32/uu6(387) 2e ex

BIBLIOTHEEK
STARINGGEBOUW

Emissies van bestrijdingsmiddelen en nutriënten in de bloembollenteelt

Hoofdrapport

J. van Aartrijk
P. Groenendijk
J.J.T.I. Boesten
O.F. Schoumans
R. Gerritsen

CENTRALE LANDBOUWCATALOGUS
0000 0783 9851

Rapport 387

- 5 MAART 1998

DLO-Staring Centrum, Wageningen, 1997

ISN 582639 x

REFERAAT

Aartrijk, van J., P. Groenendijk, J.J.T.I. Boesten, O.F. Schoumans en R. Gerritsen, 1997. *Emissies van bestrijdingsmiddelen en nutriënten in de bloembollenteelt; hoofdrapport.* Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 387; 131 blz.; 42 fig.; 30 tab.; 31 ref.; 4 aanh.

Het belang en de omvang van emissieroutes van bestrijdingsmiddelen en nutriënten bij de teelt van bloembollen op kalkrijke zandgronden is onderzocht in een veldonderzoek, laboratoriumonderzoek en een modelonderzoek waarin uitspoelingsmodellen zijn getoetst op hun bruikbaarheid. In scenarioberekeningen zijn de gevolgen verkend van diverse typen bedrijfsvoering, teelthandelingen en -omstandigheden voor de uitspoeling. Bovengrondse emissieroutes, met name spuitdrift en afspoeling vanuit de omgeving van bedrijfsgebouwen, leveren de belangrijkste bijdrage aan de belasting van oppervlaktewater met bestrijdingsmiddelen. Afhankelijk van teelthistorie en eigenschappen van het bodemprofiel vindt uitspoeling naar drainwater plaats van stikstof en fosfaat die de grenswaarden overschrijden.

Trefwoorden: afspoeling, bestrijdingsmiddelen, bloembollenteelt, depositie, emissie, kalkrijke zandgronden, nutriënten, spuitdrift, uitspoeling

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.EVR/01.98]

Inhoud

	blz.
Woord vooraf	9
Samenvatting	11
1 Inleiding	17
2 Veldonderzoek	21
2.1 Beschrijving van de onderzoekspercelen	21
2.1.1 St. Maartensbrug	21
2.1.2 Wassenaar	23
2.2 Grondgebruik en teeltmaatregelen	24
2.2.1 St. Maartensbrug	24
2.2.1.1 Vruchtopvolging	24
2.2.1.2 Meststoffen	25
2.2.1.3 Gewasbeschermingsmiddelen	26
2.2.2 Wassenaar	26
2.2.2.1 Vruchtopvolging	26
2.2.2.2 Meststoffen	26
2.2.2.3 Gewasbeschermingsmiddelen	27
2.3 Onderzoeksopzet, apparatuur en bemonsteringstechniek	27
2.3.1 St. Maartensbrug	27
2.3.1.1 Onderzoeksopzet	27
2.3.1.2 Apparatuur	28
2.3.1.3 Drainafvoer, sloot-inlaat en slootafvoer	28
2.3.1.4 Neerslag, bodemvocht en grondwater	29
2.3.2 Wassenaar	29
2.3.2.1 Onderzoeksopzet	29
2.3.2.2 Apparatuur	30
2.3.2.3 Drainafvoer, sloot-inlaat en slootafvoer	30
2.3.2.4 Neerslag, bodemvocht en grondwater	31
2.4 Waterbalansen en waterstanden	32
2.4.1 St. Maartensbrug	32
2.4.1.1 Neerslag, drainafvoer en aan- en afvoer van slootwater	32
2.4.1.2 Grondwaterstanden, diepe peilen en slootpeilen	32
2.4.2 Wassenaar	33
2.4.2.1 Neerslag, drainafvoer en aan- en afvoer van slootwater	33
2.4.2.2 Grondwaterstanden, diepe peilen en slootpeilen	34
2.5 Concentratieverloop en afvoer van nutriënten	34
2.5.1 St. Maartensbrug	35
2.5.1.1 Bodemvocht en grondwater	35
2.5.1.2 Afvoer via drains	36
2.5.1.3 Aanvoer naar de onderzoeksloot	36
2.5.1.4 Afvoer uit de onderzoeksloot	37
2.5.2 Wassenaar	37
2.5.2.1 Bodemvocht en grondwater	37
2.5.2.2 Afvoer via drains	37

2.5.2.3 Afvoer uit de onderzoeksloot 39
2.6 Concentratieverloop en afvoer van bestrijdingsmiddelen 40
2.6.1 Selectie en analyse van bestrijdingsmiddelen 40
2.6.2 Drainwater en slootwater 42
2.6.2.1 St. Maartensbrug 42
2.6.2.2 Wassenaar 45
2.6.3 Waterbodem 47
2.6.4 1,3-dichloorpropeen, 1,2-dichloorpropaan en 3-chloorallylalcohol 48
2.7 Bestrijdingsmiddelen en nutriënten in neerslag 49
2.8 Overwaaien van bestrijdingsmiddelen naar waterlopen bij bespuitingen 51
2.9 Evaluatie van emissieroutes voor bestrijdingsmiddelen 53
2.10 Inundatie 54

3 Modelonderzoek 57
3.1 Inleiding 57
3.2 Toetsing en calibratie van het hydrologische model SWAP93 57
3.2.1 St. Maartensbrug 58
3.2.2 Wassenaar 60
3.3 TRANSOL, het model voor de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen 62
3.3.1 Laboratoriumonderzoek aan adsorptie en omzetting van enkele bestrijdingsmiddelen 63
3.3.2 Calibratie en toetsing van TRANSOL 65
3.3.3 Gevoeligheidsanalyse 71
3.3.3.1 Invloed van K_{om}-waarde en DT_{50} 71
3.3.3.2 Omzettingssnelheid in de verzadigde zone 73
3.4 ANIMO, het model voor de uitspoeling van nutriënten 73
3.4.1 Laboratorium- en modelonderzoek naar het gedrag van fosfaat in kalkrijke zandgronden 73
3.4.1.1 Methodiek 74
3.4.1.2 Verloop van de fosfaatbinding 75
3.4.1.3 Reversibiliteit van de fosfaatbinding 76
3.4.1.4 Parameterisatie 76
3.4.1.5 Validatie 79
3.4.1.6 Landbouwkundige en milieukundige gevolgen 80
3.4.2 Calibratie en toetsing van ANIMO 81

4 Scenarioberekeningen 87
4.1 Inleiding 87
4.2 Schematisering van bollengronden, teelt en weersomstandigheden 87
4.3 Schatting van de emissie van bestrijdingsmiddelen in 1987 en 2000 91
4.4 Effecten van hydrologische en teeltkundige maatregelen op de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen 101
4.4.1 Invoer 101
4.4.2 Resultaten 102

5 Conclusies 105
5.1 Bestrijdingsmiddelen 105
5.1.1 Veldonderzoek 105
5.1.2 Laboratoriumstudies 106

5.1.3 Modelstudies 107
5.2 Nutriënten 107
5.2.1 Veldonderzoek 108
5.2.1.1 St. Maartensbrug 108
5.2.1.2 Wassenaar 109
5.2.2 Laboratoriumstudie naar het gedrag van fosfaat 110
5.2.3 Modelstudies 111

Literatuur 115

Aanhangsels

1 Teeltgegevens van de onderzoekspercelen 119
2 Grondgebruik en vruchtopvolging op de onderzoeksbedrijven 121
3 Meststoffenboekhouding van de onderzoeksbedrijven 123
4 Toediening van bestrijdingsmiddelen op de onderzoekpercelen 125

Woord vooraf

Bij de vele discussies rondom het uitbrengen van het Meerjarenplan Gewasbescherming ontstond de behoefte om meer objectieve informatie beschikbaar te hebben over de emissie van gewasbeschermingsmiddelen en meststoffen naar grond- en oppervlaktewater. Deze behoefte werd niet alleen door de landbouw gevoeld, maar ook door de waterkwaliteitsbeheerders, de provincies en de beleidsdepartementen, die voor deze terreinen verantwoordelijkheid dragen.

Op deze basis hebben genoemde instanties afgesproken om gezamenlijk een analytisch onderzoek te laten doen, waarin getracht zou worden een modelmatig verband te leggen tussen de dosering van genoemde stoffen door boer en tuinder en de bovenbedoelde emissie ervan. Bekend was, dat deze emissie sterk wordt beïnvloed door vooral de grondsoort, de teeltwijze en de weersomstandigheden. Daarom werd besloten dit onderzoek in principe voor alle belangrijke grondsoorten en enkele van de belangrijkste teeltsectoren uit te voeren. Om duplicatie te voorkomen en zo economisch mogelijk te werken, zou dit volgtijdig gebeuren, te beginnen bij de bloembollenteelt op duinzandgronden.

Het onderzoek is in 1992-1995 uitgevoerd door het Hoogheemraadschap van Rijnland (HHR), DLO-Staring Centrum (SC-DLO) en het Laboratorium voor Bloembollenonderzoek (LBO). De kosten zijn gezamenlijk gedragen door de belanghebbenden genoemd op pagina 2 van dit samenvattend rapport. Deze instanties vormden ook de commissie, die het onderzoek heeft begeleid. Aan dit rapport liggen vijf deelrapporten ten grondslag.

Uit de resultaten heeft de begeleidingscommissie enkele belangwekkende conclusies getrokken dat:
— de emissie van bestrijdingsmiddelen via drain- en oppervlaktewater zelfs in deze lichte humusarme zandgronden veel geringer is dan aanvankelijk werd verwacht;
— een enkel middel overschrijdt wel degelijk de emissienormen;
— de bovengrondse emissie daarentegen zeer belangrijk is;
— de emissie van nutriënten, vooral fosfaten, alle belanghebbenden voor moeilijke problemen stelt.

De begeleidingscommissie heeft een aantal adviezen voor beleidsinstanties opgesteld met de bedoeling, dat maatregelen worden genomen en afspraken worden gemaakt om de ongewenste emissies naar de genoemde milieucompartimenten te verminderen.

Gaarne wil ik aan het einde van emissieonderzoek alle deelnemers in de uitvoering, de begeleiding en de financiering van harte bedanken voor de constructieve samenwerking.

G. Weststeijn
Voorzitter Begeleidingscommissie

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 vergaard in:

— **Veldonderzoek** op twee bloembollenteeltbedrijven, nl. een geïntegreerd proefbedrijf te St. Maartensbrug en een praktijkbedrijf te Wassenaar.
— **Scenario-onderzoek**, waarin op basis van getoetste simulatiemodellen de emissies via bodemroutes van gewasbeschermingsmiddelen en nutriënten worden berekend vanuit geschematiseerde bloembollenbedrijven en als gevolg van de toepassing van enkele teeltmaatregelen en -omstandigheden. Deze simulatiemodellen werden getoetst en toepasbaar gemaakt in:
— **Modelonderzoek** met 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 (N) en fosfor (P) verbindingen in de bodem simuleert.

Gewasbeschermingsmiddelen

Gedurende het **veldonderzoek** werden monsters genomen van grond- en drainwater, van ingelaten en afgevoerd slootwater, van neerslag en van de slootwaterbodem. Deze monsters werden geanalyseerd op een aantal geselecteerde herbiciden, fungiciden, nematiciden en insecticiden. De resultaten van het veldonderzoek geven aan dat:

— In **slootwaterbodems** worden vrijwel geen bestrijdingsmiddelen aangetroffen.
— In ca. 30% van de **neerslag**monsters enkele stoffen (vnl. chloridazon en carbendazim) in een lage concentratie (< 0,35 $\mu g.l^{-1}$) zijn aangetroffen. De bijdrage hiervan aan de belasting van het oppervlaktewater is zeer gering (in de orde van honderdsten van een $\mu g.l^{-1}$);
— De bijdrage van **bodemroutes** aan de belasting van grond-, drain- en oppervlaktewater is verrassenderwijs beperkt. Voor zover middelen worden aangetroffen boven de detectiegrens, liggen de concentraties ervan in de orde van enkele tienden van een $\mu g.l^{-1}$ of lager met enkele incidentele hogere waarden (ca. 1-3 $\mu g.l^{-1}$). Voor Wassenaar en St. Maartensbrug zijn de resultaten van slootwater samengevat in tabel A.

Gegevens van drainwater schetsen een vergelijkbaar beeld. Chloridazon (vooral in Wassenaar) en carbendazim werden vaker aangetroffen dan de overige middelen. Alleen voor carbendazim werd de MTR-waarde voor het oppervlaktewater overschreden. Slechts een zeer kleine fractie (tot enkele promillen van de dosering) van de toegepaste hoeveelheid bestrijdingsmiddelen werd in het sloot-, drain- en grondwater teruggevonden.

Tabel A Gewasbeschermingsmiddelen in slootwater van bloembollenbedrijven te Wassenaar en St. Maartensbrug

Middel	% Monsters met middel	Gemiddelde* conc. ($\mu g.l^{-1}$)	Min.-max. conc. ($\mu g.l^{-1}$)	Det. grenzen conc. ($\mu g.l^{-1}$)	Norm** conc. ($\mu g.l^{-1}$)
carbendazim	33%	0,18-<0,26	<0,05-2,4	<0,05-<0,2	0,07
chloridazon	70%	0,26-<0,27	<0,05-2,4	<0,04-<0,2	18
HTI	11%	0,02-<0,04	<0,02-0,3	<0,02-<0,1	160
metamitron	11%	0,02-<0,07	<0,02-0,07	<0,02-<0,1	20
prochloraz	24%	0,01-<0,07	<0,02-0,07	<0,02-<0,1	7,3

* de rekenkundige gemiddelden zijn berekend over alle waarnemingsresultaten inclusief die waarbij de concentratie van het gewasbeschermingsmiddel lager was dan de bepalingsgrens. In die gevallen werd de concentratie 0 $\mu g.l^{-1}$ (linker kolom) of de bepalingsgrens (rechter kolom) in de berekening opgenomen.

** weergegeven zijn de maximaal toegelaten risicowaarden.

— **Spuitdrift** leidde onder de experimentele omstandigheden (in een situatie waarin de rijpaden tevens dienst deden als spuitvrije zone; soms met relatief hoge windsnelheden) tot een depositie op het wateroppervlak van <0,3-0,7% van de dosering. Deze route kan een bijdrage leveren aan de belasting van het oppervlaktewater in de orde van 1 $\mu g.l^{-1}$ en hoger.

— Vergelijking van de resultaten van dit onderzoek met monitoring-gegevens uit andere studies wijzen ook op een belangrijke emissie-route vanuit (de omgeving van) **bedrijfsgebouwen**, waarschijnlijk in relatie tot bolontsmetting.

Het model TRANSOL beschrijft het transport van bestrijdingsmiddelen door de bodem naar grond- en drainwater. Adsorptie-eigenschappen van bestrijdingsmiddelen aan organische stof in de bodem (weergegeven met K_{om}) en omzettingsprocessen van het middel (weergegeven met DT_{50}) beïnvloeden dit transportgedrag in hoge mate.

In het **modelonderzoek** vond toetsing van TRANSOL plaats met enkele middelen waarvan de K_{om}- en DT_{50}-waarden in separaat laboratorium-onderzoek waren bepaald, nl. metamitron (K_{om} = 55-60 $l.kg^{-1}$; DT_{50} = 2-3 dagen), HTI (omzettingsproduct van chloorthalonil; K_{om} = 250-270 $l.kg^{-1}$; DT_{50} = 100 dagen) en chloorallylalcohol (omzettingsproduct van dichloorpropeen; K_{om} = zeer laag; DT_{50} = 1 dag). 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 de modelparameters 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. 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 uitspoeling werd berekend over een periode van 24 jaar, waarin twee keer de weerreeks van 1981-1992 werd toegekend.

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.

Geconcludeerd wordt dat de emissie van bloembollenpercelen via bodemroutes en via atmosferische depositie slechts een geringe bijdrage leveren 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

In het **veldonderzoek** werden gedurende de onderzoeksperiode monsters genomen van bodemvocht, en van grond-, drain- en slootwater. Deze monsters werden geanalyseerd op een omvangrijk pakket van parameters. De verslaglegging concentreert zich op diverse N- en P-verbindingen. In St.Maartensbrug werden in het drainwater concentraties gemeten van ca. 7 $mg.l^{-1}$ N, in Wassenaar bedroeg de concentratie 5 tot 8 $mg.l^{-1}$ N. In St.Maartensbrug bestond relatief groot verschil tussen meetopstelling wat betreft de fosfaatconcentratie in drainwater: 2-3 $mg.l^{-1}$ P en 0,6 $mg.l^{-1}$ P. In Wassenaar werden erg hoge waarden voor fosfaat in drainwater gemeten: gemiddeld 7,5–10 $mg.l^{-1}$ P, met een variatie in de meetresultaten tussen 2 en 20 $mg.l^{-1}$ P.

De uit- en afspoeling van N en P naar grond- en oppervlaktewater werd berekend door middel van **modelonderzoek** met het model ANIMO. Voor kalkhoudende duinzandgronden bestonden voor aanvang van het onderzoek onduidelijkheden over de aard en de kinetiek van fosfaatreacties. Daarom werd hieraan laboratoriumonderzoek uitgevoerd. Hieruit is gebleken dat calciumfosfaten kunnen worden gevormd, die voor een klein deel (5-20%) goed oplosbaar en voor het overige deel (80-95%) slecht oplosbaar zijn. Deze bindingsprocessen van fosfaat in kalkhoudende grond konden goed worden beschreven in een simulatiemodel. Deze modelbeschrijving is in het model ANIMO opgenomen.

Toetsing van het model ANIMO vond plaats voor de parameters nitraat-N (NO_3), ammonium-N (NH_4), organisch-N (N_{org}), totaal-N (N_{tot}), orthofosfaat (PO_4), organisch-P (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.

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 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 bo-

demmateriaal 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 plantevoeding, wordt vergeleken met een bemestingsscenario 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 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 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 1,8 $mg.l^{-1}$ P.

Als gevolg van scenario 2000 wordt eveneens berekend dat het P_w-getal zal dalen, uiteindelijk (na 3-10 jaren, afhankelijk van de P-voorraad) tot de klasse zeer laag. Het scenario 2000 is derhalve op langere termijn geen levensvatbaar scenario voor de bloembollenteelt op duinzandgronden. 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 P_w-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 iets hogere P-concentratie van het drainwater dan berekend voor scenario 2000. 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.

Uit de resultaten van dit onderzoek is de conclusie getrokken dat de emissie van nutriënten, vooral van fosfaten, alle belanghebbenden voor grote problemen stelt.

1 Inleiding

De bloembollensector in Nederland omvat bedrijven die gespecialiseerd zijn in de teelt van bloembollen (vollegrondsteelt) of van bolbloemen (veelal kasteelt), en handelsbedrijven. Soms vinden in een bedrijf combinaties plaats van deze activiteiten. Het onderzoek waarvan in dit rapport verslag wordt gedaan, heeft betrekking op de bloembollenteelt.

Het aantal gespecialiseerde bloembollenteeltbedrijven in Nederland bedraagt ruim 3000. Tezamen beslaan deze bedrijven een areaal van ongeveer 17 000 ha (KWIN, 1994). Hoewel een aantal bloembolgewassen ook op zwaardere grond wordt geteeld (bv. West-Friesland), vindt in verband met oogstzekerheid en verwerkbaarheid ca. 70% van de teelt plaats op zandgronden (KWIN, 1994). De belangrijkste teeltregio's op zand zijn de kop van Noord-Holland en de bloembollenstreek (Zuid-Holland). Het betreft hier zandgronden met een relatief hoog kalkgehalte, een organischestofgehalte dat op ca. 1,5% wordt gehandhaafd en een in het algemeen goede beheersing van het waterpeil.

Ten opzichte van andere teelten worden bij de teelt van bloembollen op zandgronden veel bestrijdingsmiddelen en meststoffen toegepast (Ministerie van LNV, 1991; Stokkers, 1991; Stokkers en Van den Berg, 1993; Meeuwissen, 1988; De Vroomen et al., 1991). De opbrengsten per hectare zijn hoog (KWIN, 1994). Een belangrijk deel van de meststoffengift hangt samen met het op peil houden van het organischestofgehalte van de zandgronden. Stuifbestrijding door middel van toepassing van drijfmest droeg tot en met 1994 eveneens aanzienlijk bij aan het totale gebruik van meststoffen. Vanaf 1 januari 1995 zijn dergelijke drijfmesttoepassingen wettelijk verboden. Het grootste gedeelte van de bestrijdingsmiddelen wordt ingezet ter bestrijding van bodemziekten (grondontsmettings- en grondbehandelingsmiddelen), en bovengrondse ziekten (gewasbespuitingsmiddelen). Bolontsmettingsmiddelen, herbiciden en ruimtebehandelingsmiddelen vertegenwoordigen een beperkt(er) volume. Inmiddels zijn tal van ontwikkelingen gaande om het gebruik van meststoffen en bestrijdingsmiddelen te reduceren, een en ander conform de geformuleerde beleidsdoelen in het Meerjarenplan-Gewasbescherming (Ministerie van LNV, 1991).

Uit metingen van diverse instellingen (RIVM, waterschappen, waterleidingbedrijven, provincies) is in de afgelopen jaren gebleken dat nutriënten (o.a. N en P) en diverse bestrijdingsmiddelen verspreid in tijd en plaats in normoverschrijdende concentraties worden aangetroffen in de milieucompartimenten in bloembollenteeltgebieden. De meeste gegevens hebben betrekking op oppervlaktewater en grondwater (Baumann et al., 1991; Hoogheemraadschap van Rijnland, 1993; Lagas et al., 1990. In veel beperkter mate zijn gegevens bekend over waterbodems en natte depositie (Provincie Zuid-Holland, 1994). Vrijwel alle emissiegegevens zijn verkregen uit zogenaamde 'monitoring'- studies, waarin op een beperkt aantal tijdstippen en locaties monsters (van oppervlaktewater, grondwater, regen, etc.) werden verzameld en geanalyseerd

op aanwezigheid en hoeveelheid van nutriënten en bestrijdingsmiddelen. Een belangrijk nadeel van deze wijze van onderzoek is dat er in het algemeen geen relatie kan worden gelegd tussen waargenomen emissies en teelthandelingen (bv. tijdstip, volume en wijze van toepassen van meststoffen en bestrijdingsmiddelen), bedrijfsspecifieke omstandigheden (bv. de hydrologische situatie) en/of weersomstandigheden (bv. regenval, droogte). Uitspraken over de omvang van de emissieroutes in relatie tot de bedrijfsvoering zijn op grond van deze gegevens in het algemeen niet mogelijk.

Om te kunnen voldoen aan gestelde normen zullen, behalve maatregelen die tot een verminderd gebruik leiden, ook additionele emissie-beperkende maatregelen noodzakelijk zijn op bedrijven. Gerichte, effectieve emissie-beperkende maatregelen kunnen echter uitsluitend worden genomen wanneer de omvang en het belang van de diverse emissieroutes bekend zijn.

De eerste doelstelling van het hier gerapporteerde onderzoek is om door monsteranalyse het verloop van de concentraties van nutriënten en bestrijdingsmiddelen te bepalen in o.a. grondwater, drainwater, oppervlaktewater en waterbodems. Het onderzoek vond plaats op een tweetal bloembollenteeltbedrijven op zandgrond, waarvan het bodemprofiel, de hydrologische situatie, alsook de tijdstippen en doseringen van de toepassingen van meststoffen en bestrijdingsmiddelen nauwkeurig bekend zijn. Door dit veldonderzoek kan een goed beeld worden verkregen van de omvang van de emissies op deze bedrijven en van het belang van de diverse emissieroutes. Op beperkte schaal is voorts aandacht geschonken aan emissie door spuitdrift en aan depositie van bestrijdingsmiddelen.

De studies werden uitgevoerd op een goed geleid praktijkbedrijf te Wassenaar met een representatieve bedrijfsvoering en op het proefbedrijf De Noord te St. Maartensbrug waar een zgn. 'geïntegreerde' bedrijfsvoering wordt uitgeoefend. Dit veldonderzoek is beschreven in hoofdstuk 2.

De tweede belangrijke doelstelling van dit onderzoek is om ontwikkelde rekenmodellen voor uitspoeling naar grond-, drain- en oppervlaktewater te toetsen en toepasbaar te maken voor gebruik op kalkrijke (bloembollen)duinzandgronden. Het betreft hier het model SWAP93 (Feddes et al., 1978; Belmans et al., 1983; Feddes et al., 1988), dat het watertransport in een perceel/gebied beschrijft en de hieraan gekoppelde stoftransportmodellen:

— TRANSOL (Kroes en Boesten, 1992; Kroes en Rijtema, 1996) dat het transport van bestrijdingsmiddelen simuleert en daarbij o.a. rekening houdt met adsorptie- en omzettingseigenschappen van de bestrijdingsmiddelen in het perceel/gebied, en
— ANIMO (Groenendijk en Kroes, 1997), dat de uitspoeling van nutriënten (N en P) beschrijft en daarbij rekening houdt met chemische reacties die N– en P–verbindingen in de bodem ondergaan.

De toetsing en het toepasbaar maken van deze modellen vond plaats door vergelijking van modeluitkomsten met resultaten van de hierboven beschreven veldstudies, en door het uitvoeren van specifieke hiervoor opgezette veld- en laboratoriumstudies. Zo moest bijvoorbeeld voor toepassing op kalkrijke zandgronden de fosfaatmodule van ANIMO worden aangepast. In hoofdstuk 3 wordt dit uitgevoerde modelonderzoek beschreven.

Gebruik makend van deze toepasbare uitspoelingsmodellen kunnen de resultaten van het experimentele werk worden geëxtrapoleerd naar o.a.:

— andere (bloembollen)percelen op zandgrond met een ander bodemprofiel, een andere hydrologie en/of een ander patroon van teeltmaatregelen en toedienen van meststoffen en bestrijdingsmiddelen;
— regio's met (bloembollen)percelen in plaats van individuele percelen;
— andere omstandigheden (bv. temperatuur, neerslag) dan die welke gedurende de experimentele periode bestonden.

