie in het drainwater (gemiddeld over 4 dagen) in de beschouwde periode van 12 jaar. Deze piekconcentratie doet zich bij bestrijdingsmiddelen vermoedelijk voor in de periode met de allerhoogste waterafvoeren. Het is praktisch onmogelijk om het model onder zo'n extreme

condities te toetsen. De berekende pieken zijn dus extrapolaties onder extreme omstandigheden waarvan de betrouwbaarheid moeilijk is aan te geven.

10.4 Toetsing van de uitspoelingsberekeningen van stikstof

Toetsing en ijking van ANIMO voor het beschrijven de stikstofhuishouding in de bodem en de uitspoeling van stikstofcomponenten levert de volgende conclusies op:

De Noord

1. Binnen een perceel kunnen aanzienlijke verschillen optreden in aëratie-omstandigheden. Zo werd de denitrificatie in de bouwvoor van profiel 1 berekend op 5 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N en op 45 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N in profiel 2. Deze getallen stemmen overeen met de waarneming dat de zuurstofomstandigheden die samenhangen met andere bodemeigenschappen in profiel 2 ongunstiger zijn dan in profiel 1. De ondergrond bij profiel 2 bevat meer organisch materiaal en de zuurstofomstandigheden van de bouwvoor zijn ongunstiger dan bij profiel 1.
2. Het N-overschot in de bouwvoor (toevoer - gewasopname) is kleiner dan de denitrificatie in de zone tussen de bouwvoor en de drains.
3. De stikstofuitspoeling uit de bouwvoor naar diepere lagen is een belangrijke post in de stikstofbalans. Deze post bedroeg gemiddeld 160 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N in 1992 en 240 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N in 1993. De denitrificatie in de 'ondergrond' wordt berekend op gemiddeld 160 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N. De range bedraagt 100 tot 190 kg N.
4. Bij de bemestingspraktijk van 1992 en 1993 treedt een uitspoeling op van ca. 35 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N. Hiervan is gemiddeld 22 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N afkomstig uit de bouwvoor.
5. In het grondwater op drainniveau worden periodiek hoge nitraatconcentraties aangetroffen en berekend, maar enkele decimeters onder dit niveau wordt geen nitraat meer aangetroffen. De diepte waarop wordt gemeten is dus van belang bij de beoordeling of nitraat in voor het grondwater normoverschrijdende concentraties wordt aangetroffen.
6. De gemiddelde drainwaterconcentratie van totaal-N is ca. 7 $mg.l^{-1}$ N en vertoont een grote spreiding. In de winter van 1993/'94 liggen de concentraties van profiel 2 1 à 2 $mg.l^{-1}$ hoger dan van profiel 1. Het grootste gedeelte van deze stikstof bevindt zich in de vorm van opgelost organisch N. Ammonium komt voor in een concentratie van 2 à 3 $mg.l^{-1}$ NH_4-N.
7. Het verloop van de opgelost organische-N-concentraties in het drainwater over 1992 en 1993 vertoont een dalende tendens in beide profielen. Deze waarneming stemt overeen met de berekende afname van stikstof in het bodemprofiel gedurende de onderzoeksjaren.
8. Voor een goede beschrijving van het concentratieverloop van de N-componenten in bodemvocht en drainafvoer was calibratie nodig van een aantal factoren: de N-concentraties van het 'diepere' grondwater, de omzettingssnelheid van enkele verse organische materialen, parameters voor de zuurstofdiffusie in de bodem en de relatie van de verzadigde doorlatendheid met de diepte. De vertaling van de aanpassing van de verzadigde doorlatendheid als functie van de diepte naar het TRANSOL-model heeft niet plaatsgevonden.

Wassenaar

1. Door andere hydrologische en bodemchemische omstandigheden dan in De Noord vindt in Wassenaar de denitrificatie ondieper in het bodemprofiel plaats (125 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N). Tussen de jaren 1992 en 1993 wordt geen groot verschil in denitrificatie berekend.
2. De stikstofvoorraad in de bouwvoor wordt met 62 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ uitgeput. De uitputting van de ondergrond tussen 0,5 en 2 m diepte bedraagt 28 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$.
3. De uitspoeling van stikstofcomponenten uit de bouwvoor is lager dan in De Noord (75 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N) door de hogere denitrificatieverliezen in de bouwvoor.
4. De belasting van het oppervlaktewater bedraagt 55 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N. Hiervan is 15 kg afkomstig uit de landbouw. Welk gedeelte van de resterende 40 kg toe te schrijven is aan toegediende organische mest in het verleden is niet precies te achterhalen. Op grond van de analyse van het bodemmateriaal is te verwachten dat de venige laagjes in het bodemprofiel nog een belangrijke bijdrage leveren aan de belasting van het oppervlaktewater met stikstof.
5. In het grondwater op drainniveau en in het drainwater wordt geen nitraat aangetroffen. De ammoniumconcentraties in het drainwater van profiel A vertonen een grote spreiding, maar liggen voornamelijk boven 6 $mg.l^{-1}$ NH_4-N. Bij profiel B is de ammoniumconcentratie gemiddeld 3,5 $mg.l^{-1}$. De organische-N-concentraties zijn vergelijkbaar voor beide profielen: een grote spreiding in het begin en een gemiddelde waarde van 3,5 à 4 $mg.l^{-1}$. In beide profielen daalt de concentratie organische stikstof in drainwater tot ca. 1 $mg.l^{-1}$ N in het begin van 1994. Deze waarneming strookt met de berekende afname van de organischestikstofvoorraad in het bodemprofiel. De ammoniumconcentraties zijn in Wassenaar meer gerelateerd aan de concentraties in het diepere grondwater dan de organische-N-concentraties. Voor beide componenten geldt dat de processen in de laag tussen 0,5 en 2 m - mv. diepte belangrijker zijn dan de kwel.
6. Voor een goede beschrijving van het concentratieverloop van de N-componenten in bodemvocht en drainafvoer was evenals voor De Noord calibratie nodig van een aantal factoren: de N-concentraties van het 'diepere' grondwater, de omzettingssnelheid van enkele verse organische materialen, parameters voor de zuurstofdiffusie in de bodem en de relatie van de verzadigde doorlatendheid met de diepte. Daarnaast werd ook de snelheidsconstante voor nitrificatie aangepast.