Van deze getoetste modellen is gebruik gemaakt bij de berekening van de omvang van de uitspoeling van nutriënten en bestrijdingsmiddelen vanuit enkele gedefinieerde 'bloembollenteeltbedrijven' in 1987 en 2000 ('scenario's'). Ook werd de invloed van een aantal geselecteerde teeltmaatregelen op de uitspoeling nagegaan. Over dit scenario-onderzoek met de rekenmodellen wordt gerapporteerd in hoofdstuk 4. In hoofdstuk 5 tenslotte worden de conclusies van het onderzoek opgesomd.

Het voorliggende rapport is gebaseerd op de details in de serie van vijf deelrapporten van DLO-Staring Centrum met nummer 387, genoemd op p.(2). Behalve van de genoemde deelrapporten is ook gebruik gemaakt van *niet-gepubliceerde* Interne Mededelingen van DLO-Staring Centrum (Van den Toorn et al., 1994a; Van den Toorn et al., 1994b; Pankow et al., 1995).

2 Veldonderzoek

2.1 Beschrijving van de onderzoekspercelen

2.1.1 St. Maartensbrug

Het geïntegreerde proefbedrijf 'De Noord' bedrijf ligt op een zandgrond, bodemtype vlakvaaggrond (fig. 1). De zandgrond ligt temidden van een gebied met overwegend

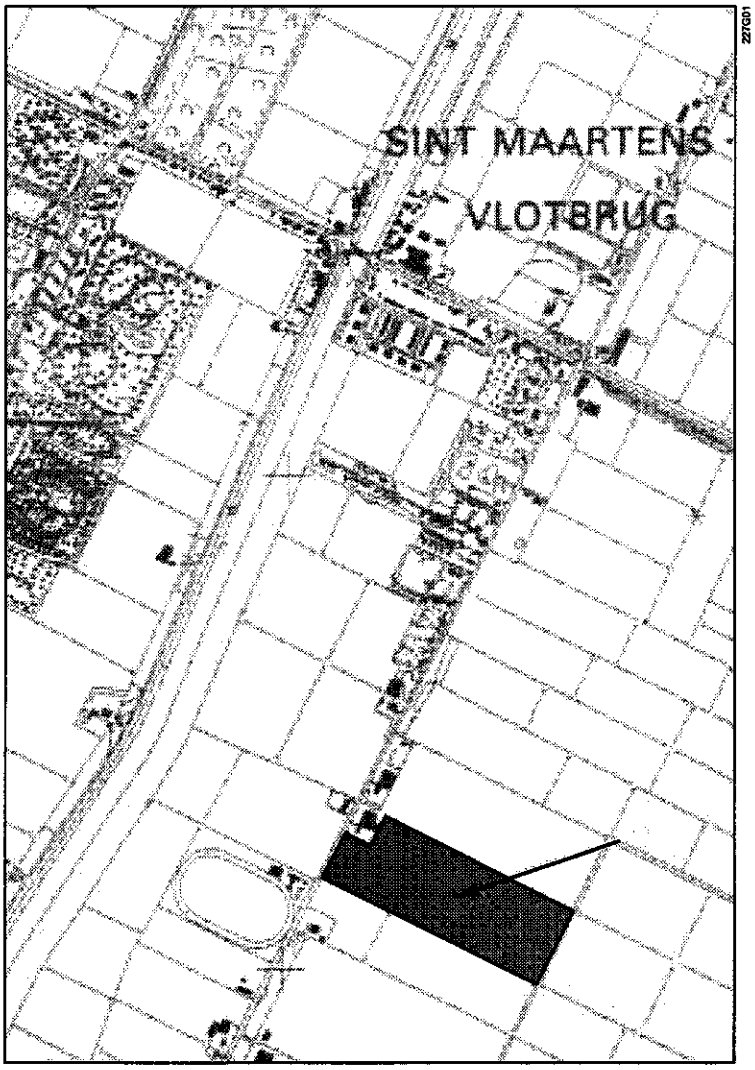


Fig. 1 Gebiedskaart van het geïntegreerd proefbedrijf 'De Noord' te St. Maartensbrug

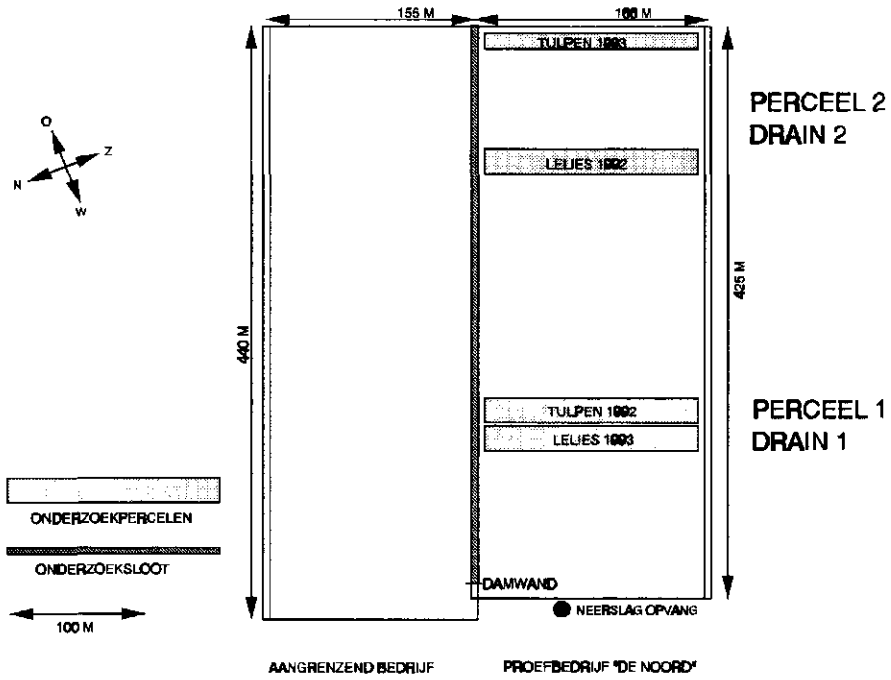


Fig. 2 Plattegrond van de bedrijven en onderzoekspercelen te St. Maartensbrug

kleigronden. De dikte van het zandpakket is relatief groot voor deze regio, nl. 1-1,5 m. Onder het zand ligt slappe klei. Het zand is matig fijn, slibhoudend (ca. 3%) en kalkloos tot kalkarm. De 50-70 cm dikke bouwvoor bevat 1,5% organische stof. De gemiddelde hoogste grondwaterstand bedroeg 40-65 cm - mv., de gemiddelde laagste grondwaterstand 70-80 cm - mv. Metingen wijzen uit dat een (geringe) netto wegzijging van water plaatsvindt. De gemeten maximum-, resp. minimumbodemtemperatuur gedurende de proefperiode bedroeg 20 °C en resp. ca. 1 °C op 5 cm - mv. en 15 °C en resp. 5 °C op 100 cm - mv.

In fig. 2. is een schematisch overzicht gegeven van de onderzoekspercelen op het proefbedrijf 'De Noord' en tevens van het aangrenzende bedrijf. Dit aangrenzende bedrijf grenst aan de onderzoeksloot en de drains monden uit in dezelfde sloot als van het bedrijf 'De Noord' en het werd daarom meegenomen in de bemonsteringscyclus van de afvoer van de onderzoeksloot. De oppervlakte van de percelen op beide bedrijven die voor de aan- en afvoer van belang zijn, werd berekend op 12,86 ha. Het afvoerend oppervlak van drain 1 werd berekend op 0,32 ha, dat van drain 2 op 0,32 (tot 31 maart 1993) resp. 0,24 ha (na 31 maart 1993). Aan beide kanten van de onderzoeksloot loopt een werkpad van 3-4 m breedte.

2.1.2 Wassenaar

Het praktijkbedrijf in Wassenaar ligt op een matig fijne zandgrond, bodemtype kalkhoudende enkeerdgrond (fig. 3). De gemiddeld hoogste grondwaterstand is 40-50 cm - mv. De gemiddeld laagste grondwaterstand is 55-80 cm - mv. De humushoudende bovengrond heeft een dikte van 45-80 cm, met 1,5% humus en 4% leem. De gemiddelde korrelgrootte (M50) is 180-210 µm en de grond valt in kalkklasse 3.

Uit metingen verricht gedurende dit onderzoek is gebleken dat er in de bodem onder het onderzoeksperceel een weerstandsbiedende (klei/veen)laag aanwezig is tussen 5 en 10 m - mv. (ca. 6 m). De grondwaterstroming in de bovenste 5 m is opwaarts gericht; tussen 5 en 10 - mv. is de stromingsrichting neerwaarts. Op basis van de berekende 'bergingscoëfficiënten' kan worden geconcludeerd dat de hydrologie van het onderzoeksperceel bijzonder snel reageert op regenval. Ondanks de drainafstand van 40 m is de drainageweerstand laag.

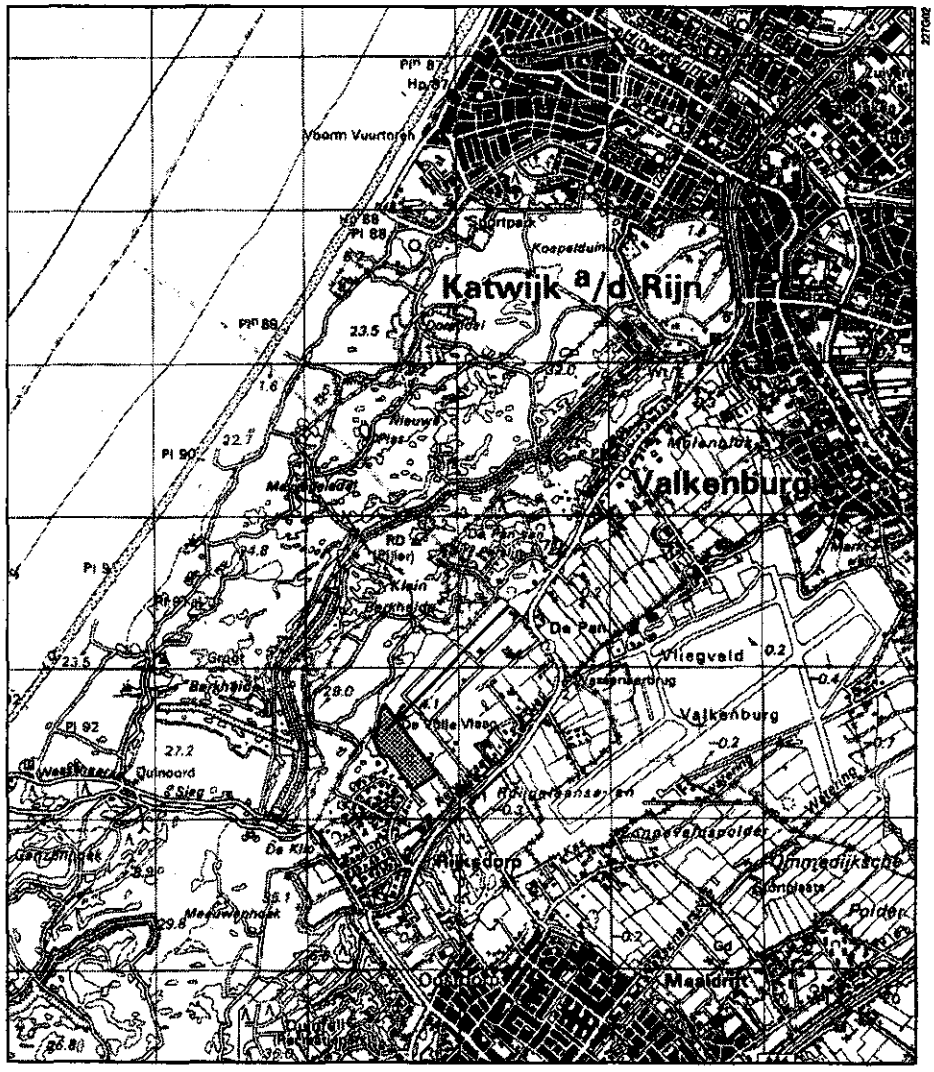
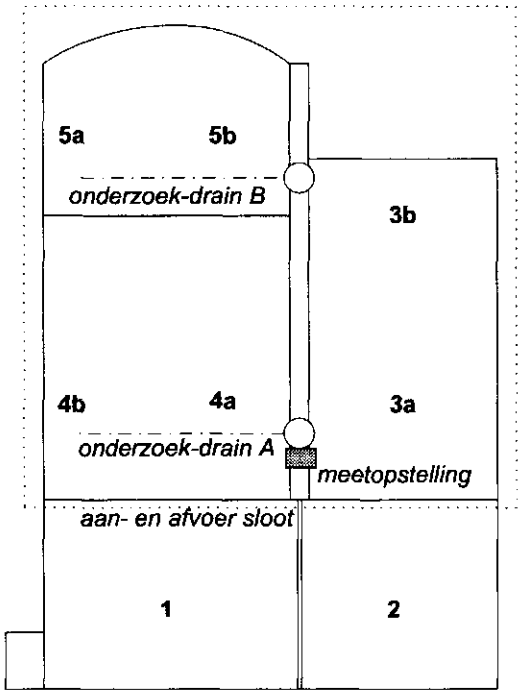


Fig. 3 Gebiedskaart van de proeflocatie te Wassenaar

Het afvoerend oppervlak van de onderzoeksloot bedraagt 6,5 ha (fig. 4). Het afvoerend oppervlak van elk van de beide onderzoekdrains A en B bedroeg 0,45 ha. Aan de kant waar de percelen met de onderzoekdrains liggen, loopt naast de onderzoeksloot een werkpad van 4-5 m breed. Het bedrijf ligt, zoals fig. 3 aangeeft, in de directe nabijheid van de duinen. Deze duinen zorgen voor een zekere kwelaanvoer van grondwater naar het lager gelegen bedrijf. Analyses van water en bodemmateriaal uit de tussen de duinen en het onderzoeksperceel liggende buitensloot bevestigen de kwelsituatie. De buitensloot staat niet in contact met de onderzoeksloot.



= percelen die voor het onderzoek van belang zijn

teeltschema per perceel

	1992	1993	
1 :	*tulp*	*tulp*	
2 :	*tulp*	*tulp*	
3a :	*hyacint*	*lelie*	
3b :	*lelie*	*dahlia*	
4a :	*tulp*	*hyacint*	Perceel A
4b :	*tulp*	*lelie*	Perceel A
5a :	*tulp*	*hyacint*	Perceel B
5b :	*tulp*	*lelie*	Perceel B

Fig. 4 Plattegrond onderzoekspercelen 'Wassenaar'

2.2 Grondgebruik en teeltmaatregelen

2.2.1 St. Maartensbrug

2.2.1.1 Vruchtopvolging

Op het proefbedrijf te St. Maartensbrug wordt een zgn. geïntegreerde bedrijfsvoering ontwikkeld en toegepast. Een dergelijk bedrijfssysteem beoogt een voldoende productie bloembollen van een goede kwaliteit te waarborgen, waarbij ten aanzien van het milieu voldaan wordt aan de gestelde normen voor het jaar 2000. Een 'inpasbaar' en een 'geavanceerd' systeem worden binnen dit bedrijf onderscheiden (Stokkers en Wondergem, 1995). Het emissieonderzoek vond plaats in het inpasbare bedrijfssysteem.

Op het bedrijf worden cultivars geteeld van vier gewassen (tulp, lelie, narcis, crocus) in een rotatie van 1 op 4. Op de voor het emissieonderzoek van belang zijnde percelen werden in 1992 en 1993 tulpen en lelies geteeld (fig. 2). Enkele gegevens die

van belang zijn voor de berekening van de waterbalans en de uitspoeling, zoals data van planten, opkomst, afsterving, oogst en grondbewerking (o.a. ploegen, inunderen) zijn geregistreerd (aanhangsel 1).

Een bodem bevat altijd een zekere hoeveelheid nutriënten (soms ook restanten bestrijdingsmiddel). De hoeveelheden hangen samen met het grondgebruik in het verleden. Voor de modelberekeningen is het noodzakelijk gegevens in te voeren over het historisch grondgebruik. Vooral de laatste vijf jaren zijn van belang. Voor het proefbedrijf te St. Maartensbrug zijn exacte gegevens bekend vanaf 1990. Van de periode voor 1990 zijn slechts enkele gegevens bekend en moesten derhalve aannames worden gedaan (aanhangsel 2).

In de bedrijfsvoering is inundatie opgenomen als teeltmaatregel ter bestrijding van bodemziekten, onkruiden en opslag. Deze maatregelen wordt toegepast als alternatief voor chemische grondontsmetting. Deze inundatie vindt 's zomers plaats in de periode half juli - half september.

2.2.1.2 Meststoffen

Bij de organischestofvoorziening wordt gestreefd naar een organischestofgehalte in de bouwvoor van 1,5%. In de organische stof behoefte wordt voorzien door de op het bedrijf gecomposteerde eigen compost, de bijdrage van tussengewassen en het als stuifbestrijding gestoken stro of opgebrachte GFT-compost (Stokkers en Wondergem, 1993). Tijdens de meetperiode stonden er op de betreffende percelen geen tussengewassen.

Bij de nutriëntenvoorziening van de gewassen wordt de milieubelasting beperkt door de doseringen af te stemmen op de reeds in de bodem aanwezige nutriënten en op de nutriëntenbehoefte van de gewassen gedurende het groeiseizoen. In beide jaren werd bij lelie stikstof volgens een bijmestsysteem toegediend (Stokkers, 1991). Bij tulp is de stikstofbemesting uitgevoerd volgens de adviesbasis voor de bemesting van bloembollen (Breimer, 1988). De stikstof is steeds als kalksalpeter gegeven. Fosfaat en kali werden gegeven op basis van onttrekking door het gewas, zodra het streeftraject voor het Pw-getal en kaligetal was bereikt (Stokkers en Van den Berg, 1993).

Voor een overzicht van de toegediende hoeveelheden organische mest en kunstmest tijdens de meetperiode wordt verwezen naar aanhangsel 3. Gemiddeld over de seizoenen 1991/'92 en 1992/'93 is in de vorm van organische mest (inclusief stro) en resp. kunstmest toegediend: 48 en 132 $kg.ha^{-1}$ N, 18 en 0 $kg.ha^{-1}$ P_2O_5 en 90 en 86 $kg.ha^{-1}$ K_2O (Stokkers en Wondergem, 1993; 1995).

2.2.1.3 Gewasbeschermingsmiddelen

Op het proefbedrijf te St. Maartensbrug wordt een zgn. geïntegreerde bedrijfsvoering toegepast. Dit houdt o.a. in dat het gebruik van bestrijdingsmiddelen zoveel mogelijk wordt vermeden of beperkt. Inzet van grondontsmettingsmiddelen vindt als regel niet plaats. Naar verwachting kan een aantal maatregelen (voldoende ruime vruchtwisseling, gerichte cultivarkeuze, tussengewassen, inundatie, opslagbestrijding, gezond uitgangsmateriaal, keuze planttijdstip) de noodzaak tot inzet van dergelijke middelen voorkómen. Gewasbespuitingen ter bestrijding van 'vuur' (Botrytis) en virusverspreiding in lelie en tulp werden uitgevoerd in een zo laag mogelijke frequentie. Daarnaast werden bedrijfshygiënische maatregelen toegepast. Tegen 'vuur' werd een mengsel ingezet van chloorthalonil, prochloraz en carbendazim. Tegen virusziekten werd een mengsel van minerale olie en het pyrethroïde deltamethrin gebruikt.

Onkruiden werden bestreden door een behandeling vóór opkomst (tulp) of door toepassing van een lage-dosering-systeem (lelie) met metamitron. Bolontsmetting vond plaats nabij de bedrijfsgebouwen met een 'fustloze' ontsmettingstechniek, waarmee dompelbadrestanten tot een minimum worden teruggebracht; het restant werd vervolgens verwerkt in een 'Carboflo' zuiveringsinstallatie. Voor een gedetailleerd overzicht van de toegepaste bestrijdingsmiddelen wordt verwezen naar aanhangsel 4.

2.2.2 Wassenaar

2.2.2.1 Vruchtopvolging

Op het praktijkbedrijf in Wassenaar vindt de vruchtopvolging niet plaats volgens een vast teeltschema. Gedurende de periode van de experimenten werden cultivars van vijf gewassen geteeld op de diverse percelen. Het gewas lelie werd 'op contract' geteeld voor een opdrachtgever.

Enkele gegevens die van belang kunnen zijn voor de berekening van de waterbalans en de uitspoeling, zoals data van planten, opkomst, afsterving, oogst en grondbewerking (diepploegen of spitten), zijn geregistreerd of zo goed mogelijk geschat. Voor details wordt verwezen naar aanhangsel 1. Aangenomen is dat met spitten de grond tot 25 cm diepte werd bewerkt en met diepploegen tot 55 cm diepte.

Voor de modelberekeningen zijn ook gegevens van belang van handelingen en toepassingen in het verleden. Daarom werd het grondgebruik vanaf 1987 in kaart gebracht (aanhangsel 2).

2.2.2.2 Meststoffen

Het op peil houden van het organischestofgehalte vond vanouds plaats met stalmest. Zeker vanaf het seizoen 1991/'92 werd echter geen stalmest meer gebruikt, maar werd voor hyacint gedroogde varkensmest in korrelvorm (Profert) ingewerkt.

Voor de stuifbestrijding na het planten van de lelies en de chemische grondontsmetting werd drijfmest over het land gespoten. In de overige situaties werden een paar banen stro gestoken tegen het stuiven. De nutriëntenvoorziening van de gewassen werd grotendeels uitgevoerd op basis van bemestingsadviezen van Oosterbeek. De benodigde stikstof werd gegeven in de vorm van KAS en kalksalpeter en de benodigde fosfaat en kali met name in de vorm van tripelsuper en patentkali.
In aanhangsel 3 is een gedetailleerd overzicht opgenomen van de mestgiften op de onderzoekspercelen tijdens de meetperiode. In de seizoenen 1991/'92 en van organische mest (exclusief stro) respectievelijk kunstmest toegediend: 75 en 136 $kg.ha^{-1}$ N en 46 en 108 $kg.ha^{-1}$ P_2O_5. De hoge fosfaatgiften in de vorm van kunstmest zijn te verklaren uit de lage fosfaattoestand van de grond; deze is namelijk ruim beneden het streeftraject.

2.2.2.3 Gewasbeschermingsmiddelen

In de proefperiode werd nauwkeurig bijgehouden wanneer, hoe, hoeveel en welke bestrijdingsmiddelen werden toegepast (aanhangsel 4). In het gewas lelie werd de grootste hoeveelheid bestrijdingsmiddelen toegepast, gevolgd door tulp en hyacint. Vooral de gewasbespuitingen, met name die ter bestrijding van virusoverdracht (minerale oliën en synthetische pyrethroïden o.a. fenvaleraat) en 'vuur' (maneb/zineb, chloorthalonil, prochloraz en carbendazim) dragen sterk bij aan het middelengebruik. Deze bespuitingen werden uitgevoerd met een standaard veldspuit.

De grondontsmetting met dichloorpropeen uitgevoerd in de zomer van 1992, kan worden beschouwd als een bouwplanontsmetting.

Herbiciden werden in lelie ingezet volgens een 'lage-dosering-systeem' (metamitron) en in tulp en hyacint (paraquat, chloorprofam, chloridazon) vooral vóór en rond de opkomst van het gewas. Naast de inzet van bestrijdingsmiddelen werden bedrijfshygiënische maatregelen genomen, zoals plantgoedselectie, 'ziekzoeken' en verwijdering van plantenresten. Plantgoed werd standaard ontsmet in een inrijketel. Daarin werden de restanten ontsmettingsvloeistof tot een minimum beperkt. Deze inrijketel was geplaatst bij de bedrijfsgebouwen, op enige afstand van de proefpercelen.

2.3 Onderzoeksopzet, apparatuur en bemonsteringstechniek

2.3.1 St. Maartensbrug

2.3.1.1 Onderzoeksopzet

Om oppervlaktewater te bemonsteren is op het proefbedrijf 'De Noord' gebruik gemaakt van de toevoer- en afvoersloot (fig. 2). De bloembollenbedden op het proefbedrijf 'De Noord' lagen haaks op de onderzoeksloot. De toevoer kon worden gemeten met meetapparatuur, geïnstalleerd in de toevoerbuis van de aangrenzende sloot aan de oostzijde van het perceel (Groenendijk et al., 1997).

2.3.1.2 Apparatuur

Bij de aanvang van het veldonderzoek is de eis gesteld dat de bemonsteringsapparatuur geheel uit inerte materialen zou moeten bestaan. Een andere eis betrof het gekoeld kunnen bewaren van de watermonsters in het veld, gedurende maximaal 2 weken. Beide eisen hebben ertoe geleid dat geen gebruik is gemaakt van bestaande apparatuur, maar dat nieuwe apparatuur ontworpen en vervaardigd moest worden. DLO-Staring Centrum heeft hiervoor zorg gedragen.

2.3.1.3 Drainafvoer, sloot-inlaat en slootafvoer

De afvoer kon worden gemeten door een dam bij het uitlaatpunt te slaan en met een VoPo-pomp het overtollige slootwater over de damwand te pompen. Aan de buis waardoor het water over de damwand is gepompt, werd meetapparatuur gekoppeld (fig. 5).

Registratie van waterafvoer en monstername van het drainwater vond plaats uit verzameldrains Per meetlocatie was één verzameldrain geïnstalleerd waaraan vier drainbuizen waren gekoppeld (fig. 6).

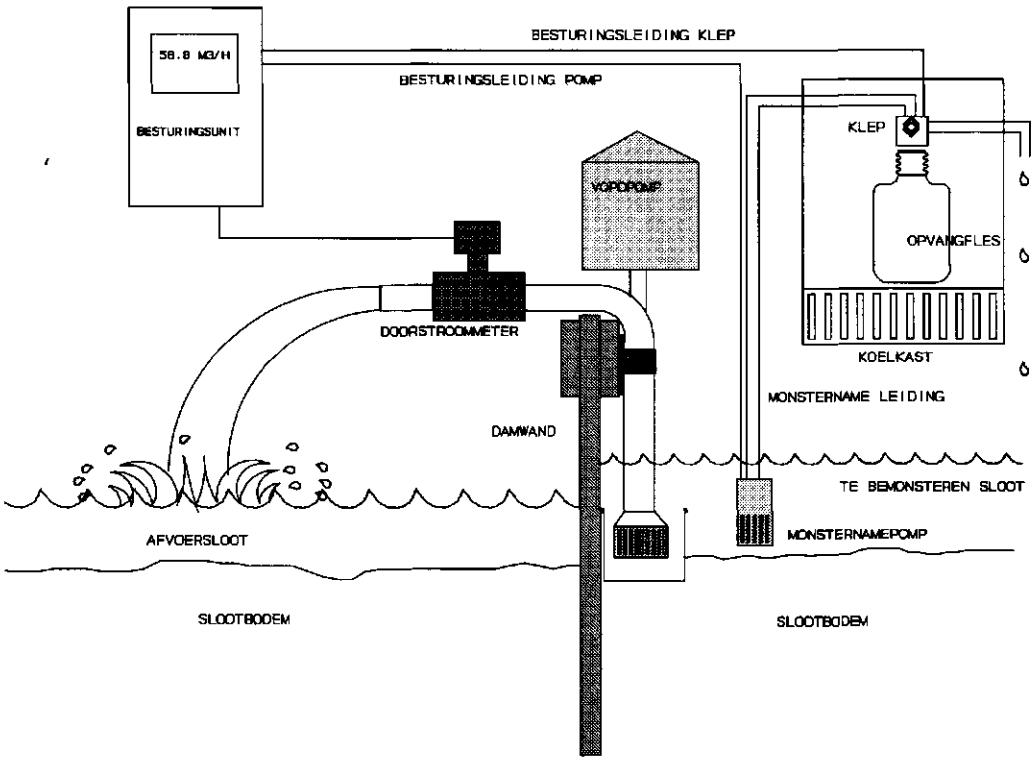


Fig. 5 Opstelling slootafvoerpunt op het proefbedrijf te St. Maartensbrug.

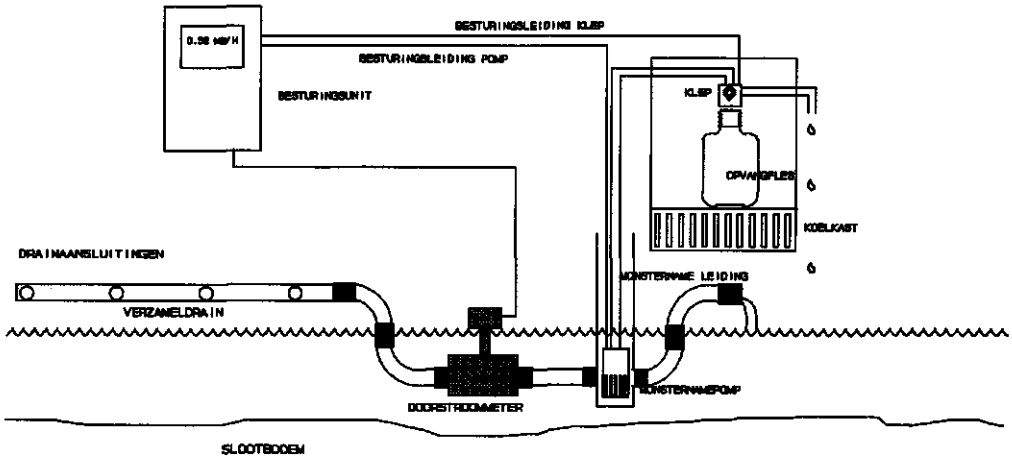


Fig. 6 Opstelling van de drainbemonstering op het proefbedrijf te St. Maartensbrug

Afgevoerd en ingelaten slootwater en afgevoerd drainwater werden continu en debiet-proportioneel bemonsterd. Besturingsunits registreerden de getransporteerde water-hoeveelheden en bestuurden de bemonsteringsapparatuur.

2.3.1.4 Neerslag, bodemvocht en grondwater

Loodrecht op de onderzoekdrains en loodrecht op de onderzoeksloot werden in de onderzoekspercelen grondwaterstandsbuizen geplaatst met een filterlengte van 10 of 50 cm, op een diepte van 1,0; 1,4 of 5,3 m - mv. (Van den Toorn et al., 1994a). Waarnemingen van de grondwaterstand en bemonstering van grondwater vonden

periodiek plaats. Bij het onderzoek naar de kwaliteit van het bodemvocht in de onverzadigde zone is gebruik gemaakt van de tensiometermethode. Cups werden onder een bepaalde hoek aangebracht op 0,4 en 0,6 m - mv. in de onverzadigde zone. Het bodemvocht is periodiek bemonsterd.

De neerslagopvanger is in mei 1993 geplaatst bij het meteostation van proefbedrijf 'De Noord'. Wekelijks in de periode 3-5-1993 tot 31-5-1994 werd, wanneer er neerslag was gevallen, een monster van 2,5 liter genomen voor analyse van bestrijdingsmiddelen.

2.3.2 Wassenaar

2.3.2.1 Onderzoeksopzet

De bloembollenbedden op de onderzoekspercelen A en B (fig. 7) liepen parallel aan de onderzoeksloot. Voor het emissieonderzoek was dit geen bezwaar, aangezien bijna het gehele oppervlak boven de drains met hetzelfde gewas werd geplant.

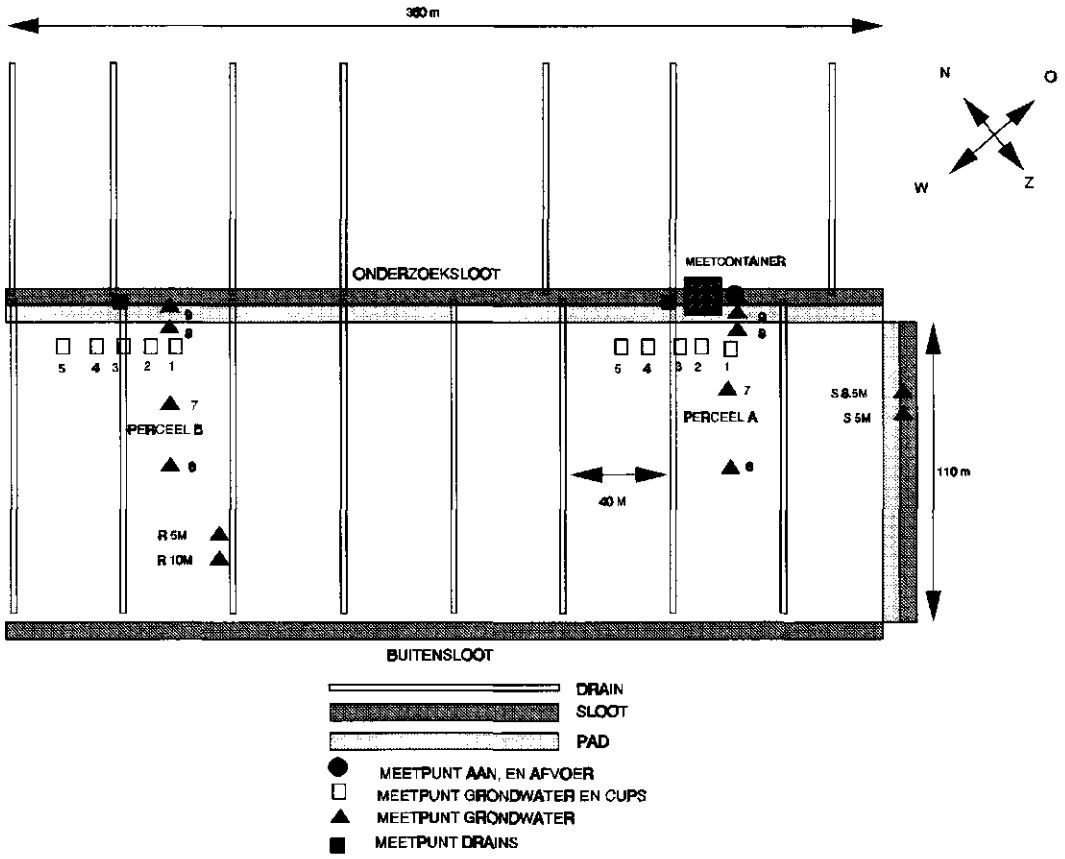


Fig. 7 Inrichting van de onderzoekspercelen te Wassenaar

2.3.2.2 Apparatuur

Bij de aanvang van het veldonderzoek is de eis gesteld dat de bemonsteringsapparatuur geheel uit inerte materialen zou moeten bestaan. Een andere eis betrof het gekoeld kunnen bewaren van de watermonsters in het veld, gedurende maximaal twee weken. Beide eisen hebben ertoe geleid dat geen gebruik is gemaakt van bestaande apparatuur, maar dat nieuwe apparatuur ontworpen moest worden. Het Hoogheemraadschap van Rijnland heeft hiertoe opdracht verstrekt aan een gespecialiseerd installatiebedrijf

2.3.2.3 Drainafvoer, sloot-inlaat en slootafvoer

Bij het onderzoek te Wassenaar is de sloot met behulp van een dam verdeeld in een meetgedeelte en een afvoergedeelte. In het grootste deel van het jaar is sprake van netto afvoer van water. Bij droogte in de zomer en ter voorkoming van vorstschade in de winter is het teeltkundig noodzakelijk het water in de onderzoeksloot op te zetten (netto aanvoer). Dit gebeurde vanuit de afvoersloot.

Onder de bloembollenpercelen naast de onderzoeksloot liggen de twee onderzoekdrains A en B. Afgevoerd en ingelaten slootwater en drainwater zijn continu en debiet-proportioneel bemonsterd Groenendijk et al., 1997). Een centrale besturingsunit in de meetcontainer registreerde de getransporteerde waterhoeveelheden en bestuurde de bemonsteringsapparatuur (fig. 8).

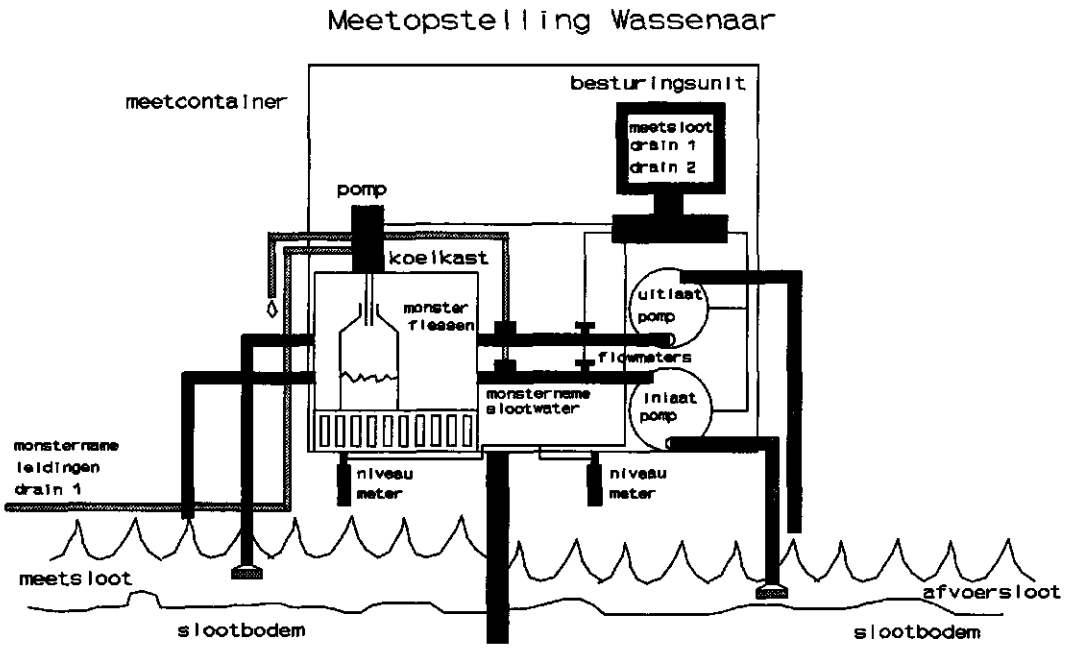


Fig. 8 Meet- en bemonsteringsopstelling voor afvoer- en inlaatslootwater en de drainafvoer te Wassenaar

2.3.2.4 Neerslag, bodemvocht en grondwater

Loodrecht op de onderzoekdrains en loodrecht op de onderzoeksloot zijn in beide onderzoekspercelen grondwaterstandsbuizen geplaatst met een filterlengte van 10 cm (fig. 7). Per plek werden twee buizen geplaatst waarvan één op 0,8 m diepte en één op 1,2 m diepte. Via de geplaatste grondwaterstandsbuizen is periodiek het grondwater bemonsterd. In de omgeving van perceel B stonden ook twee grondwaterstandsbuizen, in het verleden geplaatst door de waterleidingmaatschappij, met een filterdiepte van 5 en 10 m - mv. Ook deze buizen zijn periodiek bemonsterd.

Bij het onderzoek naar de kwaliteit van bodemvocht in de onverzadigde zone is gebruik gemaakt van de tensiometermethode. Met deze methode worden poreuze cups op een bepaalde diepte in de bodem aangebracht. Plaatsing van de cups was op 0,3 en 0,5 m diepte in duplo. De cups zijn onder een bepaalde hoek geplaatst, om een ongestoorde bovenlaag te houden voor het percolerende regenwater. Het bodemvocht is periodiek bemonsterd en geanalyseerd.

De neerslagopvanger is geplaatst bij het meteostation van vliegbasis Valkenburg op 1,5 km afstand van het onderzoeksperceel. Wekelijks, wanneer er neerslag was gevallen, werd een monster van 2,5 liter uit de verzamelde hoeveelheid genomen voor analyse van bestrijdingsmiddelen. De meetperiode werd gestart op 1-2-1993 en eindigde op 19-5-1994.

2.4 Waterbalansen en waterstanden

Voor het opstellen van stofbalansen en voor de modelsimulaties van de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen en nutriënten zijn waterbalansen van de onderzoekspercelen onontbeerlijk. Hiertoe zijn de volgende gegevens verzameld en metingen verricht:
— neerslag (K.N.M.I. station Wassenaar, vliegveld Valkenburg; resp. regenmeter proefbedrijf);
— referentieverdamping (ontleend aan gegevens van het KNMI);
— afvoer onderzoek-drains;
— aan- en afvoer onderzoeksloot;
— slootwaterpeil en grondwaterstanden, zowel freatisch als diep.

2.4.1 St. Maartensbrug

2.4.1.1 Neerslag, drainafvoer en aan- en afvoer van slootwater

Gedurende de periode van 7-10-1992 tot 27-04-1994 zijn de drainafvoer, de aan- en afvoer van de onderzoeksloot en de neerslag gemeten en is tevens de referentieverdamping berekend (Van den Toorn et al., 1994a).

De totale slootafvoer gemeten voor beide bedrijven bedraagt ca. 1000 mm, de neerslag ca. 1670 mm (fig. 9). De slootafvoer komt met redelijke nauwkeurigheid overeen met het neerslagoverschot dat kan worden geschat uit de neerslag en de verdamping.

De geregistreerde drainafvoeren bedragen de helft van de slootafvoer, terwijl een afvoer mag worden verwacht van dezelfde orde van grootte van de slootafvoer. De afwijking is te verklaren uit de onnauwkeurigheid en de storingsgevoeligheid van de meetapparatuur. De debietmeters bij de drains konden de geringe afvoeren niet nauwkeurig vaststellen. Tevens zijn storingen opgetreden in de elektriciteitsvoorzieningen, waardoor in enkele perioden geen registratie kon plaatsvinden.

2.4.1.2 Grondwaterstanden, diepe peilen en slootpeilen

Het slootpeil fluctueerde sterk in de tijd (Van den Toorn et al., 1994a). De reden hiervan moet gezocht worden in de peilbeheersing van het proefbedrijf. In het voorjaar en in de zomer wordt het slootpeil opgezet tot gemiddeld 60 cm - mv. In de winter bevindt het slootpeil zich op ca. 100 cm beneden maaiveld.

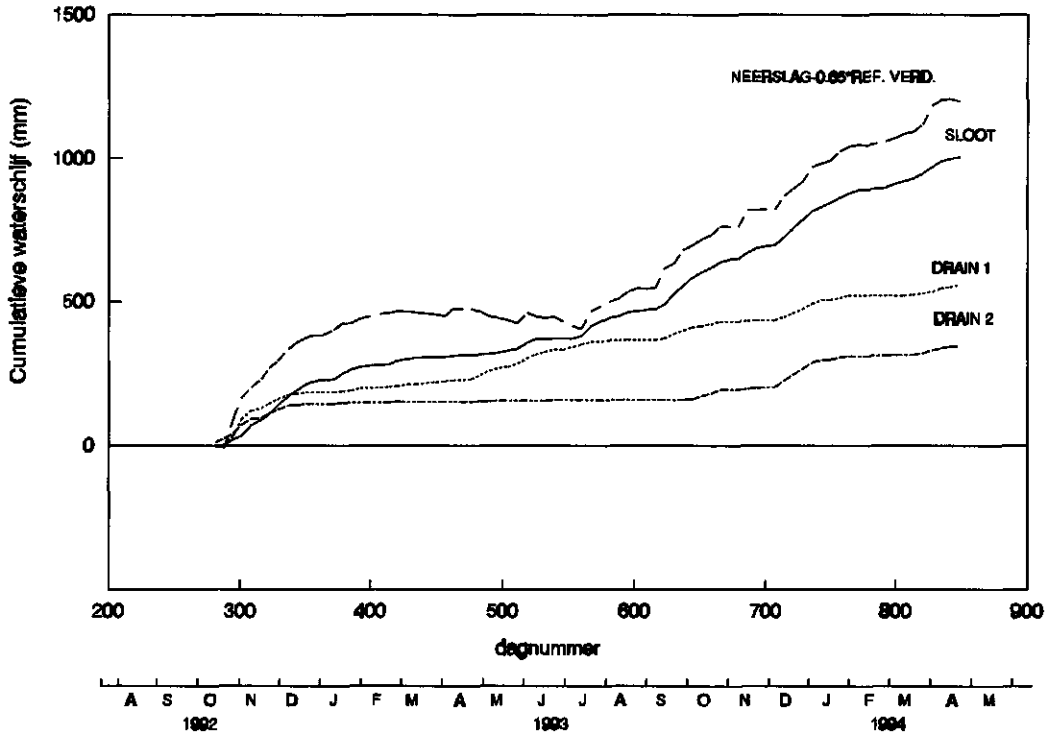


Fig. 9 Cumulatief verloop van de neerslag minus 0,65 referentieverdamping, de afvoer van de onderzoeksloot, en van drain 1 en drain 2 te St. Maartensbrug*

De grondwaterstand in de ondiepe peilbuizen fluctueerde rond 0,50 m - mv. met uitersten van 0,7 en 0,3 m - mv. (Van den Toorn et al., 1994a). Om een indruk te krijgen of er kwel of wegzijging op het bedrijf optreedt, zijn grondwaterstandsgegevens van een diepe buis (5,3 m diepte) en van buizen op 0,8 m diepte vergeleken gedurende enkele perioden. De resultaten wijzen uit dat (in geringe mate) wegzijging plaatsvindt.

2.4.2 Wassenaar

2.4.2.1 Neerslag, drainafvoer en aan- en afvoer van slootwater

Gedurende de onderzoeksperiode van mei 1992 tot mei 1994 zijn de afvoeren van de onderzoeksloot en de neerslag gemeten en is de referentieverdamping berekend (Van den Toorn et al., 1994b). De totale gemeten slootafvoer van het afwaterend oppervlak van 6,5 ha in de meetperiode bedroeg ca. 800 mm. De neerslag bedroeg in deze periode 1824 mm, de referentieverdamping 1164 mm. Het verloop weergegeven van de neerslag minus 0,65 keer de referentieverdamping wordt als een goede maat gezien voor de perceelsgemiddelde actuele evapotranspiratie (fig. 10).

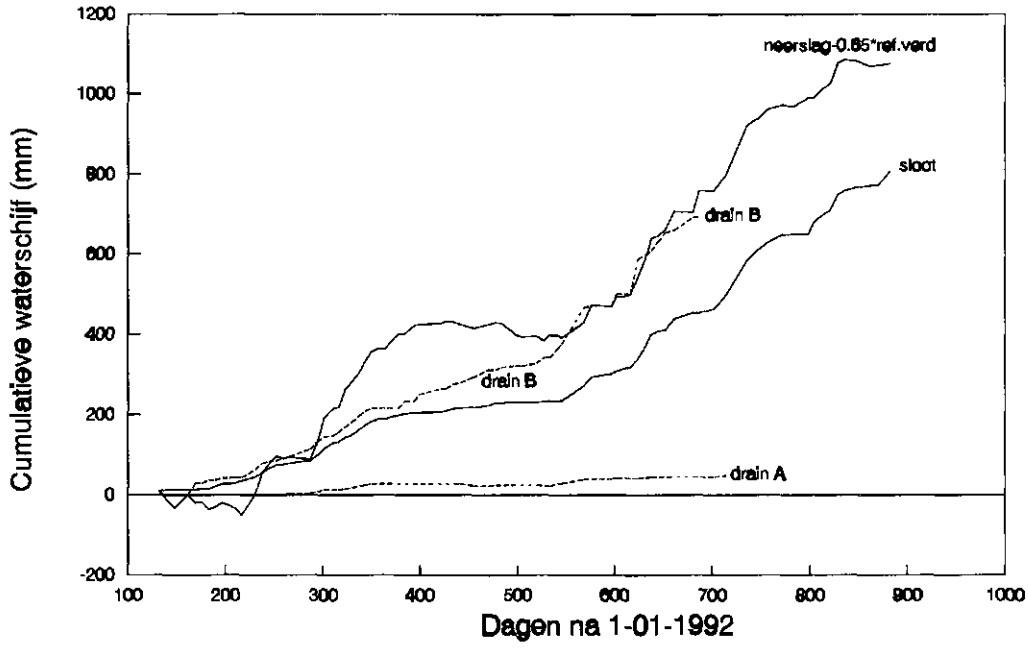


Fig. 10 Cumulatief verloop van de neerslag minus 0,65 referentie verdamping, de slootafvoer en de gemeten afvoer van drain A en B te Wassenaar*

Aangezien drain B dichter bij de hoger gelegen duinen ligt, is de kwelflux hier groter dan bij drain A. Verwacht wordt dat de afvoer bij drain B ca. 750 mm per jaar bedraagt. In fig. 10. is te zien dat ongeveer de helft van de geschatte afvoer is geregistreerd. Getwijfeld wordt aan de juistheid van de geregistreerde drainafvoeren. Dit geldt voor beide drains, maar met name voor drain A (Groenendijk et al., 1997).

2.4.2.2 Grondwaterstanden, diepe peilen en slootpeilen

De grondwaterstanden in de ondiepe peilbuizen fluctueren rond 0,5 m - mv. met uitersten van 0,6 en 0,35 m - mv. Om een indruk te krijgen of er kwel of wegzijging op het bedrijf optreedt, is het peilverloop gevolgd van de diepe buis met filter op 5 m diep en de grondwaterstand op plek 5 van de onderzoekspercelen met filterdiepte 0,8 m - mv. De gegevens wijzen uit dat op beide percelen kwel optreedt vanuit de omgeving (wat hier de duinen zijn). Ook de grondwaterstandsgegevens van de buizen met filters op 0,8 resp. 1,2 m diepte wijzen uit dat er een ondiepe kwel is vanuit de duinen. Dit bevestigt andere waarnemingen (par 2.1.2). De grootte van de kwel is moeilijk in te schatten.

2.5 Concentratieverloop en afvoer van nutriënten

De kwaliteit en de kwantiteit van het oppervlaktewater dat wordt afgevoerd bepalen de vrachten van nutriënten afgevoerd uit een gebied. Op de beide proeflocaties is de afvoer van het slootwater bemonsterd en geanalyseerd op het onderstaande para-

meterpakket. Tevens werd de drainafvoer van de onderzoekspercelen bemonsterd en geanalyseerd op:

— pH : zuurgraad
— EC : geleidbaarheid
— NH_4-N : ammonium-stikstof
— N-Kj : N-Kjeldahl
— NO_3-N : nitraat-N
— Cl^- : chloride
— tot-P : totaal fosfaat
— Ca : calcium
— K : kalium
— PO_4-P : ortho-fosfaat
— SO_4 : sulfaat

2.5.1 St. Maartensbrug

De onderzoekspercelen met tulpen en lelies wisselden per groeiseizoen (fig. 2). Vanwege het droge weer kon in 1992 in het onderzoeksperceel tulpen maar één maal het bodemvocht worden bemonsterd, terwijl bij de lelies drie maal het bodemvocht is bemonsterd. De inrichting van de nieuwe percelen heeft bij de tulpenpercelen plaatsgevonden op 10-02-1993 en bij de leliepercelen op 6-04-1993.

2.5.1.1 Bodemvocht en grondwater

Bodemvocht dat zich in de onverzadigde zone van de bodem bevindt en het grondwater zijn periodiek bemonsterd en geanalyseerd. De tijdstippen waarop de bemonstering plaatsvond werden bepaald door het verloop van het neerslagpatroon. In perioden dat waarin er erg veel neerslag viel werd de bevochtiging van de onverzadigde zone vertraagd, doordat de neerslag vaak als oppervlakteafvoer naar de onderzoeksloot werd afgevoerd. Het kwam voor dat er water op het perceel stond en dat de poreuze cups op 0,4 m diepte minimaal bodemvocht leverden. Mede om deze reden werd in situaties met erg veel neerslag gewacht met de bemonstering, tot het tijdstip waarop werd verwacht dat het bodemvocht weer in evenwicht met zijn omgeving was gekomen. Bij een te snelle bemonstering zou alleen vers regenwater worden bemonsterd. Dit geeft dan geen representatief beeld van de waterkwaliteit. De opzet was dat zou worden bemonsterd na 60 mm neerslag overschot. Dit is zo veel mogelijk benaderd maar niet in alle perioden kon aan dit criterium worden voldaan.

In de analyseresultaten van het bodemvocht in de percelen met tulpen en lelies is een neerwaartse verplaatsing van een NO_3-N-golf waar te nemen (Van den Toorn et al., 1994a). Op 11-05-1993 werden n.l. in de cupopstelling 6 en 7 op 0,4 m diepte hoge nitraatgehalten gemeten terwijl dit op 0,6 m diepte voor cup 6 en 7 niet extreem hoog was op dezelfde datum. Bij de volgende monsterronde op 22-06-1993 was de nitraatconcentratie op 0,4 m diepte weer laag en was de NO_3-N-golf op 0,6 m - mv. aangekomen en niet meer bereikbaar voor de planten.