10.5 Toetsing van de uitspoelingsberekeningen van fosfor

Toetsing en ijking van ANIMO voor het beschrijven de fosfaattoestand in de bodem en de uitspoeling van fosfaat levert de volgende conclusies op:

De Noord

1. Doordat geen bemestingen plaatsvinden, vindt uitputting van de fosfaatvoorraad in de bouwvoor plaats. Van de totale voorraad wordt per jaar 0,6 à 1,4 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ P uitgeput. De uitputting komt overeen met 10 à 15 procent van de minerale hoeveeldheid die snel beschikbaar kan komen. Berekeningen wijzen erop dat binnen twee jaar de concentratie in de bovenste 5 cm zal worden gehalveerd. Door grondbewerking wordt de bodem gemengd en worden de fosfaatgehalten in de

toplaag langer op peil gehouden.

2. De ondergrond vertoont een aanrijking. Van de 14 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ die uit de bouwvoor neerwaarts wordt getransporteerd komt 6,5 kg tot afvoer. De overige 7,5 kg wordt in de ondergrond vastgelegd.
3. Binnen een perceel bestaan grote verschillen. Profiel 1 heeft andere chemische eigenschappen dan profiel 2 waardoor gemakkelijker geaccumuleerd fosfaat vrijkomt. Zelfs op een afstand van 20 m kunnen de fosfaatconcentraties in het drainwater met een factor 2 van elkaar verschillen (1,5 $mg.l^{-1}$ P en 3 $mg.l^{-1}$ P).
4. De grote spreiding in de bodemvocht en grondwaterconcentraties worden niet met het model gesimuleerd. In het model wordt uitgegaan van ruimtelijk homogene lagen. De gemiddelde hoogte van de berekende concentraties voldoet goed. Het organische fosfaat speelt een geringe rol in het totaal van de uitspoeling. Echter, de concentraties van organische fosfor zijn wel hoger dan de AMK-waarde voor het oppervlaktewater.
5. De ortho-P in het drainwater bedragen 1,5-3 $mg.l^{-1}$ en 0,2-1 $mg.l^{-1}$ voor resp. profiel 1 en profiel 2. In het drainwater is nog geen dalende trend in de concentraties merkbaar.
6. Voor een goede beschrijving van het concentratieverloop van de P-componenten in bodemvocht en drainafvoer was calibratie nodig van de initiële fosfaatgehaltes die zich bevinden in geadsorbeerde vorm. De verdeling over de 'snelle' en de 'langzame' pool is hiervoor aangepast. Voor de fosfaatmodelering was geen aanpassing van de parameters nodig van de adsorptieparameters en de parameters die de organischestofhuishouding beschrijven.

Wassenaar

1. De metingen in zowel het bovenste grondwater als het drainwater zijn hoog en vertonen een grote variatie (grondwater: 10-20 $mg.l^{-1}$; drainwater profiel A: 5 - 15 $mg.l^{-1}$; profiel B: 5-10 $mg.l^{-1}$ P). Een aanzienlijk deel van de fosfaatvoorraad in de zone van het drainniveau is afkomstig uit bemestingen in het verleden. De hoge concentraties treden op omdat de capaciteit van de bodem om fosfaat te binden vrijwel verbruikt is.
2. In de berekeningen van het concentratieverloop op 80 cm en in de drains is een dalende tendens zichtbaar.
3. De profielen A en B vertonen verschillen in de beschikbaarheid van fosfaat. De P-voorraad ligt in beide profielen in dezelfde orde van grootte, maar leidt in profiel A tot beduidend lagere fosfaatconcentraties. De berekende afvoer naar het oppervlaktewater bedraagt gemiddeld 71 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$. Bij profiel B is de aanvoer uit de ondergrond, zowel door de grotere kwelflux als door hogere kwelconcentraties groot: 18 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ P.
4. Alhoewel het organische fosfaat in de totale afvoer slechts een geringe rol speelt, liggen de concentraties in het drainwater boven de AMK-waarde voor oppervlaktewater.
5. In een jaar waarin geen fosfaat bemesting plaatsvindt, wordt de bouwvoor met 25 tot 70 kg P uitgeput, afhankelijk van de gewasopname en de fosfaattoestand van de bodem.
6. De zware bemesting met tripel-superfosfaat vòòr het planten van hyacint draagt relatief sterk bij aan het opbouwen van een fosfaatoverschot in de bouwvoor. Ook

de bemestingen bij de kleine lelie-cultivar is veel hoger dan de hoeveelheid P die het gewas aan de bodem onttrekt.

7. Voor het inschatten van het gewenste bemestingsniveau van verschillende gewassen en cultivars is meer nauwkeurige informatie nodig over de gewasonttrekking dan welke voor dit onderzoek ter beschikking stond. De aanwezige voorraad P in de bouwvoor is momenteel ruim voldoende om enkele jaren de P-behoefte van het gewas te dekken.
8. Voor een goede beschrijving van het concentratieverloop van de P-componenten in bodemvocht en drainafvoer was evenals voor De Noord calibratie nodig van de verhouding tussen het deel van het fosfaat geadsorbeerd in de 'snelle' en in de 'langzame' adsorptie-pool. Daarnaast zijn geen andere parameters aangepast.

10.6 De meststoffenscenario's

10.6.1 Scenario 1987 en scenario 2000

Met de modellen zijn meerdere scenario's doorgerekend. Een belangrijke analyse betreft de vergelijking van de situatie waarin de bemestingspraktijk halverwege de jaren tachtig zou worden voortgezet (*scenario 1987*) met de praktijk waarvan wordt ingeschat dat deze haalbaar zou moeten kunnen zijn in het jaar 2000 (*scenario 2000*). Een belangrijk verschil tussen de scenario's is de vervanging van stalmest en drijfmest door de toepassing van GFT-compost, aangevuld met twee- of driemaal in de vier jaar de teelt van groenbemesters. De aanvoer van stikstof zal hierdoor met 125 $kg.ha^{-1}$ (Noord-Holland) of 195 $kg.ha^{-1}$ (Zuid-Holland) verminderen. De aanvoer van fosfaat wordt sterk verminderd met 185 $kg.ha^{-1}$ P (Noord-Holland) of 155 $kg.ha^{-1}$P (Zuid-Holland) tot een niveau van ca. 9 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ P.

De berekeningen zijn uitgevoerd voor een periode van 60 jaar. Alleen de perioden waarin zich een evenwicht zou instellen zijn met elkaar vergeleken. Voor stikstof stelt het evenwicht zich binnen enkele jaren in. Voor fosfaat zou het in het *scenario 1987* nog meer dan 30 jaar voordat zich een evenwicht zou hebben ingesteld. Voor het *scenario 2000* zou het nog ruim 15 jaar duren voordat, uitgaande van de situatie zoals die in 1992 en 1993 op de proefpercelen werd aangetroffen, evenwicht wordt bereikt.