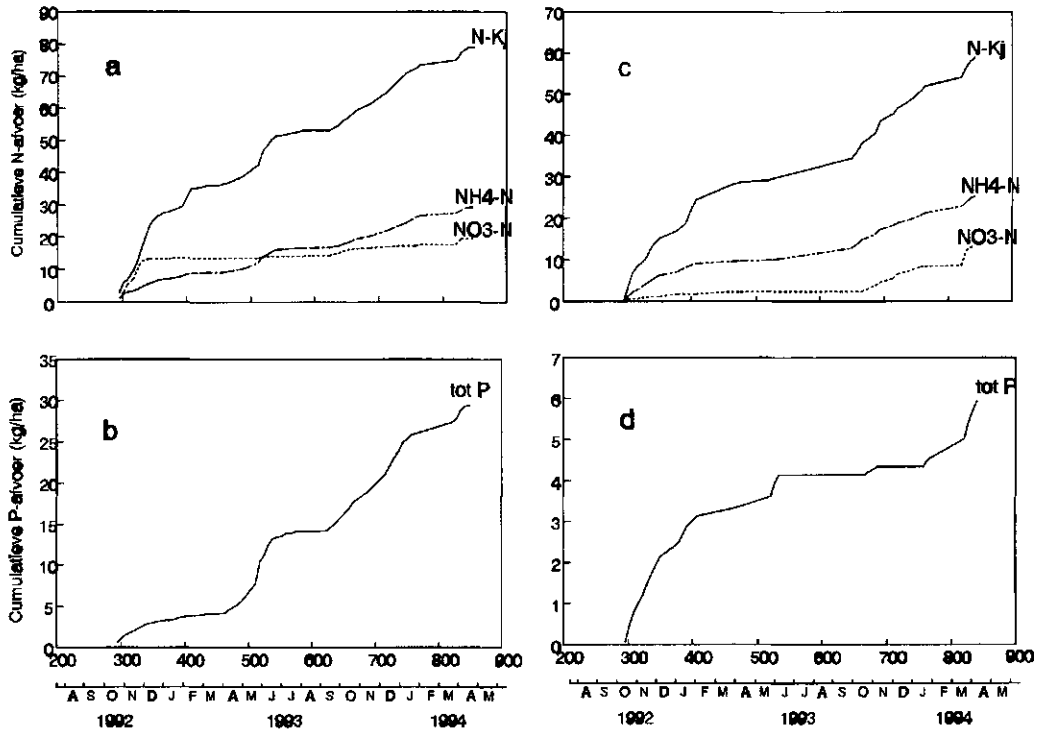


Fig. 11 Cumulatieve afvoer (in kg.ha^{-1}) van N-Kj, NH_4-N, NO_3, tot-P, PO_4-P in drain 1 (a en b) en drain 2 (c en d) onder het onderzoeksperceel te St. Maartensbrug in de periode 21/10/'92 tot 27/4/'94

2.5.1.2 Afvoer via drains

De vrachtberekening van de afvoer (fig. 11a en 11b) is geschied op basis van met SWAP93 berekende drainafvoeren. Aanleiding hiervoor is geweest dat, zoals in par. 2.4.1.1 wordt geconstateerd, de gemeten afvoer uit de drains met een factor 2 is onderschat. Derhalve zijn ook de uit de gemeten afvoeren berekende vrachten onderschat. De geregistreerde slootafvoeren en de op basis hiervan berekende afgevoerde vrachten nutriënten komen wel goed overeen met de werkelijkheid (par. 2.5.1.4).

2.5.1.3 Aanvoer naar de onderzoeksloot

De aanvoer van buitenwater naar de onderzoeksloot is minimaal geweest in de onderzoeksperiode. In totaal is er 2037 m^3 buitenwater in de onderzoeksloot ingelaten in de onderzoeksperiode van 7-10-1993 tot 27-10-1993, dat is 15,8 mm voor het totale oppervlak van 12,8643 ha. De vrachten nutriënten in ingelaten slootwater zijn laag (ca. 1%) ten opzichte van die in drainwater en afgevoerd slootwater (Van den Toorn et al., 1994a).

2.5.1.4 Afvoer uit de onderzoeksloot

De meting van nutriëntenafvoer via de sloot heeft betrekking op de afvoer van het proefbedrijf en van het aangrenzende bedrijf. Over de meetperiode van 567 dagen is 16 kg in de vorm van nitraat afgevoerd en 42 $kg.ha^{-1}$ N in de vorm van N-Kj (fig. 12a). Hiervan bevond zich 11 kg in de vorm van ammonium. De jaarlijkse afvoer bedroeg derhalve 38 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N. Fosfaat werd afgevoerd in een hoeveelheid van 15 $kg.ha^{-1}$ P, waarvan 13 $kg.ha^{-1}$ in de vorm van PO_4-P (fig. 12b). De jaarafvoer van PO_4-P bedroeg 9,7 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$.

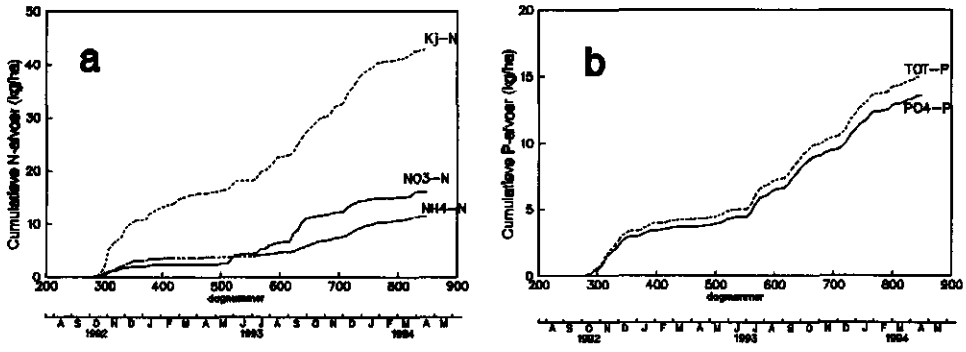


Fig. 12 Cumulatieve afvoer (in $kg.ha^{-1}$) van de onderzoeksloot in St. Maartensbrug van N-Kj, NH_4-N en NO_3-N (a), PO_4-P en tot-P (b) in de periode 7-10-1992 tot 27-04-1994

2.5.2 Wassenaar

2.5.2.1 Bodemvocht en grondwater

Om de voeding van het grondwater vanuit het bovenliggende pakket te kunnen volgen, werd periodiek zowel grondwater als bodemvocht bemonsterd en geanalyseerd. De bemonsteringstijdstippen werden bepaald door het neerslagpatroon. Zoveel mogelijk is na iedere 60 mm neerslagoverschot bemonsterd, maar hieraan kon niet altijd de hand gehouden worden. In enkele gevallen zijn mengmonsters van verschillende filters genomen (Van den Toorn et al., 1994b).

De grote verschillen tussen de percelen A en B in de nutriëntenconcentraties, bijvoorbeeld die van P_{tot}, PO_4-P, NO_3-N in de bouwvoor, zijn waarschijnlijk te verklaren uit de bemesting van het bolgewas.

2.5.2.2 Afvoer via drains

Figuur 13 geeft de cumulatieve met drainwater afgevoerde vrachten weer van N-Kj, NO_3-N, NH_4-N, PO_4-P en tot-P. Ook hier zijn de met SWAP93 berekende afvoeren van de drains gebruikt voor het berekenen van deze afgevoerde vrachten aan nutrienten. Voor een toelichting wordt verwezen naar par. 2.4.2.1.

Over de meetperiode van 637 dagen is 103 kg.ha^{-1} N afgevoerd uit drain A in de vorm van N-Kj. Hiervan was 77 kg.ha^{-1} in de vorm van NH_4-N. De afvoer van NO_3-N bedroeg minder dan 2 kg.ha^{-1}. De afvoer van fosfaat bedroeg 114 kg.ha^{-1} tot-P. Hiervan was 105 kg.ha^{-1} in de vorm van PO_4-P. De afvoer van tot-N uit het bodemprofiel naar het oppervlaktewater bedraagt dus 59 kg.ha^{-1}.j^{-1} N. Voor fosfaat bedraagt de jaarlijkse vracht 65 kg.ha^{-1}.j^{-1} P.

Over de meetperiode van 678 dagen bedroeg bij drain B de afvoer 80 kg.ha^{-1} N in de vorm van N-Kj. Hiervan was 48 kg.ha^{-1} in de vorm van ammonium. De afvoer van nitraat bedroeg minder dan 1 kg.ha^{-1}. De fosfaatvracht bedroeg 120 kg.ha^{-1} tot-P, hiervan was 109 kg.ha^{-1} in de vorm van PO_4-P. Op jaarbasis bedroeg de afvoer 43 kg.ha^{-1}.j^{-1} tot-N en 64 kg.ha^{-1}.j^{-1} tot-P. De geschatte vracht uit drain B is dus gelijk of iets kleiner dan uit drain A. Bij de berekening van de vrachten zijn berekende waterafvoeren van de drains gebruikt en de gemeten afvoer van de sloot. De afvoer uit de sloot (par. 2.5.2.3.) zou volgens bovenstaande berekening minder zijn dan de drainafvoer. Dit is niet echt aannemelijk. Uit de validatie van het waterbalansmodel blijkt (Dijkstra et al., 1997) dat waarschijnlijk ook de slootafvoer in de metingen is onderschat. Met redelijke nauwkeurigheid is vast te stellen welke hoeveelheid minimaal uit de sloot zou moeten zijn afgevoerd: neerslag minus geschatte verdamping plus een bijdrage van de kwel. De grootte van de kwel is onzeker. Als absoluut minimum geldt dus het netto neerslagoverschot. De gemeten slootafvoer ligt hieronder.

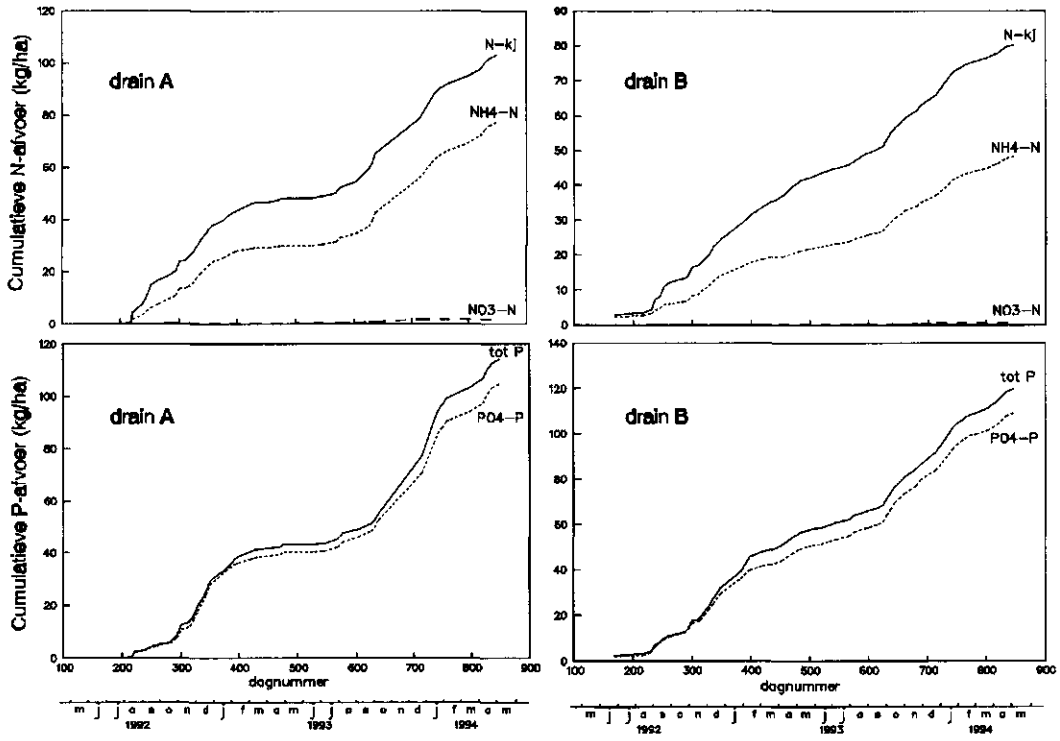


Fig. 13 Cumulatieve afvoer (kg.ha^{-1}) van N-Kj, NH_4-N, NO_3-N, tot-P en PO_4-P. drain A en drain B onder het onderzoeksperceel te Wassenaar in de periode 17-06-1992 tot 26-04-1994

Uit vergelijking van de gegevens in de achtergrondrapportage (Groenendijk et al., 1997) blijkt dat de gemiddelde N-concentratie van het slootwater 5,8 $mg.l^{-1}$ bedraagt en dat de gemiddelde N-concentratie van water uit drain A resp. drain B 8,2 $mg.l^{-1}$ resp. 7,8 $mg.l^{-1}$ is. De verhouding tussen de gemiddelde N-concentraties van slootwater en drainwater bedraagt derhalve 0,7. De verhouding tussen de N-vrachten per ha (drains versus slootwater) bedraagt 0,6 voor drain A en 0,8 voor drain B. Dit wijst erop dat de vrachtberekening van de sloot onderschat kan zijn maar dat de fout niet erg groot is.

De gemiddelde fosfaatconcentratie over de onderzoeksperiode bedraagt 8,2 $mg.l^{-1}$ P voor water uit drain A en 7,8 $mg.l^{-1}$ P voor water uit drain B. De gemiddelde P-concentratie van veld A op 1,2 m - mv. bedroeg 9,3 $mg.l^{-1}$ P, terwijl de concentratie op 0,8 m - mv. 13,3 $mg.l^{-1}$ P bedroeg. Op veld B bedroeg de grondwaterconcentratie op 0,80 m diepte 11,2 $mg.l^{-1}$ P, terwijl de concentratie op 1,2 m diepte 15 $mg.l^{-1}$ P bedraagt. De grondwaterconcentraties liggen dus duidelijk hoger dan de drainwaterconcentraties. De drains worden blijkbaar ook gevoed vanuit andere bodemlagen.

2.5.2.3 Afvoer uit de onderzoeksloot

Over de meetperiode van 750 dagen is 52 $kg.ha^{-1}$ N-Kj afgevoerd (fig. 14a). Hiervan bevond zich 35 $kg.ha^{-1}$ in de vorm van NH_4-N. De afvoer van NO_3-N is klein: minder dan 1 $kg.ha^{-1}$. Op jaarbasis bedroeg de afvoer ca. 25 $kg.ha^{-1}j^{-1}$. Fosfaat werd in een grote hoeveelheid afgevoerd: 71,8 $kg.ha^{-1}$ P over de gehele onderzoeksperiode (fig. 14b). Hiervan bevond zich 69 $kg.ha^{-1}$ P in de vorm van PO_4-P. De jaarafvoer van fosfaat bedroeg dus ca. 35 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ P.

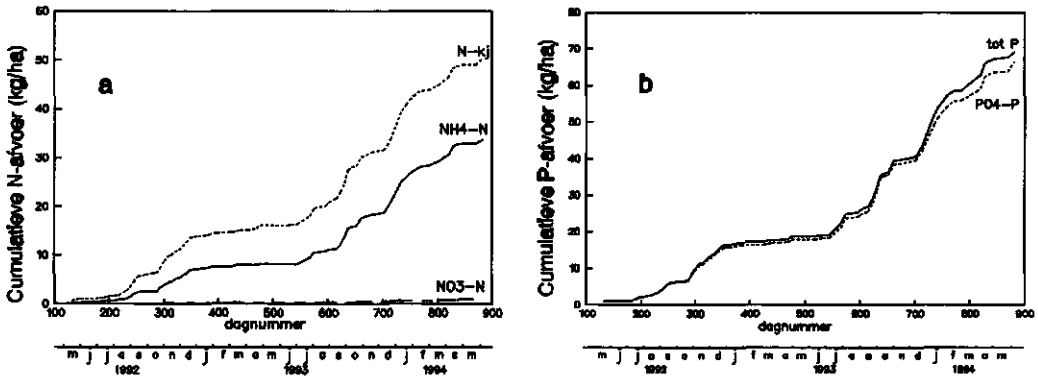


Fig. 14 Cumulatieve afvoer (in $kg.ha^{-1}$) uit de onderzoeksloot te Wassenaar van N-K, NH_4-H en NO_3-N (a), PO_4-P en tot-P (b) in de periode 12-05-1992 tot 31-05-1994

2.6 Concentratieverloop en afvoer van bestrijdingsmiddelen

2.6.1 Selectie en analyse van bestrijdingsmiddelen

De in het veld verzamelde monsters werden ingevroren en na 8 weken samengevoegd tot een mengmonster dat gebruikt werd voor de analyse van bestrijdingsmiddelen. In de periode 12-06-1992 tot 12-11-1992 werden in St. Maartensbrug steekmonsters verzameld, omdat de geautomatiseerde debiet-proportionele bemonsteringsapparatuur nog niet operationeel was. In enkele gevallen was de afvoer van de drains te klein en werden geen analyses van bestrijdingsmiddelen verricht.

Het vervoer en de verwerking van de watermonsters tot analysemonsters is uitgevoerd zoals beschreven door Leistra et al. (1995). Flessen met ingevroren drain- of slootwater (mengmonster) werden ontdooid en getransporteerd naar het Instituut voor Biotechnologie en Chemie van TNO te Zeist, alwaar de analyses werden uitgevoerd (Van Doorn, 1993). Door de achtwekelijkse bemonstering kunnen kort-durende concentratiepieken zijn uitgevlakt. De aantoonbaarheidsgrens van de stoffen varieerde per bemonsteringsronde.

Bij het onderzoek naar de emissies van bestrijdingsmiddelen moest een keuze worden gemaakt uit de stoffen die op de beide bedrijven in Wassenaar en St. Maartensbrug worden toegepast. De te onderzoeken voorbeeldmiddelen moesten representatief zijn voor de belangrijkste toepassingen en een aantal ervan moest geschikt zijn voor het onderzoek met rekenmodellen naar de uitspoeling.

Belangrijke criteria bij de keuze van de voorbeeldmiddelen waren:
— belangrijk gebruik in de bloembollenteelt nu en in de toekomst;
— vertegenwoordiging uit de belangrijkste middel-groepen (herbiciden-fungiciden, insecticiden, grondontsmettingsmiddelen), mede i.v.m. de diversiteit in de toedieningswijzen;
— verwachte omvang van bepaalde emissieroutes (zowel bovengronds als via de bodem).

Bij de onkruidbestrijding in de bloembollenteelt zijn chloridazon en metamitron belangrijke middelen. Ze worden toegepast vanaf het vroege voorjaar, ter bestrijding van eenjarige monocotyle en dicotyle onkruiden. De middelen dienen vooral via de ondergrondse delen van de onkruiden te worden opgenomen. Op basis van laboratoriumgegevens leveren beide middelen een zeker uitspoelingsrisico, met name bij de weinig humeuze zandgronden waarop een deel van de bloembollenteelt plaatsvindt. Voor metamitron werden adsorptie, transport en omzetting in bodem en grondwaterzone via experimenten en berekeningen bestudeerd. Beide herbiciden werden intensief betrokken bij de analyses voor drainwater, slootwater en regenwater.

Bij de schimmelbestrijding in de bloembollenteelt staat het gebruik van middelen als mancozeb, maneb en zineb onder beleidsdruk, vanwege het risico van uitspoelen van het toxische omzettingsproduct ETU. Een mogelijk vervangend fungicide voor de bestrijding van vuur in deze teelten is chloorthalonil. Hieruit onstaat echter het omzettingsproduct HTI.

De combinatie chloorthalonil/HTI werd gekozen als voorbeeld bij het uitspoelingsonderzoek. Vorming, adsorptie, transport en omzetting van HTI in de bloembollengronden werden bestudeerd via metingen en berekeningen. HTI werd ook betrokken bij de analyses voor drainwater en slootwater.

Het fungicide carbendazim wordt al jarenlang gebruikt in de bloembollenteelt, zowel bij gewasbehandelingen als bij plantgoedbehandeling (d.m.v. dompelen). Het gebruik van het fungicide prochloraz in deze teelten is van toenemend belang. In de veldsituaties zijn voor beide laatstgenoemde middelen analyses uitgevoerd in drainwater, slootwater en regenwater.

De bestrijding van virusverspreiding door insecten in de bloembollenteelt wordt voor een belangrijk deel uitgevoerd met synthetische pyrethroïden als deltamethrin en esfenvaleraat. Deze middelen werden aanvankelijk betrokken bij de analyses voor de watermonsters, totdat het probleem van de afname van (sterk apolaire) verbindingen tijdens de monstername en bij de verwerking aan het licht kwam (par. 2.7).

Het grondontsmettingsmiddel dichloorpropeen is, in massa uitgedrukt, het belangrijkste middel in de bloembollenteelt. Veel velden worden ontsmet via injectie van een relatief hoge dosering (bijv. 150 $l.ha^{-1}$), ter bestrijding van nematoden die o.a. virusziekten overbrengen. Naast dichloorpropeen zelf levert ook het omzettingsproduct 3-chloorallylalcohol een potentieel uitspoelingsrisico. Vanwege de vluchtigheid van deze verbindingen (kans op verliezen) moesten speciale bemonsteringen van grondwater, drainwater en slootwater worden uitgevoerd. Het 3-chloorallylalcohol werd als actuele voorbeeldstof betrokken bij de laboratoriumstudies en bij de uitspoelingsberekeningen.

Bij de analyses voor de waterbodems werd een keuze gemaakt uit de eerdergenoemde middelen die ook in het slootwater werden geanalyseerd. Van de gekozen middelen werd verder verwacht dat ze relatief persistent zijn in watersystemen en dat ze duidelijke adsorptie aan waterbodems vertonen.

Het onderzoek naar bestrijdingsmiddelen in regenwater werd uitgevoerd voor de eerdergenoemde middelen uit het analyseprogramma voor slootwater. Per bemonsteringsperiode werd een nadere keuze gemaakt op grond van de omvang van de bespuitingen van de middelen in de opvangperiode. De meeste analyses zijn uitgevoerd voor chloridazon, metamitron, carbendazim en prochloraz.

Het overwaaien van spuitdruppeltjes met bestrijdingsmiddel naar waterlopen is vooral afhankelijk van de toepassingswijze, de afstand en de windsituatie; de middel-eigenschappen spelen een ondergeschikte rol. Voor de drie overwaai-experimenten werden gekozen: esfenvaleraat, chloridazon en de kleurstof briljant sulfoflavine.

2.6.2 Drainwater en slootwater

2.6.2.1 St. Maartensbrug

De concentraties van carbendazim, chloridazon, HTI, metamitron en prochloraz in het afgevoerde resp. het ingelaten slootwater van de onderzoeksloot van het proefperceel te St. Maartensbrug, zijn weergegeven in resp. tabel 1 en tabel 2. Door technische oorzaken zoals adsorptie aan glas en vervluchting (Van der Pas et al., 1995), kunnen de concentraties onderschat zijn met 30-40% (carbendazim), 10% (chloridazon en HTI, 10-40% (metamitron) en 25-40% (prochloraz).

In het afgevoerde slootwater werden carbendazim en chloridazon regelmatig, en HTI, metamitron en prochloraz incidenteel aangetroffen (tabel 1). In het ingelaten slootwater werden incidenteel meetbare concentraties bestrijdingsmiddelen aangetroffen van enkele bestrijdingsmiddelen (carbendazim, chloridazon, prochloraz) (tabel 2).

Tabel 1 Waterafvoer (m^3) en concentratie ($mg.m^{-3}$) carbendazim, chloridazon, HTI, metamitron en prochloraz in periodieke mengmonsters van slootwater dat werd uitgelaten in de periode mei 1992 tot juni 1994 in St. Maartensbrug. Aangetoonde concentraties zijn vet weergegeven

Periode		Bemon-sterings-ronde	Carben-dazim	Chlori dazon	HTI	Meta-mitron	Proch-loraz	Afvoer
van	tot							
12-06-92	15-07-92	1	<0,2	<0,05	<0,03	<0,05	**0,04**	--
15-07-92	19-09-92	2	**0,69**	<0,05	<0,03	<0,05	**0,02**	--
23-09-92	12-11-92	3	<0,2	<0,04	**0,05**	**0,05**	**0,05**	--
12-11-92	05-01-93	4	**0,6**	<0,05	<0,02	<0,05	<0,10	10479
05-01-93	03-03-93	5	**0,2**	<0,05	<0,03	<0,05	-	9391
03-03-93	27-04-93	6	**0,2**	**0,34**	<0,03	<0,1	<0,05	2009
27-04-93	23-06-93	7	**0,3**	**0,07**	<0,03	<0,05	<0,05	7029
23-06-93	10-08-93	8	<0,1	**0,11**	**0,3**	<0,05	<0,1	8910
10-08-93	12-10-93	9	<0,1	<0,05	<0,02	<0,1	<0,1	19575
12-10-93	08-12-93	10	<0,1	**0,12**	<0,03	<0,05	<0,1	12529
08-12-93	02-02-94	11	<0,1	<0,05	<0,03	<0,05	-	23239
02-02-94	07-04-94	12	**0,05**	**0,24**	<0,03	<0,1	-	10462
07-04-94	28-04-94	13	<0,05	**2,4**	**0,06**	<0,05	**0,10**	3739

< kleiner dan de aantoonbaarheidsgrens.
- niet bepaald.
-- mengmonster van steekmonsters van afgevoerd slootwater.

De gemiddelde slootwaterconcentraties zijn (zeer) laag en overschrijden alleen in het geval van carbendazim de norm voor het oppervlaktewater (tabel 3). Wanneer de totale vracht aan carbendazim afgevoerd in slootwater wordt gedeeld door de totale hoeveelheid afgevoerd slootwater, wordt een concentratie berekend van 0,1 $mg.m^{-3}$.

In de tabellen 4 en 5 zijn de concentraties van de bestrijdingsmiddelen aangegeven in het drainwater van resp. drain 1 en drain 2.

Carbendazim en chloridazon werden met enige regelmaat in drainwater aangetroffen, HTI en metamitron slechts incidenteel. Het drainwater werd niet geanalyseerd op prochloraz.