Voor Noord-Holland wordt berekend dat:

1. De stikstofafvoer naar het oppervlaktewater in *scenario 1987* ca. 80 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N zou gaan bedragen. Dit zou resulteren in drainwaterconcentraties van 5-15 $mg.l^{-1}$ N. Het *scenario 2000* zal op den duur gaan leiden tot afspoeling van 40-45 $kg.ha^{-1}$ N, hetwelk correspondeert met drainwaterconcentraties van 3-10 $mg.l^{-1}$ N.
2. Doordat gemiddeld per jaar 3 $ton.ha^{-1}$ droge stof aan GFT wordt aangevoerd blijft het organischestofpercentage redelijk op peil. Voor de stikstofopname door het gewas berekent het model geen sterke teruggang.
3. Na 3 jaar zal het Pw-getal dalen tot de klasse zeer laag. In het model komt dit tot uiting in een verminderde gewasopname van ca. 10 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ P. Gaf de

eindsituatie behorend bij *scenario 1987* nog een jaarlijkse toename van de opgehoopte fosfaat met 12 $kg.ha^{-1}$ P te zien, in het *scenario 2000* zal de bodem met ca. 10 $kg.ha^{-1}$ P worden uitgeput. Het model voorspelt grote effecten op de P-belasting van het oppervlaktewater. Na ca. 50 jaar zal in het *scenario 1987* sprake zijn van nagenoeg volledige fosfaatdoorslag en zal 80 à 90% van het P-overschot worden afgevoerd naar het oppervlaktewater. Dit komt overeen met afvoeren groter dan 100 $kg.ha^{-1}$ P en drainwaterconcentraties tussen 15 en 25 $mg.l^{-1}$ P. In het *scenario 2000* is het te verwachten dat de P-belasting van het oppervlaktewater op termijn ca. 10 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ P zal gaan bedragen. Deze hoeveelheid is geheel afkomstig uit de voorraad die in het verleden in de bodem is opgebouwd. Berekend wordt dat de drainwater concentraties ca. 2 $mg.l^{-1}$ P zullen bedragen. Voor zowel de belasting van het oppervlaktewater als de drainwaterconcentraties wordt een reductie van ca. 90% t.o.v. *scenario 1987* berekend

Voor Zuid-Holland wordt berekend dat:

1. De N-afspoeling in het *scenario 2000* ongeveer de helft zal bedragen van de belasting in het *scenario 1987* (30 à 35 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ i.p.v. 60 à 70 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$). De drainwaterconcentraties in *scenario 1987* zullen 12-20 $mg.l^{-1}$ N gaan bedragen. Voor *scenario 2000* worden concentraties van 7 tot 10 $mg.l^{-1}$ N berekend.
2. Bij lagere waterpeilen vindt de denitrificatie op grotere diepte plaats. In de nattere profielen in het *scenario 1987* vindt nog een geringe N-ophoping plaats, in het drogere profiel zou reeds sprake zijn van een geringe uitputting. Bij verminderde N-toevoer zal ook in het nattere profiel stikstofuitputting gaan optreden. Voor zowel stikstof als fosfaat wordt in de Zuid-Holland profielen geen effect op de gewasopname verwacht.
3. Alhoewel in het profiel van Wassenaar dat model staat voor de situatie in Zuid-Holland initieel meer fosfaat is opgehoopt dan in Noord-Holland, zal de uiteindelijke belasting van het oppervlaktewater in het *scenario 1987* lager zijn. Voor de profielen met het hoge en het lage waterpeil wordt P-afspoeling van resp. 81 en 93 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ berekend. In de uiteindelijke evenwichtssituatie die behoort bij *scenario 1987* is er nog ruimte om een gedeelte van het fosfaatoverschot in het profiel te bergen: ca. 50 $kg.ha^{-1}$ P. Van het P-overschot komt 60% tot afvoer. In het *scenario 2000* wordt de bodem met 24 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ uitgeput; hiervan komt 8 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ ten nutte van de gewasopname. De andere 16 $kg.ha^{-1}$ wordt afgevoerd naar grond- en oppervlaktewater. De afspoeling zal in *scenario 2000* 11 $kg.ha^{-1}$ bedragen, de belasting van het grondwater wordt berekend op 5 $kg.ha^{-1}$. Voor *scenario 2000* wordt een reductie t.o.v. *scenario 1987* van de P-afspoeling en P-uitspoeling naar het grondwater berekend van resp. 85% en 45%. Bij voortzetting van de P-bemesting uit de jaren '80 zal de drainwaterconcentratie uitkomen op 20 à 28 $mg.l^{-1}$ P. Voor het *scenario 2000* lijkt een concentratie van 2,5 à 3 $mg.l^{-1}$ P haalbaar. Ook hier zullen de P-concentraties in drainwater in *scenario 2000* ongeveer één-tiende bedragen van de waarden die voor *scenario 1987* worden berekend.

10.6.2 Invloed van hydrologische situaties en teeltkundige maatregelen

Invloed van kwel in de duinrand
In plaats van voeding van het grondwater ter grootte van 7 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N door de wegzijgingsflux treedt in de kwelsituatie een aanvoer op door kwelwater ter grootte van 5 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N. Hierdoor is voor het *scenario 2000* in kwelprofielen een grotere belasting van het oppervlaktewater te verwachten (stikstof: 44 $kg.ha^{-1}$ i.p.v. 32 $kg.ha^{-1}$ en fosfor: 18 $kg.ha^{-1}$ i.p.v. 11 $kg.ha^{-1}$).

Opzetten slootpeil i.p.v. beregenin en Noord-Holland
Het opzetten van het slootpeil in plaats van beregening leidt tot een kleinere langjarig gemiddelde denitrificatie in de bouwvoor. Door de hogere grondwaterstand zal de N-afvoer toenemen in *scenario 2000* van 43 naar 50 $kg.ha^{-1}$. Voor de P-uitspoeling wordt geen effect berekend.

Gering P-gift wanneer Pw-streefgetal is bereikt in scenario 2000
In Noord-Holland daalt in *scenario 2000* het Pw-getal binnen enkele jaren tot de klasse zeer laag. In Zuid-Holland duurt het ca. 10 jaar voordat deze klasse wordt bereikt. Bij een P-gift ter grootte van de gewasonttrekking blijft in Noord-Holland het Pw-getal iets onder de waarde 20 en zal in Zuid-Holland het Pw-getal gaan stijgen (60 $mg.l^{-1}$ na 50 jaar). In Zuid-Holland heeft deze extra P-gift in *scenario 2000* nauwelijks effect op de te verwachten drainwaterconcentraties. In Noord-Holland zal de P-concentratie in het drainwater hoger komen te liggen dan in het *scenario 2000* (ca. 3,5 $mg.l^{-1}$ i.p.v. ca. 2 $mg.l^{-1}$).

Stuifbestrijding met cellulose i.p.v. GFT-compost in scenario 2000
In Noord-Holland zullen de P-concentraties in drainwater ca. 0,2 mg P lager zijn dan in *scenario 2000*. In Zuid-Holland is het effect groter. Hier wordt een verlaging van de P-concentraties van 0,4 tot 0,6 $mg.l^{-1}$ P verwacht. De P-afvoer neemt met deze maatregel ca. 10 à 15% af. Voor stikstof zijn de effecten groter. Voor Noord-Holland wordt een extra reductie van ca. 15 $kg.ha^{-1}$ verwacht (kleiner dan 30 $kg.ha^{-1}$ in tegenstelling tot 43 $kg.ha^{-1}$ in *scenario 2000*). Voor Zuid-Holland bedraagt de reductie van de N-afspoeling eveneens ca. 15 $kg.ha^{-1}$. Omdat het niveau bij *scenario 2000* lager is, is de procentuele reductie groter (35 à 50%).

Geen drijfmest in de Zuid-Holland hoogwater-variant in scenario 1987
Deze maatregel heeft het grootste effect op de vervluchtiging van ammoniak (55 $kg.ha^{-1}$ minder). De afvoer naar het oppervlaktewater wordt met 18% gereduceerd (55 $kg.ha^{-1}$ i.p.v. 67 $kg.ha^{-1}$). Voor fosfaat is geen verandering in de belasting van het oppervlaktewater te verwachten, maar de ophoping van fosfaat in de bouwvoor geschiedt minder snel (17 $kg.ha^{-1}$ P i.p.v. 41 $kg.ha^{-1}$ P).

Aanvoernorm 80 en 100 $kg.ha^{-1}$ P_2O_5
Een aanvoernorm van resp. 80 en 100 kg.ha-1 P_2O_5 leidt tot een ruim tweemaal zo hoge fosfaatbelasting van het oppervlaktewater dan in *scenario 2000* (25 i.p.v. 11 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ P). Het Pw-getal zal bij deze fosfaatbemesting niet dalen.

Tijdstip van toedienen stalmest
Voor zowel de N-uitspoeling als de P-uitspoeling zijn van deze maatregel geen effecten te verwachten. Het effect is in ieder geval kleiner dan 5%, en valt daarmee ver binnen de nauwkeurigheid van het rekenmodel.

10.7 Evaluatie van het modelonderzoek naar uitspoeling van meststoffen

Beschikbare gegevens t.a.v. gewasopname
Bij het berekenen van de plantopname is de aanname gedaan dat de gewassen optimaal in hun nutriëntenbehoefte kunnen voorzien. Tevens is berekende gewasopname gevoelig gebleken voor de geschatte transpiratiesom per deel van het groeiseizoen. Het modelconcept voor gewasopname is ontwikkeld voor akkerbouwgewassen. Voor de bredere inzet van een nutriëntenmodel in bloembolgewassen is de beschrijving van een concept dat beter is afgestemd op deze gewassen raadzaam. Gegevens over hoe gewassen reageren op een verminderd nutriëntenaanbod ontbreken. Toch zijn deze inzichten van belang voor zowel de inschatting van eventuele opbrengstdervingen bij verminderde bemesting als de eventuele extra uitspoeling die een gevolg zou kunnen zijn van verminderde plantopname. Door de van nature lage minerale-N-concentraties in de bouwvoor zijn de uitspoelingsverliezen van de bouwvoor voor het grootste gedeelte afkomstig uit de bemesting. Zowel berekeningen als waarnemingen in de praktijk wijzen erop dat in een regenrijke periode een belangrijk gedeelte van een recente bemesting kan uitspoelen. In de bedrijfsvoering zou hierop ingespeeld kunnen worden door een meer frequente en meer gerichte timing van de dosering, in afhankelijkheid van de gewasontwikkeling. Een goede beschrijving van het verloop van de stikstofopname door het gewas is hierbij van groot belang.

Organische stof
De rol van organische stof in de bouwvoor is belangrijk voor het verklaren van de stikstofhuishouding van bloembollengronden, evenals het gedrag van de stikstofcomponenten in de ondergrond. De nalevering van de ondergrond naar de bouwvoor via capillaire opstijging in de zomer is verwaarloosbaar klein. Alhoewel de toevoer van stikstof via het stro dat wordt aangewend bij het stro-dekken en het stro-steken van relatief klein belang is, is het voor de koolstofkringloop in de bouwvoor wel van belang. Bij de omzetting naar humus kan een gedeelte van de minerale stikstofvoorraad in het stro worden vastgelegd. Tevens beïnvloed het stro de doordringing van zuurstof in het bodemprofiel en daarmee de condities waaronder denitrificatie optreedt. Daar de praktijk van het stro-dekken en later het stro-ruimen niet goed in het model is in te brengen is te verwachten dat de gecalibreerde modelparameters voor zuurstofdiffusie en organische omzettingen in de bouwvoor niet optimaal zijn vastgesteld. Bij een breder gebruik van het uitspoelingsmodel voor de bloembollenteelt dient aan deze bedrijfshandelingen aandacht geschonken te worden.

Preferent transport
Bij het beschrijven van de nitraatuitspoeling met de modellen wordt geen rekening gehouden met preferent transport naar drains. Uit de vergelijking tussen de berekende en gemeten drainwater concentraties wordt geconcludeerd dat het nitraat sneller uitspoelt dan op grond van de modelgegevens is te verwachten. Bij de ijking van het model is de hoogte van de nitraatpiek in profiel gebruikt om enkele modelparameters te ijken. In het algemeen is te verwachten dat door preferent transport hogere pieken in het drainwater kunnen optreden dan wanneer het neerslagoverschot gelijkmatig naar de drainbuizen wordt afgevoerd.

Validatie relatie tussen Pw-getal en adsorptie
Op basis van een aantal metingen aan bodemmonsters in het laboratorium is een relatie opgesteld tussen het Pw-getal en de geadsorbeerde hoeveelheid fosfaat. De in dit rapport doorgerekende scenario's liggen soms buiten het meettraject en de toepassing van de relatie levert alleen indicatieve resultaten. Ook is de genoemde relatie niet zonder meer toe te passen op andere gronden. Voor modelberekeningen waarin men voor de praktijk 'harde' cijfers t.a.v. bodemvruchtbaarheid en uitspoelingsrisico wenst, is een meer uitgebreide validatie van de genoemde relatie aan te bevelen.