Tabel 2 Waterinlaat (m^3) en concentratie ($mg.m^{-3}$) carbendazim, chloridazon, HTI, metamitron en prochloraz in periodieke mengmonsters van slootwater dat ingelaten werd gedurende de periode mei 1992 tot juni 1994 in St. Maartensbrug. Aangetoonde concentraties zijn vet weergegeven

Periode van	Periode tot	Bemonsterings-ronde	Carbendazim	Chloridazon	HTI	Metamitron	Prochloraz	Inlaat
12-06-92	15-07-92	1	<0,2	<0,05	<0,03	<0,05	**0,04**	--
15-07-92	16-09-92	2	<0,2	<0,05	<0,03	<0,05	**0,06**	--
20-04-93	27-04-93	6	-	-	-	<0,1	-	138
27-04-93	23-06-93	7	**0,5**	**0,08**	<0,03	<0,05	<0,1	1269
23-06-93	10-08-93	8	<0,1	<0,2	<0,5	<0,1	<0,2	370

< kleiner dan de aantoonbaarheidsgrens.
- niet bepaald.
-- een mengmonster van steekmonsters uit de sloot die water aanvoerde.

Tabel 3 Aantal monsters met bestrijdingsmiddelen, range voor de gemiddelde concentraties ($mg.m^{-3}$), minima, maxima en detectiegrenzen ($mg.m^{-3}$) van bestrijdingsmiddelen in slootwater te St. Maartensbrug

Stof	Aantal monsters met b.m.	Range voor gemidd.* concentratie	Minima	Maxima	Detectie grenzen	Norm**
carbendazim	6/13	0,16 - 0,22***	<0,05	0,69	<0,05 - <0,2	0,07
chloridazon	6/13	0,25 - 0,28	<0,05	2,4	<0,04 - <0,05	18
HTI	3/13	0,03 - 0,05	<0,02	0,3	<0,02 - <0,03	160
metamitron	1/13	0,004 - 0,06	<0,05	0,05	<0,05 - <0,1	20
prochloraz	4/10	0,02 - 0,07	<0,05	0,05	<0,05 - <0,1	7,3

* De rekenkundige gemiddelden zijn berekend over alle waarnemingsresultaten, incl. die waarbij de concentratie van het bestrijdingsmiddel lager was dan de bepalingsgrens. In die gevallen werd de concentratie 0 $mg.m^{-3}$ (linker kolom) of de bepalingsgrens (rechter kolom) in de berekening opgenomen.
** Weergegeven zijn de maximaal toegelaten risicowaarden ($mg.m^{-3}$).
*** Niet gecorrigeerd voor hoeveelheid aangevoerd met ingelaten water.

De gemiddelde concentraties in het drainwater waren ongeveer gelijk of iets hoger (niet significant) dan die in slootwater; de piekconcentraties in het algemeen wat hoger dan in slootwater. De hoogste concentratie van HTI en chloridazon in drainwater werd bereikt in de inundatieperiode. In de periode mei-juni 1993 was de concentratie carbendazim in het afgevoerde slootwater bij uitzondering hoger dan die in het drainwater. Dit is vermoedelijk te wijten aan de verhoogde concentratie van deze stof in het ingelaten slootwater in die periode. Opvallend zijn de relatief hoge slootwaterconcentraties van chloridazon in april 1993 en 1994. Zeer waarschijnlijk is een andere route dan uitspoeling (mogelijk spuitdrift) hiervoor verantwoordelijk.

Een vergelijking van de berekende, in het slootwater te en St. Maartensbrug (en Wassenaar) afgevoerde vrachten van bestrijdingsmiddelen met de toegepaste hoeveelheden leert dat slechts een fractie van de toegepaste middelen (enkele promillen tot enkele tienden van procenten) in het slootwater wordt teruggevonden.

Tabel 4 Berekende waterafvoer ($m^3.ha^{-1}$) en concentratie($mg.m^{-3}$) carbendazim, chloridazon, HTI en metamitron in periodieke mengmonsters van drainwater dat afgevoerd werd gedurende de periode juni 1992 tot mei 1994 door drain 1 in St. Maartensbrug

Periode van	Periode tot	Bemonsterings-ronde	Carbendazim	Chloridazon	HTI	Metamitron	Afvoer
12-06-92	15-07-92	1	<0,2	<0,05	<0,02	-	50
15-07-92	23-09-92	2	proefveld werd in deze periode geïnundeerd				
23-09-92	12-11-92	3	<0,2	**0,04**	<0,02	-	2140
12-11-92	05-01-93	4	**3,3**	<0,05	<0,02	-	2040
05-01-93	03-03-93	5	<0,1	<0,05	<0,03	-	830
03-03-93	27-04-93	6	<0,2	<0,05	<0,03	-	330
27-04-93	23-06-93	7	<0,1	-	<0,03	<0,1	1240
23-06-93	10-08-93	8	**0,2**	-	**0,2**	<0,05	260
10-08-93	12-10-93	9	<0,1	-	<0,02	**0,4**	770
12-10-93	08-12-93	10	<0,1	**0,20**	<0,03	-	1360
08-12-93	02-02-94	11	**0,38**	-	<0,03	<0,05	1970
02-02-94	07-04-94	12	<0,05	-	<0,03	<0,1	1080
07-04-94	28-04-94	13	<0,05	-	**0,08**	<0,05	540
Gemiddeld (ondergrens)			0,32	0,04	0,02	0,07	
Gemiddeld (bovengrens)			0,41	0,07	0,04	0,12	

< kleiner dan de aantoonbaarheidsgrens.
- niet bepaald.
-- menging van steekmonsters uit de drain.

Tabel 5 Berekende waterafvoer ($m^3.ha^{-1}$) en concentratie ($mg.m^{-3}$) carbendazim, chloridazon, HTI en metamitron in periodieke mengmonsters van drainwater dat afgevoerd werd gedurende de periode juni 1992 tot mei 1994 door drain 2 in St. Maartensbrug

Periode van	Periode tot	Bemonsterings-ronde	Carbendazim	Chloridazon	HTI	Metamitron	Afvoer
12-06-92	15-07-92	1	<0,2	-	<0,02	<0,05	20
15-07-92	16-09-92	2	<0,2	-	<0,03	<0,05	470
23-09-92	12-11-92	3	<0,2	-	**0,12**	<0,05	1720
12-11-92	05-01-93	4	**2,2**		**0,25**	<0,05	1920
05-01-93	03-03-93	5	**0,2**	-	-	-	820
03-03-93	27-04-93	6	-	-	<0,03	-	250
27-04-93	07-07-93	7	-	-	-	-	140
07-07-93	13-07-93	8	**0,2**	**0,26**	**1,3**	-	930
28-09-93	12-10-93	9	<0,1	**0,14**	<0,02	-	2380
12-10-93	08-12-93	10	<0,1	**0,13**	<0,03	<0,05	1480
08-12-93	02-02-93	11	<0,1	<0,05	<0,03	-	1970
02-02-94	07-04-94	12	<0,05	<0,05	<0,03	-	1080
07-04-94	28-04-94	13	<0,05	**0,13**	<0,03	-	540
Gemiddelde (ondergrens)			0,23	0,11	0,15	0	
Gemiddelde (bovengrens)			0,32	0,12	0,17	0,05	

< kleiner dan de aantoonbaarheidsgrens.
- niet bepaald.
-- mengmonsters van steekmonsters uit de drain.

2.6.2.2 Wassenaar

De concentraties van carbendazim, chloridazon, HTI, metamitron en prochloraz resp. in het afgevoerde slootwater en het ingelaten slootwater (periode 20-05-1992 tot 27-05-1992) zijn weergegeven in de tabellen 6 en 7.

In het ingelaten slootwater werden in de periode 20-05-1995 tot 27-05-1992 behalve carbendazim geen bestrijdingsmiddelen aangetroffen. Het is overigens onzeker (par. 2.4.2.1) of deze carbendazimconcentratie in het ingelaten slootwater geheel correct is. Mogelijk betreft het deels ook uitgelaten water dat weer teruggevoerd is. In het afgevoerde slootwater werden chloridazon met regelmaat, carbendazim, metamitron en prochloraz incidenteel en HTI nooit aangetroffen in een meetbare concentratie. De gemiddelde concentraties, berekend over de gehele meetperiode, zijn vermeld in tabel 8.

Tabel 6 Berekende waterafvoer ($m^3.ha^{-1}$) en concentratie ($mg.m^{-3}$) carbendazim, chloridazon HTI, metamitron en prochloraz in periodieke mengmonsters van slootwater dat werd uitgelaten in de periode mei 1992 tot juni 1994 in Wassenaar. Aangetoonde concentraties zijn vet weergegeven

Periode van	Periode tot	Bemonsterings-ronde	Carbendazim	Chloridazon	HTI	Metamitron	Prochloraz	Afvoer
02-05-92	20-05-92	1	<0,2	**0,21**	<0,03	**0,21**	<0,05	400
13-06-92	15-07-92	2	<0,2	**0,14**	<0,02	<0,05	<0,02	300
15-07-92	08-09-92	3	<0,2	**0,06**	<0,03	<0,05	<0,02	1100
08-09-92	10-11-92	4	<0,2	**0,14**	<0,02	<0,05	<0,05	1400
10-11-92	05-01-93	5	**0,2**	**0,20**	<0,02	<0,05	<0,10	1525
05-01-92	01-03-93	6	<0,1	<0,05	<0,03	<0,05	-	1105
02-03-93	27-04-93	7	**2,4**	**0,19**	<0,03	<0,1	<0,1	825
27-04-93	25-06-93	8	<0,1	**0,12**	<0,03	<0,1	<0,1	540
27-06-93	29-07-93	9	<0,1	**0,17**	<0,1	<0,05	<0,1	480
29-07-93	10-10-93	10	<0,1	**0,33**	<0,02	**0,19**	<0,07	1740
10-10-93	08-12-93	11	<0,1	**0,38**	<0,03	<0,05	<0,1	1385
08-12-93	02-02-94	12	<0,1	**0,18**	<0,03	<0,05	-	1720
02-02-94	07-04-94	13	**0,13**	**0,92**	<0,03	<0,1	-	1335
07-04-94	31-05-94	14	<0,05	**0,57**	<0,03	<0,05	**0,07**	1245

< kleiner dan de aantoonbaarheidsgrens.
- niet bepaald.

Tabel 7 Concentratie ($mg.m^{-3}$) carbendazim, chloridazon, HTI, metamitron en prochloraz in periodieke mengmonsters van slootwater dat ingelaten werd tussen 20 en 27 mei 1992 in Wassenaar en de aanvoer (m^3) in deze periode. Aangetoonde concentratie is vet weergegeven

Carbendazim	Chloridazon	HTI	Metamitrin	Prochloraz	Aanvoer
0,3	<0,05	<0,02	<0,05	<0,02	320

< kleiner dan de aantoonbaarheidsgrens

Tabel 8 Aantal monsters met bestrijdingsmiddelen, range voor de gemiddelde concentraties ($mg.m^{-3}$), minima, maxima en detectiegrenzen ($mg.m^{-3}$) van bestrijdingsmiddelen in slootwater te Wassenaar

Stof	Aantal monsters met b.m.	Range voor gemidd.* concentratie	Minima	Maxima	Detectie grenzen	Norm**
carbendazim	3/14	0,20 - 0,30	<0,05-	2,4	<0,05 - <0,2	0,07
chloridazon	13/14	0,25 - 0,26	<0,05	0,92	<0,04 - <0,2	18
HTI	0/14	0 - 0,03	<0,02	<0,1	<0,02 - <0,1	160
metamitron	2/14	0,03 - 0,08	<0,02	0,07	<0,05 - <0,1	20
prochloraz	1/11	0,006 - 0,07	<0,02	0,07	<0,02 - <0,1	7,3

* de rekenkundige gemiddelden zijn berekend over alle waarnemingsresultaten incl. die waarbij de concentratie van het bestrijdingsmiddel lager was dan de bepalingsgrens. In die gevallen werd de concentratie 0 $mg.m^{-3}$ (linker kolom) of de bepalingsgrens (rechter kolom) in de berekening opgenomen.

** Weergegeven zijn de maximaal toegelaten risicowaarden.

Tabel 9 Afgevoerd (berekend) watervolume ($m^3.ha^{-1}$) en concentratie ($mg.m^{-3}$) carbendazim, chloridazon en HTI in periodieke mengmonsters van drainwater dat afgevoerd werd gedurende de periode mei 1992 tot juni 1994 door drain A in Wassenaar. Aangetoonde concentraties zijn vet weergegeven

Periode van	Periode tot	Bemonsterings-ronde	Carbendazim	Chloridazon	HTI	Afvoer
08-07-92	08-09-92	3	<0,2	<0,05	<0,03	1570
08-09-92	10-11-92	4	<0,2	**0,19**	<0,02	1490
10-11-92	05-01-93	5	**0,3**	**0,28**	<0,02	1510
05-01-93	02-03-93	6	<0,1	**0,16**	**0,03**	1070
02-03-93	27-04-93	7	-	**0,23**	<0,03	760
27-04-93	25-06-93	8	-	-	-	340
25-06-93	29-07-93	9	<0,1	**0,42**	<0,1	510
29-07-93	10-10-93	10	<0,1	**0,48**	<0,02	1980
10-10-93	08-12-93	11	-	-	-	1380
08-12-93	02-02-94	12	<0,1	**0,13**	<0,03	1700
02-02-94	07-04-94	13	**0,38**	**0,35**	<0,03	1330
07-04-94	31-05-94	14	<0,05	**0,28**	<0,03	1240
Gemiddelde (ondergrens)			0,08	0,25	0,003	
Gemiddelde (bovengrens)			0,17	0,26	0,03	

< kleiner dan de aantoonbaarheidsgrens.
- niet bepaald.

De gemiddelde slootwaterconcentraties zijn (zeer) laag en overschrijden alleen in het geval van carbendazim de MTR-waarde voor oppervlakte water. Deze overschrijding wordt vrijwel volledig veroorzaakt door één hoge concentratie carbendazim aangetroffen in de periode maart-april 1993. Helaas is in deze periode geen drainwaterconcentratie bepaald, omdat het bemonsterde watervolume te gering was. Niet uitgesloten kan worden dat in deze periode van het jaar een andere emissieroute, nl. spuitdrift) (mede)verantwoordelijk kan zijn geweest voor deze hoge waarde. Dit kan eveneens de verklaring zijn voor de relatief (t.o.v. het drainwater) hoge chloridazonconcentratie in het slootwater in de periode februari-april 1994. Wanneer de totale vracht aan carbendazim afgevoerd in slootwater wordt gedeeld door de totale hoeveelheid afgevoerd slootwater wordt een concentratie berekend van 0,07 $mg.m^{-3}$. In de

tabellen 9 en 10 zijn de concentraties van carbendazim, chloridazon en HTI en metamitron in drainwater van resp. drain 1 en drain 2 weergegeven.

Chloridazon werd regelmatig gemeten, carbendazim en metamitron incidenteel en HTI nooit. Drainwater werd niet geanalyseerd op prochloraz. De gemiddelde concentraties in het drainwater waren ongeveer gelijk aan die in slootwater. Opvallend is de relatief hoge incidentele piekwaarde van metamitron in het vroege najaar van 1993. Hiervoor kan geen verklaring worden gegeven vanuit de teelttechniek.

Tabel 10 Berekende waterafvoer ($m^3.ha^{-1}$) en concentratie ($mg.m^{-3}$) metamitron in periodieke mengmonsters van drainwater dat afgevoerd werd gedurende de periode mei 1992 tot juni 1994 door drain B in Wassenaar. Aangetoonde concentratie is vet weergegeven

Periode van	Periode tot	Bemonsterings-ronde	Metamitron	Afvoer
01-05-92	20-05-92	1	<0,05	400
17-06-92	15-07-92	2	<0,05	210
15-07-92	08-09-92	3	<0,05	800
08-09-92	10-11-92	4	<0,05	1310
10-11-92	05-01-93	5	<0,05	1540
05-01-93	02-03-93	6	<0,05	1140
02-03-93	27-04-93	7	<0,1	890
27-04-93	25-06-93	8	<0,1	740
25-06-93	29-07-93	9	<0,05	450
29-07-93	10-10-93	10	**0,5**	1500
10-10-93	08-12-93	11	<0,05	1390
08-12-93	02-02-94	12	<0,05	1740
02-02-94	07-04-94	13	<0,1	1340
07-04-94	31-05-94	14	<0,05	1250
Gemiddelde			0,04 - 0,09	

< kleiner dan de aantoonbaarheidsgrens.

2.6.3 Waterbodem

In het bodemmateriaal van de onderzoekssloten werden naast de gehaltes van carbendazim, chloridazon, metamitron en prochloraz ook de gehaltes van chloorthalonil, deltamethrin, (es)-fenvaleraat en procymidon onderzocht.

In de waterbodem uit de onderzoeksloot in Wassenaar in 1992 en 1994 werden geen bestrijdingsmiddelen (in een concentratie hoger dan de aantoonbaarnheidsgrens) aangetroffen (tabel 11). In het bodemmateriaal van de onderzoeksloot in St. Maartensbrug werden in 1992 prochloraz en procymidon aangetroffen. Het gehalte van deze stoffen bedroeg 0,004 $mg.kg^{-1}$ (tabel 11). Dit gehalte is respectievelijk gelijk aan en 1,3 maal de aantoonbaarheidsgrens in bodemmateriaal. In 1994 werden geen bestrijdingsmiddelen aangetroffen in dit bodemmateriaal.

Tabel 11 Gehalte carbendazim, chloorthalonil, chloridazon, deltamethrin, (es)-fenvaleraat, metamitron, procymidon en prochloraz (mg.kg^{-1}) in waterbodem uit de onderzoeksloot bemonsterd in 1992 en in 1994 in Wassenaar en St. Maartensbrug. Aangetoonde gehaltes zijn vet weergegeven

Bestrijdingsmiddel	Wassenaar		St. Maartensbrug	
	mei 1992	juli 1994	april 1992	augustus 1994
carbendazim	<0,05	<0,005	<0,02	<0,005
chloorthalonil	<0,005	<0,005	<0,002	<0,005
chloridazon	<0,01	<0,003	<0,01	<0,002
deltamethrin	-	-	<0,01	<0,003
(es)-fenvaleraat	<0,01	<0,003	-	-
metamitron	<0,02	<0,003	<0,02	<0,002
prochloraz	<0,02	<0,005	**0,004**	<0,002
procymidon	<0,005	<0,002	**0,004**	<0,003

< kleiner dan de aantoonbaarheidsgrens.
- niet bepaald.

2.6.4 1,3-dichloorpropeen, 1,2-dichloorpropaan en 3-chloorallylalcohol

Metingen van de concentraties 1,3-dichloorpropeen, 1,2-dichloorpropaan en 3-chloorallylalcohol in sloot-, drain- en grondwater zijn uitsluitend uitgevoerd in Wassenaar, omdat toepassing van het grondontsmettingsmiddel dichloorpropeen alleen daar plaatsvond. In het sloot- en drainwater waren deze stoffen afwezig of waren de concentraties ervan altijd lager dan de aantoonbaarheidsgrens van deze stoffen in water, d.w.z. <0,1 of <0,2 mg.m^{-3}. In tabel 12 zijn de concentraties van de drie verbindingen in grondwater weergegeven als functie van de tijd. Ook in grondwater (bemonsterd op diepte 1,2-1,6 m - mv.) werden 1,3-dichloorpropeen en 1,2-dichloorpropaan niet aangetroffen. Korte tijd na de grondontsmetting werd, in tegenstelling tot 13 dagen voor de ontsmetting, 3-chloorallylalcohol gemeten in een concentratie tussen 0,6 en 3,0 mg.m^{-3} (grondwaternorm 0,1 mg.m^{-3}. Daarna daalde de concentratie in het grondwater langzaam tot beneden de aantoonbaarheidsgrens.

Tabel 12 Concentratie 1,3-dichloorpropeen, 1,2-dichloorpropaan en 3-chloorallylalcohol in grondwater (mg.m^{-3}) verzameld op verschillende tijdstippen voor en na de ontsmetting op 28-7-1992 aan de westzijde en aan de oostzijde van drain B. Aangetoonde concentraties zijn vet weergegeven. De blancosituatie was op 15-7-1992, 13 d voor de ontsmetting, vastgelegd. Tussen haakjes staat het aantal dagen na de ontsmetting.

Locatie t.o.v. drain	Stof	15-7-'92	8-9-'92 (42 d)	27-10-'92 (91 d)	15-12-'92	10-2-'93	22-4-'93
West	1,3-dichloorpropeen	<0,1	<0,1	<0,1	-	-	-
	1,2-dichloorpropaan	<0,2	<0,2	<0,2	-	-	-
	3-chloorallylalcohol	<0,2	**3,0**	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Oost	1,3-dichloorpropeen	<0,1	-	<0,1	-	-	-
	1,2-dichloorpropaan	<0,2	-	<0,2	-	-	-
	3-chloorallylalcohol	<0,2	**0,6**	<0,2	**0,4**	<0,2	<0,2

< kleiner dan de aantoonbaarheidsgrens.
- niet bepaald.

2.7 Bestrijdingsmiddelen en nutriënten in neerslag

Een van de wijzen waarop het oppervlaktewater kan worden verontreinigd is via de neerslag ('natte depositie'). In enkele recente studies werden residuen van bestrijdingsmiddelen in regenwater gemeten (Provincie Zuid-Holland, 1994). In dit onderzoek is op beperkte schaal geprobeerd inzicht te krijgen in het belang van natte depositie in bloembollenteeltgebieden. Daartoe werd in de periode voorjaar 1993 tot en met voorjaar 1994 neerslag opgevangen in opstellingen op of nabij de proeflocaties. Voor een beschrijving van de opvang-opstelling wordt verwezen naar de achtergrondrapportage. Het water in de opvangvaten werd wekelijks verzameld, mits er water was opgevangen. Chemische analyses werden uitgevoerd voor nutriënten (eenmalige bepaling op 22 december 1992 te Wassenaar; resultaat niet vermeld) en voor een selectie (op basis van toepassingsperiode) van een achttal bestrijdingsmiddelen (tabel 13).

Tabel 13 Concentraties van bestrijdingsmiddelen (mg.m^{-3}) in regenwater opgevangen te Wassenaar (vliegbasis Valkenburg) en St. Maartensbrug, in hun toepassingsperioden.

Middel	Wassenaar		St. Maartensbrug	
	Bemonsteringsperiode	Concentratie	Bemonsteringsperiode	Concentratie
chloridazon	14-04-93 tot 21-04-93	<0,05	3-05-93 tot 25-05-93	**0,11**
	21-06-93 tot 29-07-93	<0,05	23-07-93 tot 3-08-93	<0,05
	30-03-94 tot 7-04-94	<0,05	2-03-94 tot 16-04-94	**0,35**
	7-04-94 tot 14-04-94	<0,05	27-04-94 tot 19-05-94	**0,08**
	14-04-94 tot 26-04-94	<0,05		
metamitron	1-02-93 tot 14-04-93	<0,1	25-05-93 tot 2-06-93	<0,05
	25-06-93 tot 21-06-93	<0,05	7-07-93 tot 23-07-93	<0,05
	19-08-93 tot 24-08-93	<0,1	17-08-93 tot 24-08-93	<0,1
	7-09-93 tot 15-09-93	**0,3**	7-09-93 tot 15-09-93	<0,1
	29-09-93 tot 13-10-93	<0,1	28-09-93 tot 5-10-93	<0,1
carbendazim	27-04-93 tot 12-05-93	**0,3**	2-06-93 tot 8-06-93	**0,2**
	3-06-93 tot 25-06-93	<0,1	15-06-93 tot 23-06-93	**0,1**
	21-07-93 tot 29-07-93	<0,1	23-07-93 tot 3-08-93	<0,1
	24-08-93 tot 1-09-93	<0,1	24-08-93 tot 1-09-93	<0,1
	26-04-94 tot 10-05-94	<0,05	1-09-93 tot 7-09-93	<0,1
	10-05-94 tot 19-05-94	<0,05	30-03-93 tot 13-04-93	**0,1**
			27-04-94 tot 19-05-94	<0,05
prochloraz	21-04-93 tot 27-04-93	<0,1	25-05-93 tot 2-06-93	<0,05
	3-06-93 tot 25-06-93	<0,1	7-07-93 tot 23-07-93	<0,1
	25-06-93 tot 21-07-93	<0,1	10-08-93 tot 17-08-93	<0,1
	29-07-93 tot 19-08-93	<0,07	21-09-93 tot 28-09-93	<0,1
	22-09-93 tot 29-09-93	<0,1	5-10-93 tot 12-10-93	<0,1
	29-09-93 tot 13-10-93	<0,1	13-04-94 tot 27-04 94	**0,08**
procymidon	12-05-93 tot 3-06-93	<0,02		
	2-02-94 tot 8-03-94	<0,1		

Tijdens een speciaal controle-experiment (najaar 1993) in de buitenlucht (Wageningen) werd onderzocht of tijdens de hele procedure van opvangen (1 week), behandelen en bewaren van het water verliezen optraden voor vijf bestrijdingsmiddelen in het meetprogramma. Van de middelen chloridazon, metamitron, carbendazim en prochloraz werd 57 tot 93% van de beginconcentratie teruggevonden. Van het fungicide chloorthalonil werd bij het controleexperiment minder dan 2% van de beginconcentratie teruggevonden. Gezien het apolaire karakter van chloorthalonil is het mogelijk dat adsorptie aan de wanden van het opvangvat en van de flessen optrad. Ook zou vervluchtiging op kunnen treden als het (slecht oplosbare) middel zich in het grensvlak water/lucht ophoopt. Ook de insecticiden deltamethrin en (es)fenvaleraat zijn sterk apolair; hun oplosbaarheid in water is zeer gering. Verder onderzoek en methodiekontwikkeling zijn nodig om voor dergelijke bestrijdingsmiddelen de concentraties in de neerslag te kunnen bepalen.

In 19% van de analyses werden in neerslag verzameld in Wassenaar en St. Maartensbrug bestrijdingsmiddelen aangetoond. Van de herbiciden werd chloridazon in St. Maartensbrug driemaal gemeten (in de vier meetperioden). Metamitron werd in één meetperiode (van de vijf) te Wassenaar gemeten. Het traject van de meetbare concentraties liep van ca. 0,1 tot 0,3 $\mu g.l^{-1}$. In de meeste neerslagmonsters (bijna 80%) lagen deze herbiciden beneden de bepalingsgrens. Van de fungiciden werd carbendazim in vier van de dertien perioden gemeten, in het traject van 0,1 tot 0,3 $\mu g.l^{-1}$.