Relatie tussen bemesting en uitspoeling
Het modelonderzoek levert kwantitatieve informatie en kwalitatieve inzichten die waardevol zijn in het streven naar een meer milieuvriendelijke bloembollenteelt. Gezien de heterogeniteit van de bodem en de complexiteit van de invloedsfactoren in de ondergrond is zonder aanvullende informatie geen goed verband te leggen tussen de bemesting op perceelsniveau en de te verwachten uitspoeling. De historische opbouw van een mineralenvoorraad en de nalevering uit diepere bodemlagen kunnen een aanzienlijke aandeel vormen in de belasting van het oppervlaktewater. Deze factoren bevinden zich buiten het bereik van een bloembollenteler. Verwacht wordt dat het opstellen van een betrouwbare relatie tussen bemesting, bodemfactoren en mineralenverliezen uit de bouwvoor meer kansen heeft.

Literatuur

Bakel, P.J.T. van, J.A. Elbers, J.G. Kroes, M. Leistra, C.C.P. van Mourik en J.H. Smelt, 1992. *Mogelijkheden tot reductie van bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewater in het stroomgebied van de Drentse Aa.* Een literatuur- en modelstudie. DLO-Staring Centrum. Rapport 200, 80 p.

Beek, M.A., J.W. Jansma & J. Linders, 1993. *Milieufiche metamitron.* CTB, Wageningen, 6 p.

Belmans, C., J.G. Wesseling and R.A. Feddes, 1983. 'Simulation model of the water balance of a cropped soil: SWATRE'. *Journal of Hydrology* 63, 3/4: 271-286.

Boesten, J.J.T.I. and A.M.A. van der Linden, 1991. 'Modeling the influence of sorption and transformation on pesticide leaching and persistence'. *J. Environ. Qual.* 20: 425-435.

Boesten, J.J.T.I., L.J.T. van der Pas, M. Leistra, J.H. Smelt & N.W.H. Houx, 1992. 'Transformation of 14C-labelled 1,2-dichloropropane in water-saturated subsoil materials'. *Chemosphere* 24: 993-1011.

Chiou, C.T., L.J. Peters & V.H. Freed, 1979. 'A physical concept of soil-water equilibria for non-ionic organic compounds'. *Science* 206: 831-832.

Cornelese, A.A. & H.L.J. van Maaren, 1993. *Veldonderzoek bestrijdingsmiddelen*; Resultaten 1991. Rapport 725803006, RIVM, Bilthoven, 55 p.

Dijk, H. van, 1980. 'Dissipation rates in soil of 1,2-dichloropropane and 1,3- and 2-3-dichloropropenes'. *Pesticide Science* 11: 625-632.

Dios Cancela, G., E. Romero Taboada & F. Sanchez-Rasero, 1992. 'Carbendazim adsorption on montmorillonite, peat and soils'. *J. Soil Sci.* 43: 99-111.

Ernst, L.F., 1973. *De bepaling van de transporttijd van het grondwater in de verzadigde zone.* Wageningen, ICW nota 755.

Feddes, R.A., P.J. Kowalik and H. Zaradny, 1978. *Simulation of field water use and crop yield.* Wageningen, PUDOC, Simulation Monographs.

Feddes, R.A., P. Kabat, P.J.T. van Bakel, J.J.B. Bronswijk and J. Halbertsma, 1988. 'Modelling soil water dynamics in the unsaturated zone - state of art'. *Journal of hydrology* 100: 69-111.

Fraters, D. & J. Linders, 1991. *Milieufiche deltamethrin.* CTB, Wageningen, 6 p.

Gestel, C.A.M. van, 1984. *Milieufiche procymidon.* CTB, Wageningen, 3 p.

Groen, K.P., 1991. *Emissie van 1,3-dichloorpropeen via drainwater op het proefbedrijf 'de Waag'.* Rapport Directie Flevoland Rijkswaterstaan, Lelystad, 23 p.

Groenendijk, P., J. Pankow en A. van den Toorn, 1995. *Emissies van bestrijdingsmiddelen en nutriënten in de bloembollenteelt.* Veldonderzoek naar de waterbalans en de uitspoeling van nutriënten. DLO-Staring Centrum. Rapport 387.4. In voorbereiding.

Groenendijk P. and J.G. Kroes, 1997. *Modelling the nitrogen and phosphorus leaching to groundwater and surface water.* Wageningen, DLO Winand Staring Centre. Report 144.

IKC (Informatie en Kennis Centrum Akker- en Tuinbouw, Afdeling Bloembollen, Lisse), 1993. *Beregening van bloembolgewassen.*

Jong, P.M. de, 1989. *Milieufiche prochlopraz.* CTB, Wageningen, 4 p.

Kroes, J.G. en J.J.T.I. Boesten, 1992. *Vergelijking van de uitspoeling berekend met de modellen TRANSOL en PESTLA.* Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 238, 40 p.

Kroes, J.G. en P.E. Rijtema, 1995. *TRANSOL, a dynamic simulation model for transport and transformation of solutes in soils.* Wageningen, DLO Winand Staring Centre. Report 103.

Leistra, M., 1972. 'Distribution of 1,3-dichloropropene over the phases in soil'. *J. Agricultural and Food Chemistry* 18: 1124-1126.

Leistra, M., A.E. Groen, S.J.H. Crum & L.J.T. van der Pas, 1991. 'Transformation rate of 1,3-dichloropropene and 3-chloroallyl alcohol in topsoil and subsoil material of flower-bulb fields'. *Pestic. Sci.* 31: 197-207.

Luttik, R. & J. Linders, 1990. *Milieufiche bentazon.* CTB, Wageningen, 5 p.

Maslankiewicz, L. & J. Linders, 1993. *Milieufiche carbendazim.* CTB, Wageningen.

Matser, A.M., L.J.T van der Pas, J.J.T.I. Boesten en M. Leistra, 1995. *Emissies van bestrijdingsmiddelen en nutriënten in de bloembollenteelt.* Laboratoriumstudies naar het gedrag van bestrijdingsmiddelen. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 387.2. 47 p.

Nicholls, P.H. & A.A. Evans, 1991. 'Sorption of ionisable organic compounds by field soils. Part 2: Cations, bases and zwitterions'. *Pesticide Science* 33: 331-345.

Ommen, H.C. van, 1986. 'Influence of diffuse sources of contamination on the quality

of outflowing groundwater including non-equilibrium adsorption and decomposition' *Journal of Hydrology* 88: 79-95.

Pas, L.J.T. van der & M. Leistra, 1987. 'Movement and transformation of 1,3-dichloropropene in the soil of flower-bulb fields'. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 16: 417-422.

Pas, L.J.T. van der, J.J.T.I. Boesten, R. Gerritsen en M. Leistra, 1995. *Emissies van bestrijdingsmiddelen en nutriënten in de bloembollenteelt.* Veldonderzoek naar de emissie van bestrijdingsmiddelen. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 387.3. 40 p.

Plassche, E. v.d. & J. Linders, 1990a. *Milieufiche chloridazon.* CTB, Wageningen, 5 p.

Plassche, E. v.d. & J. Linders, 1990b. *Milieufiche bentazon.* CTB, Wageningen, 5 p.

Plassche, E. v.d. & J. Linders, 1991. *Milieufiche (es)fenvaleraat.* CTB, Wageningen, 7 p.

Roberts, T.R. & G. Stoydin, 1976. 'The degradation of (*Z*)- and (*E*)-1,3-dichloropropenes and 1,2-dichloropropane in soil'. *Pestic. Sci.* 7: 325-335.

Schoumans, O.F. en P. Lepelaar, 1995. *Emissies van bestrijdingsmiddelen en nutriënten in de bloembollenteelt.* Laboratorium- en modelonderzoek naar het gedrag van anorganisch fosfaat in kalkrijke zandgronden van bloembollenpercelen. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 387.1. 110 p.

Shone, M.G.T. & A.V. Wood, 1974. 'A comparison of the uptake and translocation of some organic herbicides and a systemic fungicide by barley. I. Absorption in relation to physoco-chemical properties'. *J. exp. Bot.* 25: 390-400.

Sparenburg, P. & J. Linders, 1991. *Milieufiche chloorthalonil.* CTB, Wageningen.

Werkgroep Noord-Holland, 1982. *Kwantiteit en kwaliteit van grond- en oppervlaktewater in Noord-Holland benoorden het IJ.* Wageningen, Regionale Studies ICW 16.

Wösten, J.H.M., 1987. *Beschrijving van de waterretentie- en doorlatendheidskarakteristieken uit de Staringreeks met analytische functies.* Wageningen, STIBOKA-rapport 2019.

Wösten, J.H.M., M.H. Bannink en J. Beuving, 1987. *Waterretentie- en doorlatendheidskarakteristieken van boven- en ondergronden in Nederland: de Staringreeks.* Wageningen, STIBOKA-rapport 1932.

Niet-gepubliceerde bronnen

Broek, B.J. van den, J.A. Elbers, J. Huygen, P. Kabat, J.G. Wesseling, J.C. van Dam en R.A. Feddes, 1994. *SWAP93, Input instructions manual.* Interne Mededeling 288, DLO-Staring Centrum, 50 p.

Matser, A.M., 1994a. *Omzetting van Z- en E-3-chloorallylalcohol in waterverzadigd ondergrondmateriaal en grondwater uit Wassenaar.* Interne Mededeling 288, DLO-Staring Centrum, 8 p.

Matser, A.M., 1994b. *Omzetting van Z- en E-3-chloorallylalcohol en metamitron in waterverzadigde ondergrondmaterialen en grondwater uit St. Maartensbrug en Wassenaar.* Interne Mededeling 289, DLO-Staring Centrum, 20 p.

Matser, A.M., 1994c. *Adsorptie van 3-chloorallylalcohol en metamitron aan waterverzadigd ondergrondmateriaal uit St. Maartensbrug en Wassenaar.* Interne Mededeling 290, DLO-Staring Centrum, 12 p.

Pas, L.J.T. van der, 1994. *Omzettingssnelheid van atrazin en bentazon in waterverzadigd ondergrond-materiaal.* Interne Mededeling, DLO-Staring Centrum, (in voorbereiding).

Pas, L.J.T. van der, 1995. *Omzettings- en sorptiestudies met metamitron, chloorthalonil en HTI in bouwvoormateriaal uit Wassenaar en St. Maartensbrug.* Interne Mededeling 319, DLO-Staring Centrum.

Toorn, A. van den, J. Pankow, O.M. Hooyer en P. Groenendijk, 1994a. *Veldonderzoek naar de waterbalans en de uitspoeling van meststoffen op een bloembollenbedrijf te Wassenaar.* Interne Mededeling 324, DLO-Staring Centrum, 33 p.

Toorn, A. van den, J. Pankow, O.M. Hooyer en P. Groenendijk, 1994b. *Veldonderzoek naar de waterbalans en de uitspoeling van meststoffen op het proefbedrijf 'De Noord'.* Interne Mededeling 322, DLO-Staring Centrum, 30 p.

Toorn, A. van den, J. Pankow, O.M. Hooyer en P. Groenendijk, 1994c. *Veldonderzoek naar de waterbalans en de uitspoeling van meststoffen op een bloembollenbedrijf te Wassenaar.* Interne Mededeling 324, DLO-Staring Centrum, 33 p.

Aanhangsel 1 Toediening van bestrijdingsmiddelen op proefbedrijf De Noord, profiel 1

Toediening van bestrijdingsmiddelen (kg.ha^{-1} actieve stof) op proefbedrijf De Noord, profiel 1, percelen 4 en 5

Middel	Jaar	Gewas	Datum	Dagnr vanaf 1-1-92	Dosis
Chloorthalonyl	1992	tulp	17 apr	108	0,75
			29 apr	120	0,75
			13 mei	134	0,75
			1 jun	153	0,75
	1993	lelie	20 apr	476	0,75
			30 apr	486	0,75
			10 mei	496	0,75
			19 mei	505	0,75
			1 jun	518	0,75
			20 jun	537	0,75
			8 jul	555	0,75
			6 aug	584	0,75
			18 aug	596	0,75
			31 aug	609	0,75
			11 sep	620	0,75
			20 sep	629	0,75
Prochloraz	1992	tulp	17 apr	108	0,231
			29 apr	120	0,231
			13 mei	134	0,231
			1 jun	153	0,231
	1993	lelie	25 mrt	450	0,9
			20 apr	476	0,231
			30 apr	486	0,231
			10 mei	496	0,231
			19 mei	505	0,231
			1 jun	518	0,231
			20 jun	537	0,231
			8 jul	555	0,231
			6 aug	584	0,231
			18 aug	596	0,231
			31 aug	609	0,231
			11 sep	620	0,231
			20 sep	629	0,231

Vervolg

Middel	Jaar	Gewas	Datum	Dagnr vanaf 1-1-92	Dosis
carbendazim	1992	tulp	17 apr	108	0,075
			29 apr	120	0,075
			13 mei	134	0,075
			1 jun	153	0,075
	1993	lelie	25 mrt	450	1,35
			20 apr	476	0,075
			30 apr	486	0,075
			10 mei	496	0,075
			19 mei	505	0,075
			1 jun	518	0,075
			20 jun	537	0,075
			8 jul	555	0,075
			6 aug	584	0,075
			18 aug	596	0,075
			31 aug	609	0,075
			11 sep	620	0,075
			20 sep	629	0,075
			8 nov	678	1,4
chloridazon	1992	tulp	7 mrt	67	1,0
deltamethrin	1992	tulp	13 mei	134	0,01
			1 jun	518	0,01
	1993	lelie	10 mei	496	0,01
			19 mei	505	0,01
			1 jun	518	0,01
			9 jun	526	0,01
			20 jun	537	0,01
			30 jun	547	0,01
			22 jul	569	0,01
			6 aug	584	0,01
			18 aug	596	0,01
			31 aug	609	0,01
			11 sep	620	0,01
metamitron	1993	lelie	20 apr	476	2,1
			19 mei	505	2,1
			22 jul	569	2,1