In bijna 70% van de neerslagmonsters lag de concentratie van dit middel beneden de bepalingsgrens van omstreeks 0,1 $\mu g.l^{-1}$. Prochloraz werd slechts éénmaal aangetoond (te St. Maartensbrug) in de relatief lage concentratie van 0,8 $\mu g.l^{-1}$. In meer dan 90% van de monsters lag de concentratie van prochloraz beneden de bepalingsgrens. Gelet op de resultaten van het controle-experiment kunnen geen uitspraken worden gedaan over chloorthalonil en de synthetische pyrethroïden deltamethrin en (es)fenvaleraat. De gemeten waarden komen qua orde van grootte redelijk overeen met recente waarnemingen in Zuid-Holland (Provincie Zuid-Holland, 1994). Het betreft hier echter andere stoffen.

De opstellingsplaats van de opvangvaten kan aanzienlijke invloed hebben op de gemeten concentratie-niveaus. In de huidige studie stonden deze vaten op enkele tientallen meters (St. Maartensbrug) of op ca. 1 kilometer (Wassenaar) vanaf behandelde bloembollenvelden. Bij plaatsing van de opvangvaten dichtbij de behandelde percelen kan depositie van spuitdrift in de opvangtrechters plaatsvinden. Het betreft dan meer een totale depositiemeting in de directe omgeving van een veld. De hogere waarden die in enkele andere studies soms zijn gemeten kunnen samenhangen met het feit dat de opvangvaten dichtbij de percelen waren opgesteld.

De bijdrage van de concentratie in de neerslag aan de verontreiniging van waterlopen met bestrijdingsmiddelen kan worden vergeleken met de bijdrage door overwaaien van spuitvloeistof bij de toepassing op de percelen. Bij de hoogst gemeten concentratie van ca. 0,2 $\mu g.l^{-1}$ in 15 mm neerslag is de bijdrage aan de concentratie van het slootwater (bij 0,25 m diepte) van de orde van 0,03 $\mu g.l^{-1}$. Het overwaaien van spuitvloeistof kan een bijdrage leveren van 1,0 $\mu g.l^{-1}$ en (aanzienlijk) hoger. De bijdrage

van een bestrijdingsmiddel in regenwater aan de concentratie ervan in waterlopen is dus relatief klein.

2.8 Overwaaien van bestrijdingsmiddelen naar waterlopen bij bespuitingen

Eén van de mogelijke routes van verontreining van waterlopen is overwaaien van spuitvloeistof (spuitdrift) bij de toediening. In het Meerjarenplan Gewasbescherming (Ministerie van LNV, 1991) wordt verondersteld dat overwaaien één van de belangrijkste routes is. Tevens worden schattingen gegeven van de mate waarin overwaaien optreedt in verschillende toepassingssituaties. Deze schattingen zijn echter gebaseerd op zeer weinig metingen.

In drie veldproeven in de bloembollenteelt, bij bespuitingen met twee bestrijdingsmiddelen (nl. esfenvaleraat en chloridazon) en één kleurstof (nl. briljant sulfoflavine), werd de depositie in de directe omgeving van de velden en op de nabij gelegen waterloop onderzocht. Voor een gedetailleerde beschrijving van de proefomstandigheden wordt verwezen naar de achtergrondrapportage.

De extractie van het insecticide esfenvaleraat vanaf stroken aluminium-folie en filtreerpapier was volledig en nam weinig af in de tijd. De extractie van het herbicide chloridazon vanaf filteerpapier leverde 80% recovery en ook deze vertoonde weinig afname in de tijd. De hoeveelheid kleurstof briljant sulfoflavine die werd aangebracht op filteerpapier en overheadsheets werd vrijwel volledig teruggevonden bij de metingen.

In de eerste proef te Wassenaar werd het insekticide esfenvaleraat toegediend met een standaard veldspuit in een gewas lelies, bij een gemiddelde windsnelheid van 4 m/s. Langs het perceel lag een 4-5 m breed rijpad. De toepasser vond de windsnelheid eigenlijk te hoog voor bespuiting.

De depositie op de benedenwindse slootrand (op 4 m brede afstand) was gemiddeld 0,6% van de dosering en die op het wateroppervlak was gemiddeld minder dan 0,3%. De concentraties gemeten in de waterloop bij de eerste proef te Wassenaar waren meestal niet aantoonbaar (<0,05 $\mu g.l^{-1}$). Het grotendeels niet bespuiten van de 4,5 m brede rijstrook langs de waterloop is vermoedelijk de belangrijkste oorzaak geweest van deze relatief lage verontreiniging. Bovendien zal bij deze windsnelheid een deel van de spuitvloeistof over de sloot heen zijn gewaaid.

Metingen voor esfenvaleraat op roestvrij-stalen gaascilinders, opgehangen op 2,5 m hoogte achter de waterloop, geven aan dat er een duidelijk transport van bestrijdingsmiddel via de lucht over grotere afstanden plaatsvindt. Het is nog niet goed mogelijk om deze hoeveelheid te kwantificeren.

In de tweede proef te Wassenaar werd het herbicide chloridazon toegepast met een standaard veldspuit op een perceel tulpen. De windsnelheid bedroeg gemiddeld 7 $m.s^{-1}$. Bij deze omstandigheden wordt door de toepassen nooit gespoten. Echter,

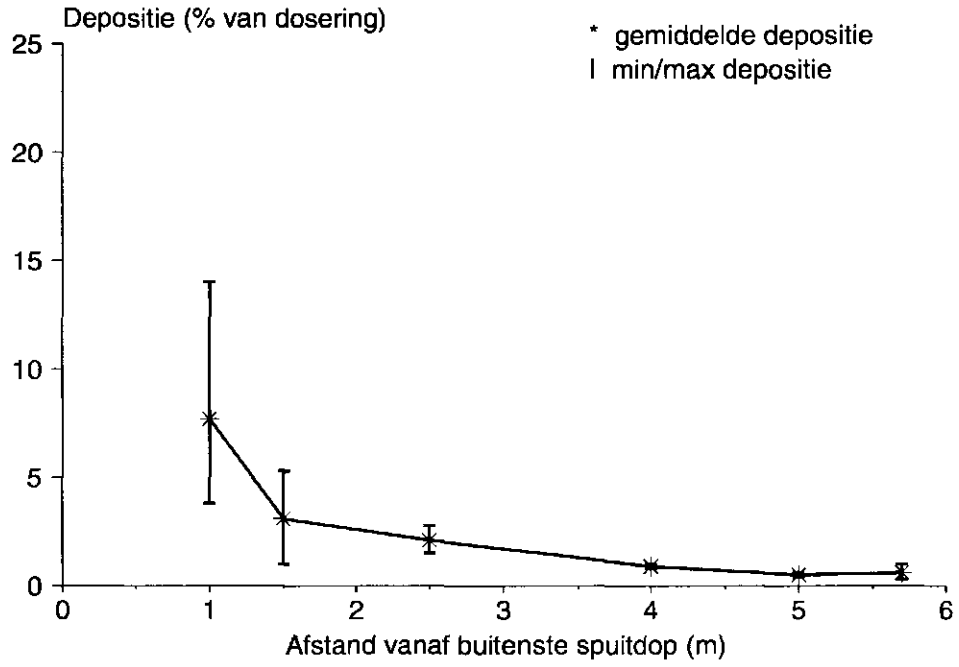


Fig. 15 Depositie van chloridazon op de bodem naast het veld en op het oppervlaktewater op verschillende afstanden tot de laatste spuitdop in de tweede proef te Wassenaar

terwille van het onderzoek werd een bespuiting toch uitgevoerd. De deposities gemeten op de bodem naast het veld en op het wateroppervlak zijn weergegeven in fig. 15) De depositie van chloridazon nam in de eerste 1,5 m naast het gewas relatief sterk af; daarbuiten was de afname meer geleidelijk. Op de slootrand (afstand 4 m) was de depositie 0,9% en op het wateroppervlak omstreeks 0% van de dosering. Kort na de bespuiting in de tweede proef te Wassenaar lag de concentratie chloridazon gemeten in het water (13,5 $\mu g.l^{-1}$) duidelijk hoger dan de concentratie (2,2 $\mu g.l^{-1}$) berekend op basis van de depositie. Dit is mogelijk het gevolg van een nog onvolledige menging met het slootwater. Op één dag na de toepassing lag de gemeten concentratie (1,4 $\mu g.l^{-1}$) wat lager dan de berekende.

In de proef te St. Maartensbrug werd de kleurstof briljant sulfoflavine verspoten met een standaard veldspuit op een strook tulpen. De gemiddelde windsnelheid bedroeg omstreeks 4 m/s. Ook in deze situatie was een 3-4 m brede rijstrook naast de watergang aanwezig.

Er was een geleidelijke afname van de depositie bij toename van de afstand vanaf de buitenste spuitdop (fig. 16). Op de slootrand op 3 m afstand was de depositie per oppervlak 2,1% van de dosering en op het wateroppervlak op omstreeks 5 m afstand was de depositie 0,7%.

In de eerste proef te Wassenaar en de proef te St. Maartensbrug was de depositie gemeten op het veld lager dan de berekende dosering: resp. 70 à 75% en 81%. Dit kan men verwachten als een deel van de spuitvloeistof verwaait. Voor de tweede proef te Wassenaar werd echter 102% van de berekende dosering op het veld gemeten; de oorzaak hiervan is niet bekend.

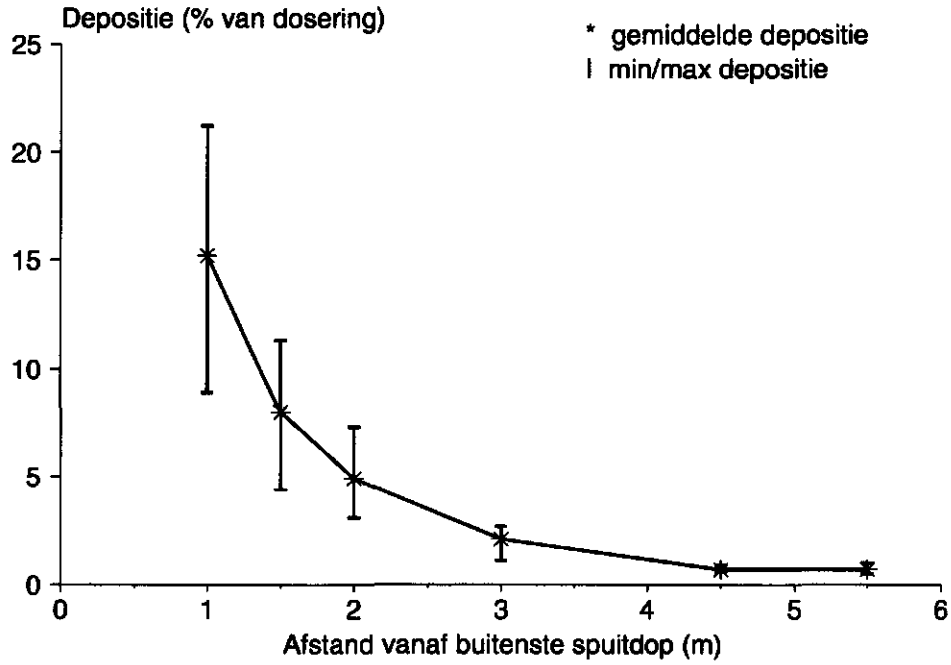


Fig. 16 Depositie van briljant sulfoflavine op de bodem naast het veld en op het oppervlaktewater op verschillende afstand tot de laatste spuitdop in de proef te St. Maartensbrug

Een bijzonderheid bij deze veldproeven is dat er een vrij brede rijstrook ligt tussen het bespoten perceel en de waterloop. Hierdoor kan de toepasser met de bespuiting op duidelijke afstand van de waterloop blijven. Onder deze omstandigheden (brede rijstrook, veel wind) werd voor de depositie per eenheid wateroppervlak de streefwaarde van 0,2% van de dosering op het perceel overschreden. In de bloembollenteelt komen echter vaak situaties voor waarbij de gewassen dichter bij de waterlopen staan. Verwacht mag worden dat in dergelijke situaties meer depositie op het wateroppervlak plaatsvindt.

De resultaten van deze veldproeven zijn mede benut om het rekenmodel IDEFICS voor de overwaaiing van spuitdruppeltjes (Van de Zande et al., 1995) te valideren.

2.9 Evaluatie van emissieroutes voor bestrijdingsmiddelen

Wanneer de bovenstaande onderzoeksresultaten voor emissies van bestrijdingsmiddelen worden vergeleken, valt op dat de emissies via bodemroutes en via natte depositie gemiddeld genomen slechts in beperkte mate bijdragen aan de belasting van het oppervlaktewater. De bijdrage aan de oppervlaktewaterbelasting door spuitdrift blijkt op grond van de hier gerapporteerde proefnemingen, alsook van andere experimenten en modelberekeningen, aanzienlijk groter te kunnen zijn (Van de Zande et al., 1995).

Ook de afspoeling van bestrijdingsmiddelen vanuit (de omgeving van) bedrijfsgebouwen lijkt van belang voor de belasting van oppervlaktewater. Het Hoogheemraad-

schap van Rijnland (HHR) en het RIVM hebben in de periode 1990 t/m 1992 onderzoek uitgevoerd naar de kwaliteit van het oppervlaktewater in het beheersgebied van HHR, de kwaliteit van het oppervlaktewater in intensieve tuinbouwgebieden (o.a. de Bloembollenstreek) en de kwaliteit van ingelaten Rijnwater (Baumann et al., 1991). In dit onderzoek werden ook metingen verricht aan carbendazim. In tegenstelling tot Rijnwater, werd in polderwater in de bloembollenstreek regelmatig (78% van de monsters) carbendazim aangetroffen in concentraties van <0,1 tot 46,9 $\mu g.l^{-1}$.

Opvallend is dat met name in de wintermaanden (september-december) de hoogste concentraties werden aangetroffen en dat deze vooral werden waargenomen nabij de bedrijfsgebouwen en in veel mindere mate in de perceelsloten. Wanneer de gemeten carbendazim-concentraties worden vergeleken met die aangetroffen in het hier gerapporteerde onderzoek aan 'Emissies van bestrijdingsmiddelen en nutriënten in de bloembollenteelt' blijkt dat in de perceelsloten vergelijkbaar (lage) waarden in vergelijkbaar (lage) frequenties worden gevonden. De hogere carbendazim-concentraties nabij de bedrijfsgebouwen in de RIVM/HHR-studie kunnen niet vergeleken worden met die van het hier gerapporteerde onderzoek, omdat er op de onderzoekslocaties te Wassenaar en St. Maartensbrug geen lozingen waren vanuit de bedrijfsgebouwen naar de onderzoeksloot. Deze gegevens wijzen op een belangrijke emissieroute vanuit (de omgeving van) de bedrijfsgebouwen, vermoedelijk in relatie tot de bolontsmetting. Experimentele gegevens van het Zuiveringsschap West Overijssel ondersteunen dit vermoeden.

2.10 Inundatie

Inundatie van bloembollenpercelen wordt in toenemende mate toegepast in de zomermaanden, vooral in Noord-Holland, ter bestrijding van bodemziekten, onkruiden en opslag. Deze teeltmaatregel kan worden beschouwd als een alternatief voor de chemische grondontsmetting met fumigantia (o.a. 1,3-dichloorpropeen). Toepassing van inundatie gaat, ondanks het afsluiten van de drains, onvermijdelijk gepaard met extra watertransport door het bodemprofiel. De omvang van deze extra waterflux hangt o.a. samen met de opbouw van het bodemprofiel.

Van verschillende zijden is het vermoeden geuit dat onder invloed van dit extra watertransport meer uitspoeling van meststoffen en bestrijdingsmiddelen zou (kunnen) optreden. Om dit vermoeden te kunnen toetsen, is in het veldonderzoek extra aandacht geschonken aan de hydrologie tijdens en na inundatie van een perceel op de proeflocatie te St. Maartensbrug. Tevens werd op verschillende dieptes de redoxpotentiaal van de bodem gemeten en werden de concentraties van enkele nutriënten bepaald in het bodemvocht en het grondwater (Groenendijk et al., 1997).

Na inundatie in de zomer van 1992 bleek dat de gemeten hoeveelheid drainafvoer (veel) te laag was voor een volledig verzadigd profiel. Er werd luchtinsluiting geconstateerd. Ongeveer twee weken na de start van de inundatieperiode was de bodem volledig anaëroob. Het verloop van de redoxpotentiaal op 30 cm -mv, dat hoger ligt dan dat op 15 cm - mv. en 50 cm - mv., stemt overeen met de waarneming dat na inundatie een relatief grote hoeveelheid ingesloten lucht in het profiel aanwezig blijft

(Pankow et al., 1995). Uit het profiel opstijgende luchtbellen zijn bemonsterd en geanalyseerd met de gaschromatograaf. De luchtbellen bevatten voor 67% (v/v) methaangas, voor 30% (v/v) N_2 en voor 3% (v/v) CO_2, O_2, en andere gassen. Deze gegevens bevestigen de anaërobie van de ingesloten bodemlucht.

Ook de nutriëntengehalten van het inundatiewater, met name de NH_4-N- en NO_3-N-concentraties, vormen een bevestiging van dit beeld. Onder anaërobe omstandigheden neemt door omzetting of afbraak van organische N de ammoniak-concentratie toe, omdat omzetting naar NO_3-N niet kan plaatsvinden. Geconcludeerd wordt dat bij inundatie een relatief grote hoeveelheid ingesloten lucht in het profiel aanwezig blijft. Desondanks wordt in het profiel snel een situatie van volledige anaërobie gerealiseerd. De verwachte gevolgen hiervan voor de uitspoeling van meststoffen en bestrijdingsmiddelen worden elders in dit rapport (hoofdstuk 4) besproken.

3 Modelonderzoek

3.1 Inleiding

In hoofdstuk 2 is een overzicht gegeven van de gemeten emissies naar grond-, drain- en oppervlaktewater als gevolg van toepassingen van bestrijdingsmiddelen en meststoffen op een tweetal bloembollenteeltbedrijven. Om deze gegevens te kunnen extrapoleren naar bedrijven op zandgrond met een ander bodemprofiel of een andere bedrijfsvoering, naar regio's in plaats van percelen of naar andere weerjaren, en om de emissiegevolgen te kunnen beoordelen van wijzigingen in de teeltvoering, zijn betrouwbare simulatiemodellen van de emissies noodzakelijk.

In het kader van deze studie zijn simulatiemodellen die het watertransport door de bodem (SWAP93; Belmans et al., 1983; Feddes et al., 1988) en de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen (TRANSOL; Kroes en Rijtema, 1996) en nutriënten (ANIMO, Groenendijk en Kroes, 1997) beschrijven, getoetst en gecalibreerd. Voor deze toetsing en calibratie werden gegevens gebruikt uit de veldproeven (hoofdstuk 2). Invoergegevens zijn gemeten in speciaal daarvoor uitgevoerde laboratoriumstudies en andere zijn verzameld uit de literatuur en uit andere gegevensbronnen.

De resultaten van dit toetsingsonderzoek geven aan in hoeverre de modellen en gegevensbestanden betrouwbaar zijn en welke gevolgen eventuele onnauwkeurigheden (kunnen) hebben voor de modeluitkomst.

Het modelonderzoek binnen dit project heeft zich beperkt tot de uitspoeling via bodemroutes. In een ander onderzoeksproject is aandacht geschonken aan de bouw en validatie van een model (IDEFICS) dat de 'drift'emissie van over gewassen gespoten bestrijdingsmiddelen naar oppervlaktewater beschrijft (Van de Zande et al., 1995). Daarvoor werden — naast vele andere — ook de in hoofdstuk 2 gerapporteerde gegevens van dit project gebruikt. Er is thans nog geen adequaat model beschikbaar dat de emissie van bestrijdingsmiddelen en meststoffen naar de lucht en de daaruit voortvloeiende 'natte' depositie beschrijft.

3.2 Toetsing en calibratie van het hydrologische model SWAP93

Voor de simulatie van de waterhuishouding is gebruik gemaakt van het model SWAP93. Dit model beschrijft de waterhuishouding in de onverzadigde zone en de watergerelateerde gewasgroei (Belmans et al., 1983; Feddes et al., 1978). Voor een gedetailleerde beschrijving van het model wordt verwezen naar Dijkstra et al. (1997). De benodigde invoergegevens voor het model zijn:
— waterretentie- en -doorlatendheidskarakteristieken;
— meteogegevens (o.a. neerslag, temperatuur);

— gewasgegevens (o.a. bewortelingsdiepte, bodembedekking);
— en gegevens over grondwaterstanden, kwel- resp. wegzijging.

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

3.2.1 St. Maartensbrug

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 simulatie van de grondwaterstand vertoont een lichte afwijking van de gemeten grondwaterstanden. Dit geldt vooral voor een periode in september 1993, een periode met hoge neerslag (fig. 17 en fig. 18).

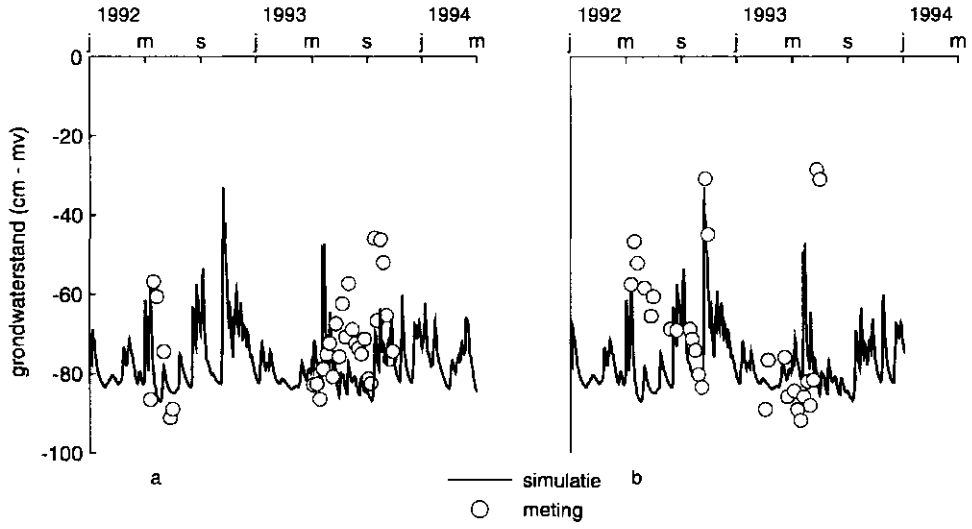


Fig. 17 Verloop van de gemeten en berekende grondwaterstand in perceel 1(a) en 2(b) op het proefbedrijf de Noord

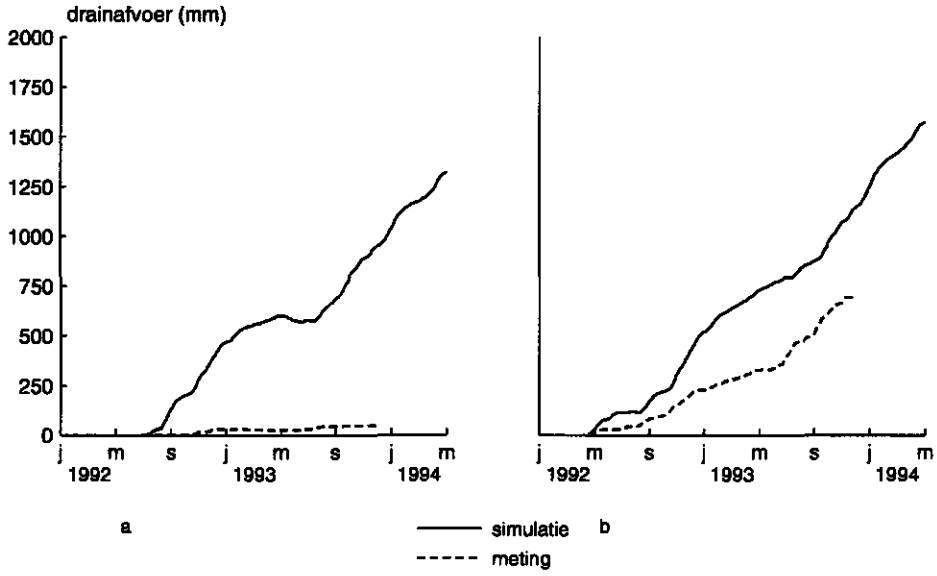


Fig. 18 Cumulatief verloop van de berekende en gemeten slootafvoer (a) en de berekende en gemeten afvoer van drain 1 (b) op proefbedrijf de Noord

De gesimuleerde slootafvoer is berekend als het gemiddelde van de gesimuleerde afvoer van beide onderzoekdrains, er van uitgaande dat beide drains representatief zijn voor de helft van het perceel waarbinnen zij zijn gelegen. In fig. 18a is te zien dat de berekende lijn de gemeten lijn redelijk goed benadert. De berekende totale afvoer is groter dan de gemeten afvoer. Voor een deel wordt dit verschil verklaard door enkele storingen in de meetapparatuur. Ook is in juni 1993 bij een zeer hoog slootwaterpeil (na overvloedige regenval) water direct over de damwand gestroomd. Uit een nadere analyse van de gegevens blijkt dat de metingen de werkelijk afvoer enigszins onderschatten, maar dat de berekeningen de werkelijke afvoer met ca. 50 mm per jaar overschatten. De orde van grootte van de berekeningsfout van het model bedraagt ca. 10%. Het effect van deze 'fout' op de uitspoelingsberekeningen is gering.

Zowel bij drain 1 als bij drain 2 is de meting geringer dan de berekening (fig. 18b). Deze onderschatting trad met name op in de periode september t/m november 1993 en is voor een deel verklaarbaar door storingen in de meetapparatuur. Ook wordt een verklaring gezocht in de onnauwkeurigheid van de (geschatte) beregeningscijfers en/of het optreden van oppervlakkige afstroming. De berekende waterbalans wordt weergegeven in tabel 14.