Aanhangsel 2 Toediening van bestrijdingsmiddelen op proefbedrijf De Noord, profiel 2

Toediening van bestrijdingsmiddelen (kg.ha^{-1} actieve stof) op proefbedrijf De Noord, profiel 2, percelen 14 en 17

Middel	Jaar	Gewas	Datum	Dagnr vanaf 1-1-92	Dosis
chloorthalonyl	1992	lelie	13 mei	134	0,375
			20 mei	141	0,375
			5 jun	157	0,375
			15 jun	167	0,375
			22 jun	174	0,375
			29 jun	181	0,375
			9 jul	191	0,375
			23 jul	205	0,375
			6 aug	219	0,375
			18 aug	231	0,375
			7 sep	251	0,375
	1993	tulp	15 apr	471	0,75
			10 mei	496	0,75
			19 mei	505	0,75
			1 jun	518	0,75
prochloraz	1992	lelie	1 apr	92	0,9
			13 mei	134	0,1155
			20 mei	141	0,1155
			5 jun	157	0,1155
			15 jun	167	0,1155
			22 jun	174	0,1155
			29 jun	181	0,1155
			9 jul	191	0,1155
			23 jul	205	0,1155
			6 aug	219	0,1155
			18 aug	231	0,1155
			7 sep	251	0,1155
			9 dec	344	0,945
	1993	tulp	15 apr	471	0,231
			10 mei	496	0,231
			19 mei	505	0,231
			1 jun	518	0,231

Vervolg

Middel	Jaar	Gewas	Datum	Dagnr vanaf 1-1-92	Dosis
carbendazim	1992	lelie	1 apr	92	1,35
			13 mei	134	0,0375
			20 mei	141	0,0375
			5 jun	157	0,0375
			15 jun	167	0,0375
			22 jun	174	0,0375
			29 jun	181	0,0375
			9 jul	191	0,0375
			23 jul	205	0,0375
			6 aug	219	0,0375
			18 aug	231	0,0375
			7 sep	251	0,0375
			8 dec	343	1,4
	1993	tulp	15 apr	471	0,075
			10 mei	496	0,075
			19 mei	505	0,075
			1 jun	518	0,075
chloridazon	1993	tulp	2 apr	458	0,975
deltamethrin	1992	lelie	14 mei	135	0,01
			20 mei	141	0,01
			31 mei	152	0,01
			5 jun	157	0,01
			15 jun	167	0,01
			22 jun	174	0,01
			29 jun	181	0,01
			9 jul	191	0,01
			20 aug	233	0,01
	1993	tulp	10 mei	496	0,01
			19 mei	505	0,01
			1 jun	518	0,01
			9 jun	526	0,01
metamitron	1992	lelie	1 apr	92	1,05
			15 apr	106	2,1
			4 mei	125	2,1

Aanhangsel 3 Toediening van bestrijdingsmiddelen op een bloembollenbedrijf te Wassenaar, bedden boven drain A

Toediening van bestrijdingsmiddelen (kg.ha^{-1} actieve stof) op een bloembollenbedrijf te Wassenaar, bedden boven drain A

Middel	Jaar	Gewas	Datum	Dagnr vanaf 1-1-92	Dosis
chloridazon	1992	tulp	16 mrt	76	0,80
	1993	hyacint	31 mrt	456	0,98
chloorthalonyl	1992	tulp	8 apr	99	0,75
			20 apr	111	0,75
			7 mei	128	0,75
			14 mei	135	0,75
			18 mei	139	0,11
	1993	hyacint	8 apr	464	0,56
			21 apr	477	0,56
			1 mei	487	0,56
			21 mei	507	0,56
prochloraz	1992	tulp	8 apr	99	0,23
			20 apr	111	0,23
			7 mei	128	0,23
			14 mei	135	0,23
			18 mei	139	0,03
	1993	hyacint	8 apr	464	0,17
			21 apr	477	0,17
			1 mei	487	0,17
			21 mei	507	0,17
carbendazim	1992	tulp	8 apr	99	0,08
			20 apr	111	0,02
	1993	hyacint	8 apr	464	0,06
			21 apr	477	0,06
			1 mei	487	0,06
			21 mei	507	0,06
procymidon	1992	tulp	8 apr	99	0,25
fenvaleraat	1992	tulp	14 mei	135	0,01

Aanhangsel 4 Toediening van bestrijdingsmiddelen op een bloembollenbedrijf te Wassenaar, bedden boven drain B

Toediening van bestrijdingsmiddelen (kg.ha^{-1} actieve stof) op een bloembollenbedrijf te Wassenaar, bedden boven drain B

Middel	Jaar	Gewas	Datum	Dagnr vanaf 1-1-92	Dosis
chloorthalonyl	1992	lelie	13 jun	165	0,75
	1993	lelie	8 jun	525	0,69
			19 jun	536	0,69
			25 jun	542	0,69
			3 jul	550	0,69
			27 jul	574	0,46
			31 jul	578	0,46
			7 aug	585	0,69
			13 aug	591	0,46
			18 sep	627	0,23
prochloraz	1992	lelie	13 jun	165	0,23
	1993	lelie	8 jun	525	0,21
			19 jun	536	0,21
			25 jun	542	0,21
			3 jul	550	0,21
			27 jul	574	0,14
			31 jul	578	0,14
			7 aug	585	0,21
			13 aug	591	0,14
			18 sep	627	0,07
carbendazim	1993	lelie	8 jun	525	0,07
procimidon	1993	lelie	14 mei	500	0,23
			21 mei	705	0,14
			29 mei	515	0,14
			20 aug	598	0,14