Tabel 14a Gesimuleerde waterbalans (mm) van het bodemprofiel in 1992 op het proefbedrijf 'De Noord' voor tulpen en lelies

Aanvoer	Profiel 1 (tulpen)	Profiel 2 (lelies)	Afvoer	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 14b Gesimuleerde waterbalans (mm) van het bodemprofiel in 1993 op het proefbedrijf 'De Noord' voor lelies en tulpen

Aanvoer	Profiel 1 (lelies)	Profiel 2 (tulpen)	Afvoer	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	996
Totaal	1252	1031	Totaal	1223	996
Bergingsverschil				29	35

3.2.2 Wassenaar

Het bloembollenbedrijf in Wassenaar waar het veldonderzoek heeft plaatsgevonden, ligt direct achter de duinen. De onderzoekspercelen worden gekarakteriseerd door kwel en door horizontaal transport van grondwater. Voor een geohydrologische schematisering van de grondwaterstroming en afvoer op het bedrijf te Wassenaar wordt verwezen naar de achtergrondrapportage. Rekening houdend met de verschillen in bodem-, en gewaskarakteristieken en meteo-gegevens heeft calibratie van het model SWAP93 plaatsgevonden (fig. 19 en fig. 20).

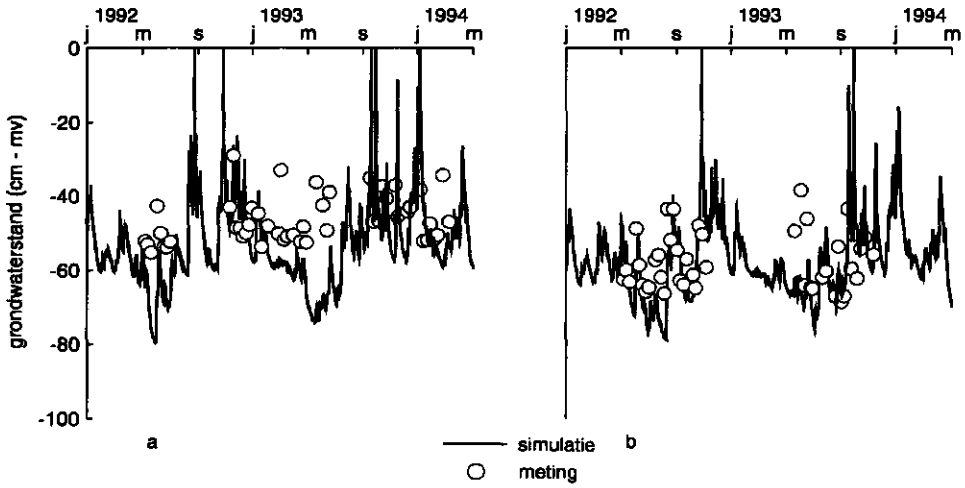


Fig. 19 Verloop van de gemeten en berekende grondwaterstand op het bloembollenbedrijf te Wassenaar (a = perceel A; b = perceel B)

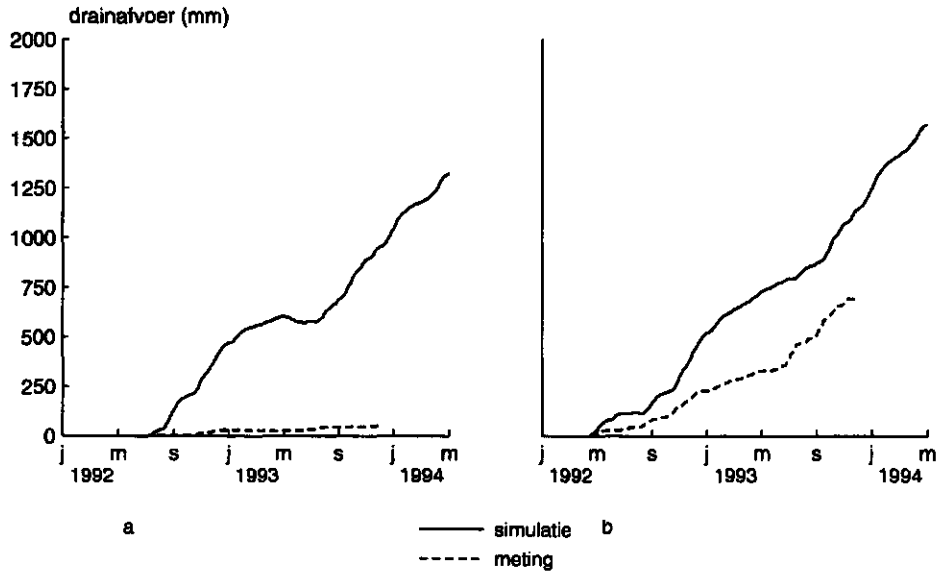


Fig. 20 Cumulatief verloop van de gemeten en berekende drainafvoer op het bloembollenbedrijf te Wassenaar (a = drain A; b = drain B)

De berekende gemiddelde grondwaterstand bedraagt 49 cm - mv. voor perceel A, 56 cm - mv. voor perceel B. Het verschil tussen de gemiddelde grondwaterstand en het effectieve drainniveau bedraagt slechts 6-7 cm. De berekende grondwaterstand van beide percelen vertonen een grotere fluctuatie dan het gemeten verloop. Dit is waarschijnlijk te verklaren uit de pF-curves. De hoge berekende pieken rond september 1993 worden veroorzaakt door enkele forse regenbuien. De berekende drainafvoer is voor perceel A veel groter dan de gemeten afvoer. De registratie door de meetapparatuur van de waterafvoer uit drain A is onwaarschijnlijk laag. Voor de toetsing van het hydrologische model heeft het veldonderzoek geen goede gegevens opgeleverd. Bij veld B is een hogere cumulatieve afvoer gemeten. Dit is naar verwachting omdat veld B dichterbij de duinen is gelegen en er meer kwel optreedt. (fig. 21).

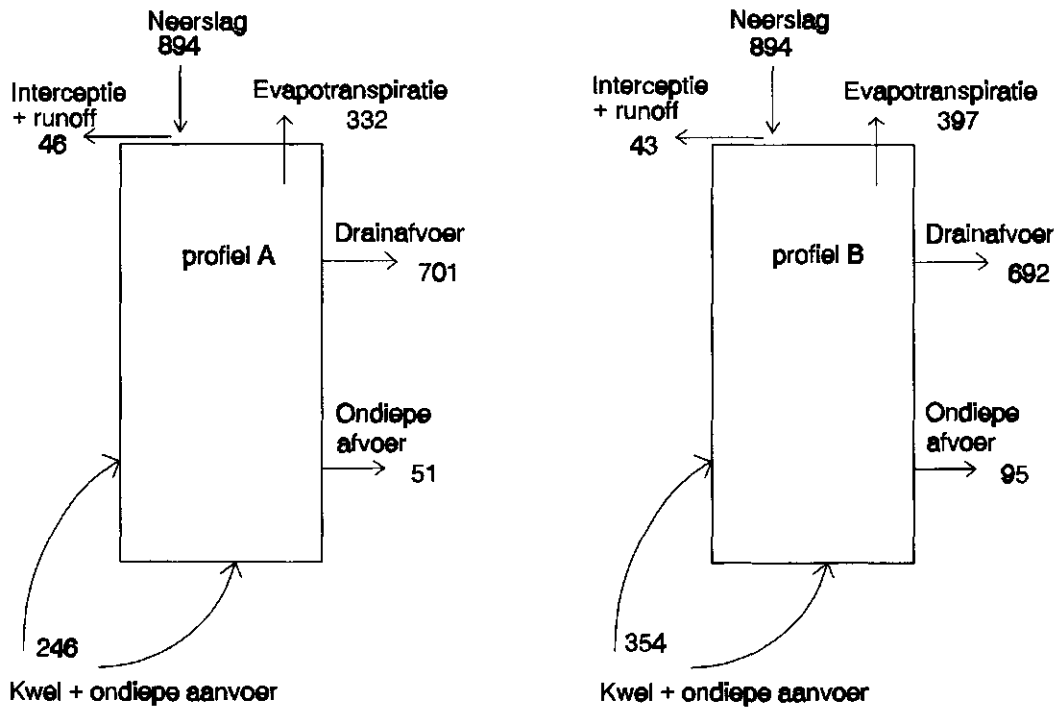


Fig. 21 Schema van de gemiddelde berekende waterbalanstermen (mm.jr^{-1}) over 1992 en 1993 van de profielen A en B op het bloembollenbedrijf te Wassenaar

3.3 TRANSOL, het model voor de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen

De uitspoeling van bestrijdingsmiddelen naar grond- en oppervlaktewater is berekend met het model TRANSOL (Kroes en Rijtema, 1996). Het model is vergelijkbaar met het in het toelatingsbeleid gehanteerde model PESTLA voor wat betreft formuleringen voor het transport, de omzetting en de adsorptie van bestrijdingsmiddelen in de onverzadigde zone. Alleen de numerieke oplossingswijzen verschillen van elkaar.

Een modelvergelijking van PESTLA en TRANSOL heeft uitgewezen (Kroes en Boesten, 1992) dat de modeluitkomsten in zeer grote mate overeenstemmen m.u.v. het concentratietraject < 0,1 $\mu g.l^{-1}$. Het model vraagt invoergegevens over de hydrologie (de uitvoer van SWAP93), over netto hoeveelheden en toedieningstijdstippen van stoffen, en over perceelsspecifieke en stofspecifieke parameters (o.a. de bindings- en omzettingskarakteristieken K_{om} en DT_{50}). De netto hoeveelheden bestrijdingsmiddelen zijn gebaseerd op of afgeleid van de op de bedrijven bijgehouden boekhoudingen.

3.3.1 Laboratoriumonderzoek aan adsorptie en omzetting van enkele bestrijdingsmiddelen

Voor berekeningen betreffende het transport naar het diepere grondwater en naar waterlopen zijn o.a. (invoer)gegevens nodig over de adsorptie en de omzettingssnelheid van bestrijdingsmiddelen in de grondwaterzone onder bloembollenvelden. Dergelijke gegevens van middelen zijn eveneens onontbeerlijk voor de toetsing en calibratie van het uitspoelingsmodel TRANSOL.

Van een drietal voorbeeldstoffen (metamitron en de omzettingsproducten 3-chlooral-lyl-alcohol en HTI van 1,3-dichloorpropeen en chloorthalonil) werden in een laboratorium-onderzoek gegevens verzameld over adsorptie en omzetting in de bouwvoor en in waterverzadigd ondergrondmateriaal van de locaties te Wassenaar en St. Maartensbrug. Deze middelen werden gekozen vanwege o.a. hun belang voor de bloembollensector en hun potentiële uitspoelingsrisico en vanwege het ontbreken van nauwkeurige adsorptie- en omzettingsgegevens.

De omzettingsnelheid van metamitron en HTI werd gemeten in bouwvoormateriaal uit Wassenaar en St. Maartensbrug bij 15 °C. Metamitron bleek zeer snel te worden omgezet: na 10 dagen was er nog slechts 2-10% over (fig. 18 voor de geschatte DT_{50}-waarden). De snelle omzetting is vermoedelijk te wijten aan versnelde omzetting ten gevolge van het frequente gebruik van dit middel op de betreffende percelen. HTI werd in het bouwvoormateriaal uit Wassenaar en St. Maartensbrug slechts zeer traag omgezet (fig. 18). De DT_{50}-waarden van HTI zijn gemeten in een laboratoriumstudie die ongeveer 250 dagen duurde; de afname van HTI was pas waar te nemen in de periode 100-250 dagen. In het algemeen wordt ervan uitgegaan dat de microbiële activiteit in een laboratoriumstudie gedurende 100 dagen op een aanvaardbaar niveau blijft en dat daarna deze activiteit lager wordt waardoor de omzettingssnelheid meestal trager wordt dan onder veldomstandigheden. Deze DT_{50}-waarden worden toch gebruikt voor de modeltoets bij gebrek aan betere informatie. De sorptie van metamitron en HTI werd gemeten via schudexperimenten bij 15 °C. Op basis hiervan werden de K_{om}-waarden geschat (tabel 15). Hieruit blijkt dat de sorptie van HTI ongeveer vijf maal zo sterk is als die van metamitron. De relatief hoge sorptie van HTI was een verrassing: in de evaluaties t.b.v. het toelatingsbeleid is er in het verleden vanuit gegaan dat de K_{om} van HTI dicht bij 0 lag (Sparenburg en Linders, 1991).

De omzettingssnelheid van metamitron en chloorallylalcohol werd gemeten in waterverzadigde ondergrondmaterialen uit Wassenaar en St. Maartensbrug. De materialen

werden verzameld op een diepte van omstreeks 2 m met een speciaal ontwikkelde zuig-persboor; hiermee blijft luchttoetreding tot een minimum beperkt. In het lab werden incubatiestudies uitgevoerd bij 10 °C. Hierbij werden ook de redoxpotentiaal en pH gevolgd.

De omzetting van metamitron in het ondergrondmateriaal uit Wassenaar verliep in de eerste twee maanden relatief langzaam. Daarna verliep de omzetting wat sneller, met aanzienlijke verschillen tussen de incubatievaten.

Tabel 15 K_{om}-waarden ($l.kg^{-1}$) en DT_{50} (d) van HTI en metamitron in de bovengrond zoals ze bepaald zijn monsters van de bedrijven te St. Maartensbrug en Wassenaar

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

Via regressie werd een halfwaardetijd berekend van 38 dagen. In het ondergrondmateriaal uit St. Maartensbrug vond vanaf het begin duidelijke omzetting van metamitron plaats. Na 44 dagen was er nog gemiddeld 25% over. Daarna leek de snelheidscoefficiënt voor de omzetting af te nemen. Over de hele proefduur werd via regressie een halfwaardetijd van 33 dagen geschat. Op basis van deze metingen is als invoergegevens een halfwaardetijd van metamitron van 35 dagen bij 10 °C gehanteerd voor beide ondergrondmaterialen.

De omzetting van de (Z)- en (E)-isomeren van chloorallylalcohol in beide ondergrondmaterialen verliep zeer snel: de schattingen voor de DT_{50} liepen uiteen van minder dan 1 tot 2 dagen. Na 2 tot 4 dagen was al 90% omgezet. Als invoergegevens is een DT_{50} van 1 dag bij 10 °C gebruikt voor beide ondergrondmaterialen.

De omzetting van HTI in waterverzadigde ondergrondmaterialen is niet gemeten. Er is een aanwijzing dat de hydrolyse van HTI slechts traag verloopt. Verder is er geen indicatie voor een bijzonder omzettingsmechanisme in de grondwaterzones. In de berekeningen wordt daarom aangenomen dat er geen omzetting van HTI in de grondwaterzone plaatsvindt.

De sorptie van chloorallylalcohol en metamitron aan de waterverzadigde ondergrondmaterialen werd gemeten via schudexperimenten bij 10 °C. De sorptie van chloorallylalcohol bleek zeer zwak te zijn: de geschatte K_d voor beide materialen bedroeg 0,02 $l.kg^{-1}$ hetgeen praktisch gelijk is aan nul. De sorptie van metamitron bleek zwak: voor Wassenaar werd een K_d van 0,07 $l.kg^{-1}$ gemeten en voor St. Maarstensbrug 0,22 $l.kg^{-1}$.

3.3.2 Calibratie en toetsing van TRANSOL

Het modelonderzoek naar uitspoeling had twee doelen: (i) TRANSOL toetsen voor de stoffen uit het modelonderzoek (metamitron, HTI en chloorallylalcohol) en (ii) TRANSOL calibreren voor de niet-modelstoffen die wel in het drainwateronderzoek betrokken waren (chloridazon en carbendazim). Voor de modeltoetsing werden de invoergegevens geschat uit de literatuur en/of uit laboratoriummetingen (tabel 15; voor chloorallylalcohol tabel 16). Deze invoergegevens werden verder niet aangepast om optredende verschillen tussen gemeten en berekende resultaten kleiner te maken. Voor de modelcalibratie werden de invoergegevens K_{om} en DT_{50} aangepast, zoveel mogelijk binnen het traject van de literatuurgegevens (tabel 16) met als doel een zo goed mogelijke beschrijving van de gemeten resultaten te verkrijgen. Deze gecalibreerde waarden werden ook gebruikt in de scenarioberekeningen.

In de figuren 22 en 23 staan de gemeten en berekende massa van metamitron en de gemeten en berekende concentraties in het drainwater voor de bedrijven te St. Maartensbrug, profiel 1 (fig. 22) en Wassenaar, veld B (fig. 23). De toetsing voor metamitron werd sterk bepaald door de zeer snelle omzetting van deze stof (in het laboratorium werden DT_{50}-waarden van 2 à 3 dagen gemeten in de bouwvoormaterialen uit St. Maartensbrug en Wassenaar). De vergelijking van totale teruggevonden hoeveelheden in de fig. 22b. en 23b. geeft aan dat het model een redelijk goede verklaring geeft van de persistentie van de stof. Het model overschatte echter de omzetting op concentratieniveaus van 0,01 tot 0,1 $kg.ha^{-1}$. In het drainwater berekende het model dat de concentratie steeds onder 0,01 $\mu g.l^{-1}$ bleef, terwijl er in de periode aug.-okt. 1993 zowel in St. Maartensbrug 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 St. Maartensbrug lagen de gemeten concentraties steeds onder de detectiegrens (<0,05 $\mu g.l^{-1}$). Deze resultaten geven aan dat het model de uitspoeling van metamitron in het algemeen redelijk goed verklaarde, maar dat het model in één periode de concentratie van metamitron onderschatte.

Tabel 16 K_{om}-waarden ($l.kg^{-1}$) en DT_{50} (d) in de bovengrond 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)

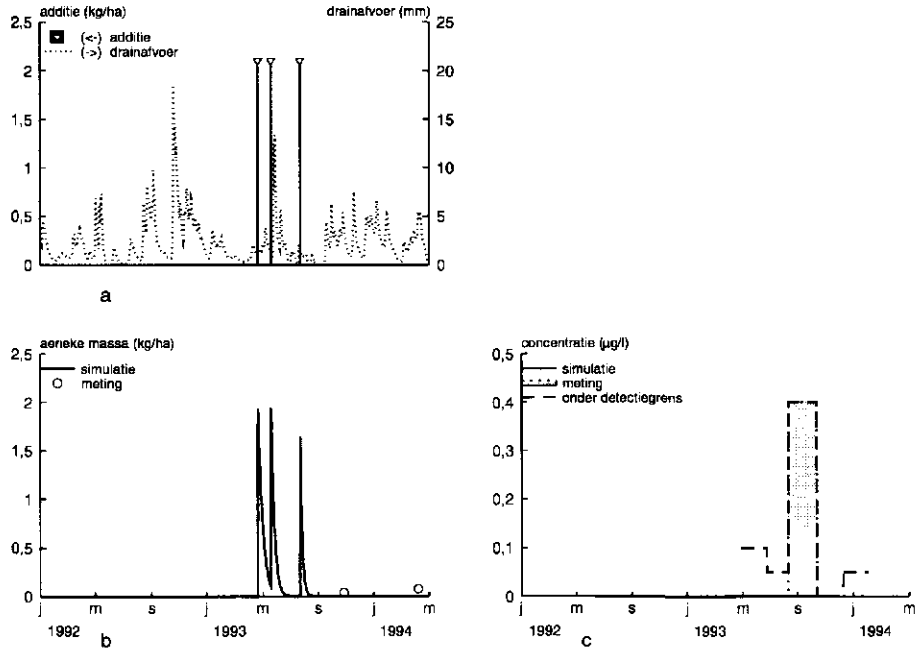


Fig. 22 Drainafvoer en additie (a), gemeten en berekende massa in de bodem (b) en concentraties metamitron in het drainwater (c) bij profiel 1 op het proefbedrijf te St. Maartensbrug

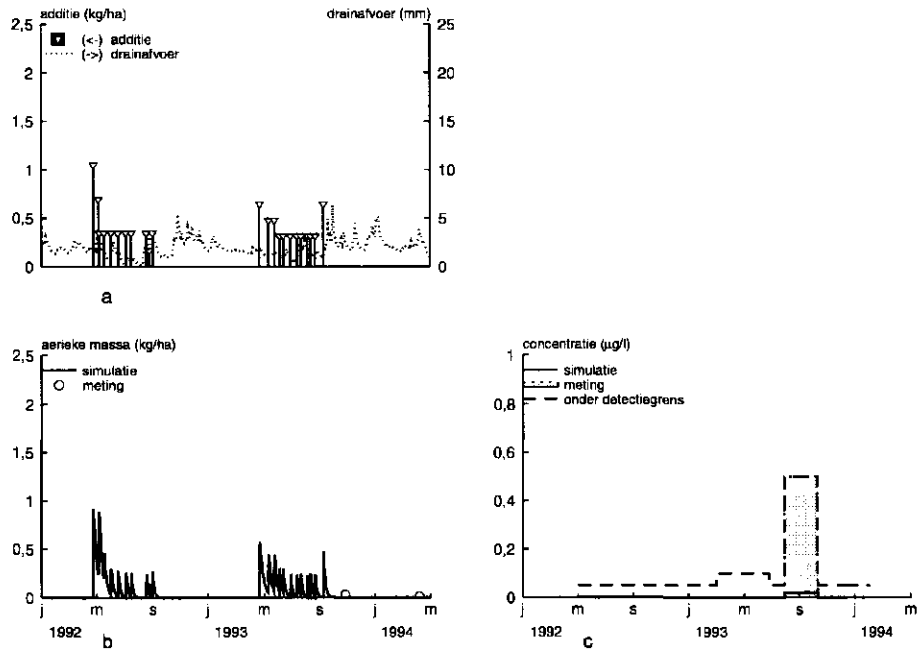


Fig. 23 Drainafvoer en addities (a), gemeten en berekende massa (b) in de bodem en concentraties metamitron in het drainwater (c) bij veld B op het bedrijf in Wassenaar

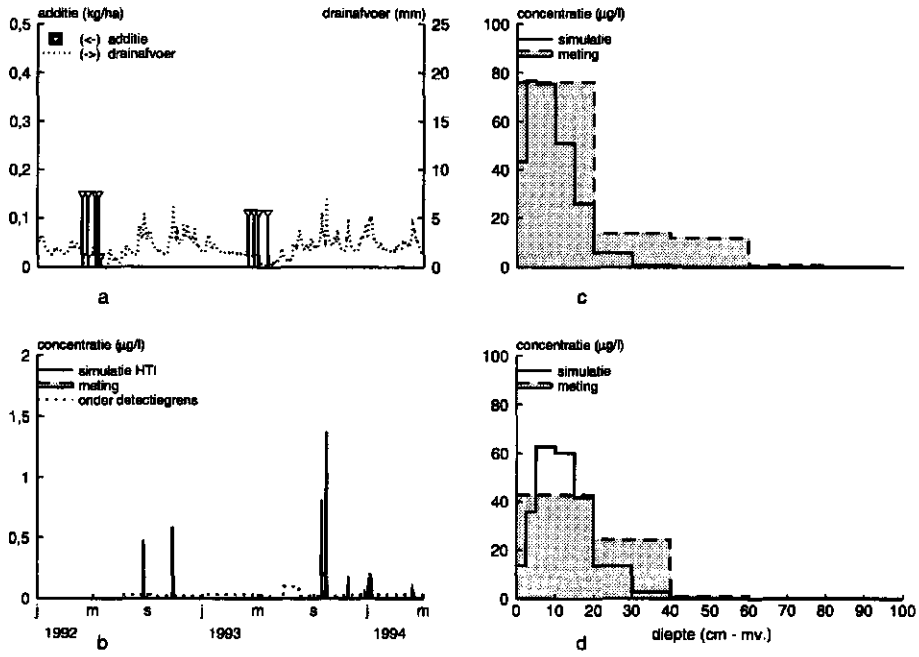


Fig. 24 Drainafvoer en addities (a), gemeten en berekende HTI-concentratie in het drainwater (b) en in concentratie-profielen op 8-11-1993 (c) en 30-3-1994 (d) bij veld B op het bedrijf in Wassenaar

Dit wordt vermoedelijk veroorzaakt doordat het model een te snelle omzetting berekent van 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%.

De vergelijking van de gemeten concentratieprofielen voor HTI in Wassenaar in fig. 24c en 24d geeft aan dat TRANSOL de beweeglijkheid van HTI in Wassenaar goed simuleerde. In het drainwater worden regelmatig scherpe concentratiepieken berekend die veel hoger liggen dan gemeten (fig. 24b). Deze pieken vallen samen met de momenten waarop de gesimuleerde grondwaterstand vrijwel tot het maaiveld reikt. In werkelijkheid traden dergelijke concentratiepieken niet op omdat de gemeten grondwaterstanden steeds beneden het maaiveld bleven.

De resultaten voor St. Maartensbrug in fig. 25c en 25d geven aan dat de concentratieniveaus in de bodem door TRANSOL te laag berekend zijn. Dit kan te maken hebben met het feit dat hetzelfde uitgangspunt voor het percentage van de dosis dat op de bodem terecht komt is gehanteerd als in Wassenaar. Uit meetresultaten in Wassenaar blijkt dat slechts 24% van de dosering op de bodem terecht komt, gedeeltelijk veroorzaakt door de bodembedekking van het gewas en door versnelde afbraak (Van der Pas, 1994). Of dit ook voor St. Maartensbrug aangenomen mag worden is niet bekend. Op 6-04-1994 is HTI veel dieper de bodem binnengedrongen dan het model heeft berekend. Dit is grotendeels te wijten aan het niet meenemen van ploegen in

het model bij omzettingsproducten (HTI is een omzettingsproduct van chloorthalonil). Op 4-11-1993 werd tot 35 cm geploegd.

In tegenstelling tot de berekening van de concentratie in het drainwater van HTI in Wassenaar wordt in St. Maartensbrug de concentratie in het drainwater onderschat. Zowel bij profiel 1 (fig. 25b.) als bij profiel 2 worden op enkele tijdstippen concentraties aangetroffen van 0,1-1,3 $\mu g.l^{-1}$. In de berekening komen de concentraties niet uit boven 0,02 $\mu g.l^{-1}$. De HTI-concentratie van 1,3 $\mu g.l^{-1}$ is gemeten in de eerste week van de inundatie op het betreffende perceel. In de berekeningen voor de modeltoetsing is geen rekening gehouden met inundatie. Deze concentratie dient daarom niet bij de modeltoets te worden betrokken.