Vervolg

Middel	Jaar	Gewas	Datum	Dagnr vanaf 1-1-92	Dosis
fenvaleraat	1992	lelie	8 mei	129	0,01
			22 mei	143	0,01
			30 mei	151	0,01
			9 jun	161	0,01
			23 jun	175	0,01
			29 jun	181	0,01
			8 jul	190	0,01
			14 jul	196	0,01
			23 jul	205	0,01
			29 jul	211	0,01
			5 aug	218	0,01
			17 aug	230	0,01
			1 sep	245	0,01
			7 sep	251	0,01
			17 sep	261	0,01
			28 sep	272	0,01
	1993	lelie	5 mei	491	0,01
			14 mei	500	0,01
			21 mei	507	0,01
			29 mei	515	0,01
			25 jun	542	0,01
			3 jul	550	0,01
			9 jul	556	0,01
			16 jul	563	0,01
			20 aug	598	0,01
			28 aug	606	0,01
			18 sep	627	0,01
metamitron	1992	lelie	25 apr	116	1,05
			6 mei	127	0,70
			8 mei	129	0,35
			18 mei	139	0,35
			2 jun	154	0,35
			17 jun	169	0,35
			4 jul	186	0,35
			15 jul	197	0,35
			17 aug	230	0,35
			24 aug	237	0,17
			31 aug	244	0,35
	1993	lelie	21 apr	477	0,65
			11 mei	497	0,48
			24 mei	510	0,48
			4 jun	521	0,32
			12 jun	529	0,32
			28 jun	545	0,32
			12 jul	559	0,32
			21 jul	568	0,32
			4 aug	582	0,32
			11 aug	589	0,32
			21 aug	599	0,32
			8 sep	617	0,65

Aanhangsel 5 Gegevens over mestaanwending en grondbewerking voor de toetsing van het nutriëntenuitspoelingsmodel

Profiel 1, De Noord

Dagnr. vanaf 1-1-92	Mestsoort/handeling	Hoeveelheid bruto materiaal ($kg.ha^{-1}$)	Diepte (cm)
87	kalkammonsalpeter	86	
118	kalkammonsalpeter	181	
177	wortelmateriaal	583	20
194	grondbewerking		20
263	grondbewerking		10
440	grondbewerking		40
457	strodekken	2000	
490	kalkammonsalpeter	52	
520	kalkammonsalpeter	52	
524	kalkammonsalpeter	35	
561	kalkammonsalpeter	86	
599	kalkammonsalpeter	69	
650	wortelmateriaal	667	20
674	grondbewerking		20
680	strodekken	2000	
808	kalkammonsalpeter	86	

Profiel 2, De Noord

Dagnr. vanaf 1-1-92	Mestsoort/handeling	Hoeveelheid bruto materiaal ($kg.ha^{-1}$)	Diepte (cm)
96	strodekken	600	
132	kalkammonsalpeter	78	
168	kalkammonsalpeter	86	
284	wortelmateriaal	667	20
337	grondbewerking		40
349	strodekken	2000	
443	kalkammonsalpeter	69	
471	kalkammonsalpeter	78	
484	kalkammonsalpeter	78	
504	kalkammonsalpeter	69	
543	wortelmateriaal	583	20

Profiel A, Wassenaar

Dagnr. vanaf 1-1-92	Mestsoort/handeling	Hoeveelheid bruto materiaal (kg.ha^{-1})	Diepte (cm)
48	kalkammonsalpeter	140	
61	grondbewerking		20
130	kalkammonsalpeter	210	
176	wortelmateriaal	240	20
197	spuitmest	6000	
211	spuitmest	6000	
256	tripelsuperfosfaat	349	
257	profert	1500	
284	strodekken	3500	
407	strodekken	5000	20
409	kalkammonsalpeter	210	
427	grondbewerking		20
477	kalksalpeter	105	
487	kalksalpeter	140	
493	kalksalpeter	140	
513	kalksalpeter	140	
520	kalksalpeter	175	
548	wortelmateriaal	130	20
792	grondbewerking		20

Profiel B, Wassenaar

Dagnr. vanaf 1-1-92	Mestsoort/handeling	Hoeveelheid bruto materiaal (kg.ha^{-1})	Diepte (cm)
90	tripelsuperfosfaat	210	
94	spuitmest	9333	
101	grondbewerking	20	
105	gebl. meststof NPK	350	
120	spuitmest	12667	
130	kalksalpeter	140	
161	kalksalpeter	210	
185	kalksalpeter	140	
202	kalksalpeter	175	
288	wortelmateriaal	334	20
409	kalkammonsalpeter	210	
452	tripelsuperfosfaat	350	
466	grondbewerking		20
486	gebl. meststof NPK	450	
515	kalksalpeter	140	
536	kalksalpeter	140	
557	kalksalpeter	140	
582	kalksalpeter	140	
654	wortelmateriaal	334	20
831	grondbewerking		20

Aanhangsel 6 Gemiddelde jaarlijkse waterbalans (mm) van het bodemprofiel De Noord voor scenario 1987 en scenario 2000

	Aanvoer			Afvoer	
	1987	2000		1987	2000
neerslag			runoff	0	19,1
+ beregening	814,8	843,4	interceptie	38,2	53,3
			evaporatie	229,2	126,4
			transpiratie	137,1	259,8
			drainage (netto)	439,3	407,3
kwel (netto)	28,6	21,4	wegzijging (netto)	0,0	0,0
totaal	842,4	864,8	totaal	843,8	865,9
bergingsverschil				-1,4	-1,3

Gemiddelde jaarlijkse waterbalans (mm) van het bodemprofiel De Noord voor de jaren van scenario 2000 waarin inundatie plaatsvindt

	Aanvoer		Afvoer
Neerslag	868,0	Runoff	76,3
+ beregening		Interceptie	20,0
		Evaporatie	155,3
		Transpiratie	128,0
		Drainage (netto)	491,7
Kwel (netto)	1,3	Wegzijging (netto)	0
Totaal	869,3	Totaal	871,3
Bergingsverschil			-2,0

Aanhangsel 7 Gemiddelde jaarlijkse waterbalans (mm) van het bodemprofiel De Zuid voor scenario 1987 en scenario 2000

Laag slootpeil

	Aanvoer			Afvoer	
	1987	2000		1987	2000
neerslag			runoff	0,6	0,5
+ beregening	848,6	848,6	interceptie	38,7	54,8
			evaporatie	134,8	121,3
			transpiratie	233,2	277,6
			drainage (netto)	325,8	280,5
kwel (netto)	0	0	wegzijging (netto)	114,1	112,6
totaal	848,6	848,6	totaal	847,2	847,3
bergingsverschil				1,4	1,3

Hoog slootpeil

	Aanvoer			Afvoer	
	1987	2000		1987	2000
neerslag			runoff	9,2	8,6
+ beregening	848,6	848,6	interceptie	38,7	54,8
			evaporatie	134,8	121,3
			transpiratie	225,1	269,0
			drainage (netto)	363,3	318,8
kwel (netto)	0	0	wegzijging (netto)	76,0	75,0
totaal	848,6	848,6	totaal	847,1	847,6
bergingsverschil				1,5	1,0