In fig. 26 worden de gemeten en berekende concentraties van dichloorpropeen met elkaar vergeleken. In het drainwater werden concentraties aangetroffen die alle onder de detectiegrens lagen. Het model is hiermee niet in strijd: de berekende concentraties liggen ook onder de detectiegrens.

Chloorallylalcohol is een omzettingsproduct van dichloorpropeen. Het model berekende voor chloorallylalcohol dat de concentraties in grond- en drainwater altijd lager waren dan 0,001 $\mu g.l^{-1}$. 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 verklaard werden 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.

Carbendazim en **chloridazon** zijn alleen in het drainwater gemeten. De resultaten van de calibratie van het model in tabel 17 geven aan dat de drainwaterconcentraties 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). In fig. 27 worden enige resultaten van de calibratie voor carbendazim en chloridazon voor het bedrijf te Wassenaar weergegeven. Voor andere resultaten wordt verwezen naar Dijkstra et al. (1997). Over het algemeen kan gezegd worden dat het model het niveau van de concentraties redelijk goed beschrijft, maar dat het verloop in de tijd niet altijd goed beschreven wordt. Hierbij moet bedacht worden dat de totale uitspoeling slechts de orde van 0,1% van de dosering bedraagt. In dat licht bezien is het gecalibreerde resultaat bevredigend.

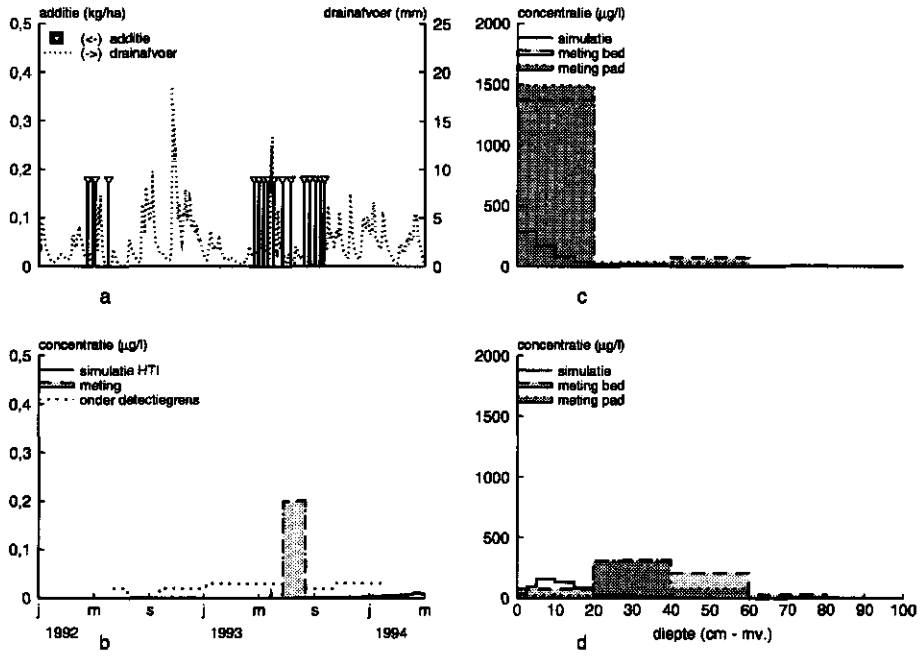


Fig. 25 Berekende drainafvoer en dosering van chloorthalonil (a), berekende en gemeten concentratie van HTI in drainwater (b) en verloop van de HTI-concentratie met de diepte op twee tijdstippen (c en d) in profiel 1 van het proefbedrijf te St. Maartensbrug

Tabel 17 K_{om}-waarden en halfwaarden (DT_{50}) van carbendazim en chloridazon op De Noord en Wassenaar geschat via calibratie op gemeten concentraties in drainwater

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

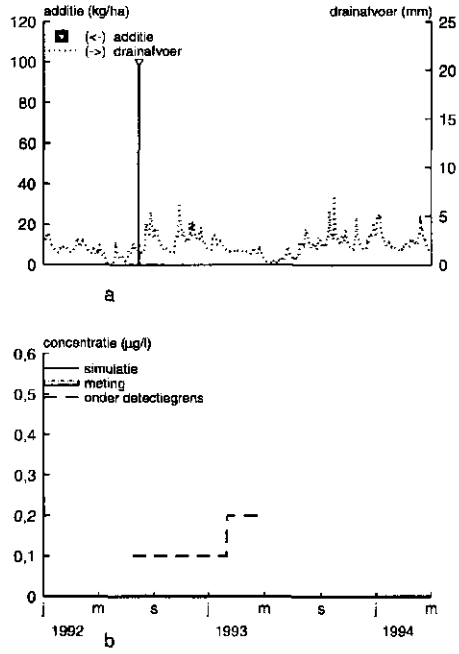


Fig. 26 Drainafvoer en addities (a) en gemeten en berekende concentraties dichloorpropeen (b) bij veld A op het bedrijf te Wassenaar

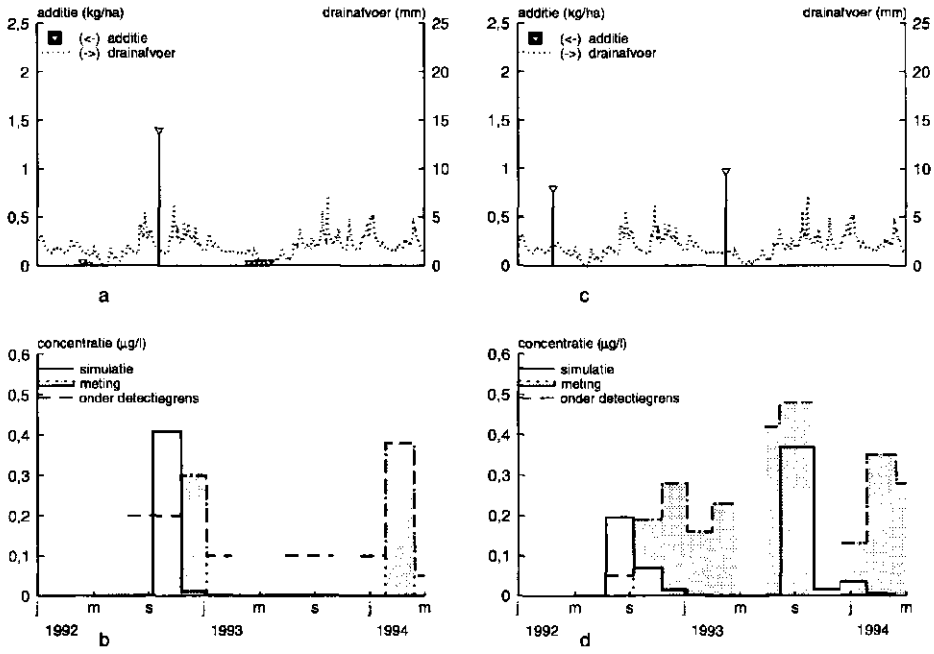


Fig. 27 Drainafvoer en addities van carbendazim (a) en chloridazon (c), gemeten en berekende carbendazim (b) en chloridazon (d) in het drainwater bij veld A op het bedrijf te Wassenaar

3.3.3 Gevoeligheidsanalyse

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

Verandering van de halfwaardetijd levert alleen een verandering op van het niveau van de berekende concentraties. Met de K_{om}-waarde kan invloed worden uitgeoefend op het tijdstip van uitspoelen. Wanneer een stof sterker wordt gebonden, spoelt deze later uit. Veranderen van het organischestofgehalte levert ook een verschuiving van de pieken op, 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 bereikt met verschillende combinaties van de K-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} gevarieerd werden. Er zijn vier varianten doorgerekend op profiel 1 in De Noord. Op 8 maart is 1 kg chloridazontoegepast. In tabel 18. staat

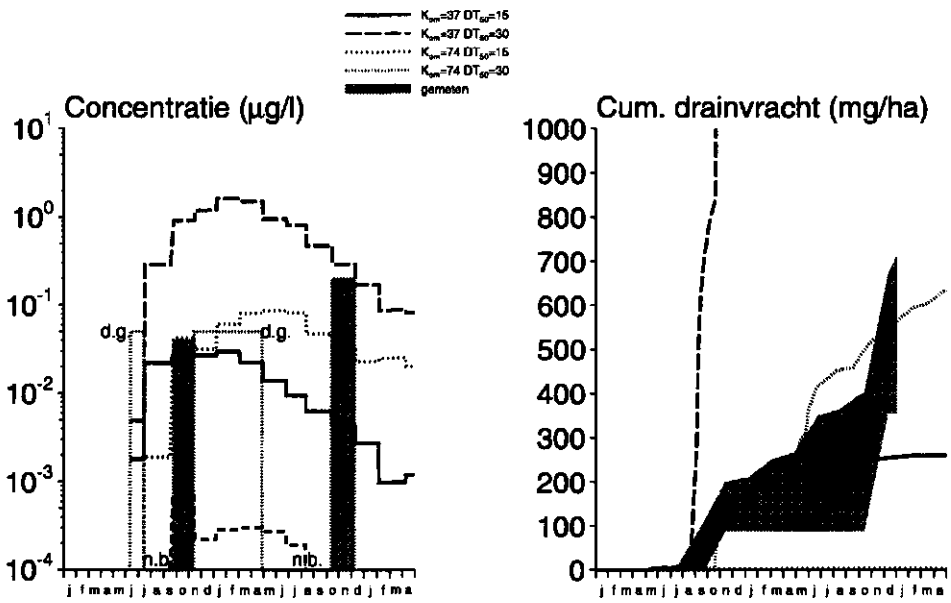


Fig. 28 Berekende concentratieverloop in de tijd van drainwater (links) en cumulatieve belasting van oppervlaktewater via drainafvoer (rechts) van chloridazon bij verschillende waarden van K_{om} en DT_{50} en de gemeten concentraties en cumulatieve drainvrachten voor profiel 1 in De Noord. Gemeten concentraties zijn weergegeven met een gearceerd vlak. Monsters met concentratie kleiner dan de detectiegrens zijn aangegeven met een stippellijn en de code d.g. De periode waarin geen monsters zijn geanalyseerd is aangegeven met de code n.b. Het gemeten traject van de cumulatieve drainvracht is weergegeven met een grijs vlak

de berekende uitspoeling via de drains (kg.ha^{-1}) in 1992 en 1993 en de maximaal berekende concentraties in grond- en drainwater (µg.l^{-1}) bij de verschillende K_{om}- en DT_{50}-waarden. De K_{om}- en DT_{50}-waarden hebben de waarden zoals ze bij de calibratie bepaald zijn en zijn daarna verdubbeld. Op deze manier zijn 4 combinaties mogelijk van de K_{om}- en DT_{50}-waarden. De resultaten van de gevoeligheidsanalyse zijn grafisch weergegeven in fig. 28.

De bovengrens van het 'gemeten' traject is bepaald uit de berekende afvoeren en de werkelijke meetwaarde, of de detectiegrens van 0,05 µg.l^{-1}. Voor de periode waarin geen monsters zijn geanalyseerd is aangenomen dat de detectiegrens op 0,05 µg.l^{-1} gelegen zou hebben. De onderzijde van het grijze vlak is bepaald met de gemeten waarde of de waarde 0, indien de meting onder de detectiegrens lag. De ondergrens laat dus 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 neemt de uitspoeling via de drains met een factor 10 tot 80 af, 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 maximumconcentratie in het drainwater neemt met een factor 15 af bij verdubbeling van de K_{om}-waarde. De maximumconcentratie in het grondwater wordt sterker beïnvloed door de K_{om}-waarde en neemt met een factor 50 (DT_{50}=30) tot 550 (DT_{50}=15) af wanneer de K_{om}-waarde twee keer zo groot wordt (tabel 18).

Tabel 18 Uitspoeling van chloridazon via de drains (g.ha^{-1}jr^{-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		Maximumconcentratie	
		1992	1993	drain	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	$1,40*10^{-1}$	$5,42*10^{-3}$

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

3.3.3.2 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 zo groot is, dat er geen omzetting meer plaatsvindt in de verzadigde zone. De halfwaardetijd in de verzadigde zone is met een factor 100 verlengd. Deze toets is uitgevoerd voor twee situaties in de scenario's 2000: Noord-Holland, zonder inundatie en Zuid-Holland, hoog peil. De grootheden waarop is getoetst zijn de piekconcentraties in drain- en grondwater in de laag 1-2 m - mv. Dit zijn de maximaal berekende concentraties over het voortschrijdend gemiddelde over vier dagen (tabel 19).

Tabel 19 Piekconcentraties ($\mu g.l^{-1}$) in grond- en drainwater van metamitron met verschillende halfwaardetijden in de verzadigde zone

Situatie	DT_{50} (dagen)	Piekconcentratie	
		grondwater	drain
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 verwaarloosd. 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 terecht komt. Opgemerkt moet worden dat met dergelijke 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 enige invloed is op de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen via de drains en waarschijnlijk meer op de uitspoeling naar het grondwater.

3.4 ANIMO, het model voor de uitspoeling van nutriënten

3.4.1 Laboratorium- en modelonderzoek naar het gedrag van fosfaat in kalkrijke zandgronden

Als gevolg van het omvangrijk gebruik van kunstmest, stalmest en drijfmest zijn de fosfaatoverschotten bij bloembollengronden groot (ca. 220 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ P_2O_5; Steenvoorden et al., 1990), waardoor de kans aanwezig is dat op termijn fosfaatuitspoeling

optreedt. Voor *kalkrijke* zandgronden bestaat er grote onduidelijkheid over de termijn waarop fosfaatdoorslag optreedt, de hoogte van de fosfaatconcentratie die kan gaan uitspoelen, de capaciteit van de bodem om fosfaat na te leveren bij dalende fosfaatgiften en de duur van deze naleveringsperiode. Teneinde hieromtrent inzichten te krijgen, zijn de fosfaatreacties in kalkrijke zandgronden onderzocht en zijn de procesparameters van de reactiekinetiek bepaald. Implementatie van deze resultaten in het ANIMO-model maakt het mogelijk om aan de hand van bemestingsscenario's een voorspelling te doen over de gevolgen voor de fosfaatuitspoeling.

Op grond van een literatuurstudie naar de fosfaatreactiekinetiek in kalkrijke zandgronden kon worden vastgesteld dat sprake is van een adsorptiereactie aan het oppervlak van kalk, welke beschreven kan worden met de Langmuirvergelijking en een precipitatiereactie op het oppervlak van kalkdeeltjes, welke beschreven kan worden met de tijdsafhankelijk Freundlichvergelijking. In dit hoofdstuk zijn de belangrijkste resultaten vermeld van het laboratoriumonderzoek naar de parameterisatie van deze reacties (Schoumans en Lepelaar, 1995).

3.4.1.1 Methodiek

In het laboratorium zijn experimenten uitgevoerd om de snelheid en de capaciteit van de bodem om fosfaat te binden vast te stellen (fosfaatbindend vermogen; FBV). Daarnaast is onderzocht in hoeverre het gebonden fosfaat weer vrij kan komen (reversibiliteit van het gebonden fosfaat). De experimenten zijn uitgevoerd bij een zuurgraad (pH) van 8, zijnde de pH van kalkrijke zandlagen. In het onderzoek zijn monsters betrokken van 4 onderzoekslocaties die in natuurlijke situaties zijn gelegen en hierdoor een relatief laag fosfaatgehalte bezitten (tabel 20).

Tabel 20 Overzicht van een aantal bodemkenmerken van de geselecteerde horizonten

Profiel-code	Bodem-eenheid	Horizont-code	Laag-diepte	pH-H_2O	pH-KCl	Org. Stof-gehalte	$CaCO_3$-gehalte	P_{ox}	Al_{ox}	Fe_{ox}	P_{tot}
								(mmol.kg^{-1})			
DK1	Zn50A	1Cgl	0- 25	8,4	7,8	0,3	2,0	0,5	1,0	8,9	1,66
DK1	Zn50A	1Cgl	25- 39	8,5	7,6	0,2	1,0	1,5	0,7	5,0	2,18
DK2	Zn21	2Cg2	64- 94	7,4	7,1	0,3	1,1	2,9	1,7	1,9	4,11
DK4	Zn21	2Cg	88-110	8,3	7,9	0,3	4,9	0,3	0,9	1,8	3,35
DK5	EZ50A	1Aap	12-52	6,8	6,7	1,1	0,3	2,2	5,7	12,3	5,35
DK5	EZ50A	1Cgl	52-72	7,5	8,4	2,7	0,2	0,6	2,2	3,3	3,19
DK5	EZ50A	1Cg2	72-84	8,0	8,5	2,5	0,3	0,6	1,8	1,8	3,22

De eerste drie monsters zijn 'wadzandmonsters' en de overige monsters zijn 'kustduinzandmonsters'.

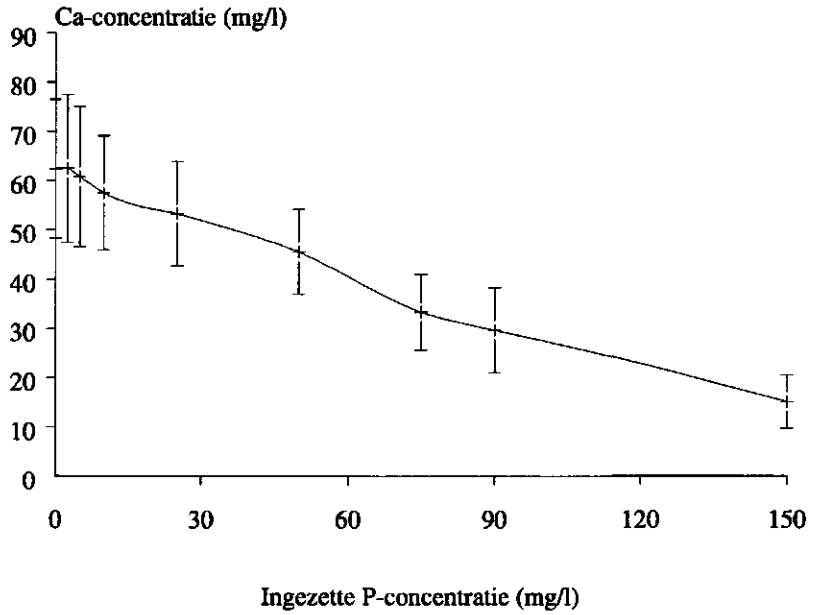


Fig. 29 De gemiddelde calciumconcentratie na 2 maanden reactietijd (met standaarddeviatie) als functie van de opgelegde fosfaatconcentratie

3.4.1.2 Verloop van de fosfaatbinding

Tijdens het opladen van de bodem met fosfaat bleek dat de pH van het systeem redelijk stabiel bleef (ca. 8) en dat de calciumconcentratie daalde. De calciumconcentratie die na 2 maanden reactietijd werd gemeten, bleek afhankelijk te zijn van de ingezette fosfaatconcentratie (fig. 29).

Uit fig. 29 blijkt dat bij hogere opgelegde fosfaatconcentraties uiteindelijk lagere calciumconcentraties ontstaan, terwijl de pH gedurende deze meetperiode stabiel is geweest. Blijkbaar wordt calcium weggevangen doordat een neerslag (precipitaat) van calcium met fosfaat wordt gevormd. Tevens blijkt dat de oplosbaarheid van het in de bodem aanwezige kalk wordt geremd door de aanwezigheid van fosfaat dan wel door de vorming van een precipitaat, aangezien de calciumconcentratie niet meer toeneemt tot de oorspronkelijke startwaarde (ca. 50-80 $mg.l^{-1}$ Ca).

Bij de meeste monsters wordt in eerste instantie een snelle fosfaatreactie waargenomen, welke wordt gevolgd door een langzaam verlopende fosfaatreactie. Na een periode van 2 maanden reageren, blijkt dat er geen direct verband bestaat tussen de totale hoeveelheid gebonden fosfaat en het kalkgehalte van het monster (tabel 21).

Tabel 21 Berekend totaal fosfaatbindend vermogen na 2 maanden reactietijd bij een initiële concentratie van 90 mg.l^{-1} P

Monster	P_{tot} mmol.kg^{-1}	$CaCO_3$ g.(100g)$^{-1}$	FBV_{tot} mmol.kg^{-1}	Opmerkingen
DK1 0-25	1,7	2,0	5,2	jong getijde afzettingen (wadzand), recent omgespoten
DK1 25-39	2,2	1,0	5,3	jong getijde afzettingen (wadzand), recent omgespoten
DK2 64-94	4,1	1,1	8,0	jong getijde afzettingen (wadzand), in de ondergrond
DK4 88-110	3,4	4,9	7,9	oud kustduinzand
DK5 12052	5,4	0,3	9,7	jong kustduinzand humushoudend
DK5 52-72	3,2	0,2	5,0	jong kustduinzand
DK5 72-84	3,2	0,3	5,2	jong kustduinzand

3.4.1.3 Reversibiliteit van de fosfaatbinding

Van alle monsters die gedurende 2 maanden met fosfaat zijn opgeladen, is vastgesteld welke fractie van het gebonden fosfaat weer makkelijk vrij kan komen (goed reversibel gebonden fosfaat/desorbeerbaar fosfaat). Uit dit onderzoek blijkt dat ruwweg 5 tot 20% van het vastgelegde fosfaat weer makkelijk vrij kan komen. Dit betekent eveneens dat 80 tot 95% van het gebonden fosfaat relatief slecht in oplossing gaat. Op grond hiervan mag verwacht worden dat een groot deel van het gebonden fosfaat in de bodem in matig slecht oplosbare calciumfosfaatvormen (precipitaten) aanwezig is (80-95%) en een beperkt deel als geadsorbeerd fosfaat (5-10%).

Na verwijdering van de fractie goed reversibel gebonden fosfaat is in het laboratorium vastgesteld hoe de resterende fractie fosfaat zich gedraagt. Hieruit blijkt dat de gemiddelde fosfaatconcentraties die in de bodemoplossing zullen ontstaan ten gevolge van het oplossen van deze relatief slecht oplosbare calciumfosfaten 0,15 ± 0,15 mg.l^{-1} zal bedragen (variatie veelal tussen 0,1-0,4 mg.l^{-1} P en bij een monster werd een fosfaatconcentratie van 0,7 mg l^{-1} P aangetroffen).

3.4.1.4 Parameterisatie

Reversibel gebonden fosfaat oppervlaktereactie
De resultaten voor de reversibele adsorptiereactie werden gefit met de Langmuirvergelijking (tabel 22). Daarbij werd zowel voor de individuele profielen als voor de verschillende zandgroepen ('wadzand' en 'kustduinzand') een goede fit gevonden (hoog percentage verklaarde variatie = V^2).

Matig slecht oplosbare precipitatie reactie
De precipitatiereactie werd gemodelleerd volgens de Freundlich snelheidsvergelijking:

$$\frac{dXP}{dt} = \alpha \left(K_F \, [Ca]^{N_2} \, [P]^{N_1} - XP \right)$$

met:

$[Ca]$:	calciumconcentratie	(mol·l^{-1})
$[P]$:	fosfaatconcentratie	(mol·l^{-1})

Tabel 22 Parameterwaarden en verklaarde variantie van de Langmuirvergelijking voor de verschillende bodemmonsters

Monster	K ($l.mg^{-1}$)	Q_m ($mmol.kg^{-1}$ P)	V^2 (%)
DK1 0-25	0,0994	0,919	89,0
DK1 25-39	0,0877	0,768	93,5
DK2 64-94	0,0797	1,230	92,3
DK4 88-110	0,1021	0,582	88,2
DK5 12-52	0,2542	1,643	96,9
DK5 52-72	0,1391	0,471	82,8
DK5 72-84	0,1234	0,691	96,6
Kalkrijk wadzand	0,101	0,79	87,8
Kalkrijk kustduinzand	0,144	0,43	85,0

XP :	geprecipiteerd fosfaat	($mmol \cdot kg^{-1}$)
α :	precipitatie-snelheidscoëfficient	(dag^{-1})
K_F :	precipitatiecoëfficient	($mmol.kg^{-1} \cdot (mol.l^{-1})^{-N1} \cdot (mol.l^{-1})^{-N2}$)
N_1 :	fosfaatconcentratie-exponent	(-)
N_2 :	calciumconcentratie-exponent	(-)

Het verloop van de totale hoeveelheid geprecipiteerd fosfaat (XP) werd berekend uit de totale hoeveelheid vastgelegd fosfaat minus de berekende hoeveelheid geadsorbeerd fosfaat. Bij de parameterisatie bleek dat er geen onderscheid kon worden gemaakt tussen de twee voornoemde groepen zandgronden (wadzand en kustduinzand), aangezien alleen voor de individuele profielen een goede fit gevonden werd. Tabel 23 geeft voor elk profiel de gevonden parameterwaarden.

Tabel 23 Parameterwaarden van de Freundlichvergelijking voor de verschillende bodemmonsters

Monster	K_F	N_1	α	N_2
DK1 0-25	2497390	1,322	0,02372	0,6215
DK1 25-39	349086	1,069	0,06275	0,6491
DK2 64-94	703806	1,390	0,001689	0,4386
DK4 88-110	2354078	1,139	0,01647	0,8186
DK5 12-52	549878	0,5580	0,02349	1,049
DK5 52-72	826926	0,7786	0,03205	1,045
DK5 72-84	716765	0,9833	0,01504	0,8192

Totaal fosfaatbindend vermogen

Figuur 30 toont het verband tussen het geëxtrapoleerde FBV bij een zeer lange reactietijd ($t=\infty$) en de fosfaatconcentratie bij een calciumconcentratie die initieel heerste gedurende de sorptieproef (80 $mg \cdot l^{-1}$ Ca).

Uit fig. 30 blijkt dat het totaal FBV toeneemt naarmate de fosfaatconcentratie toeneemt. Opvallend is dat monster DK5 12-52 een hoger fosfaatbindend vermogen bezit door de andere monsters. Dit wordt veroorzaakt doordat dit monster een relatief hoog Al- en Fe-gehalte heeft (tabel 19). Blijkbaar zijn bij deze pH ook de microkristallijne Al- en Fe-(hydr)oxiden goed in staat om fosfaat te binden. Het hoge gehalte aan deze amorfe hydroxiden kan verklaard worden door verwering van mineralen als gevolg

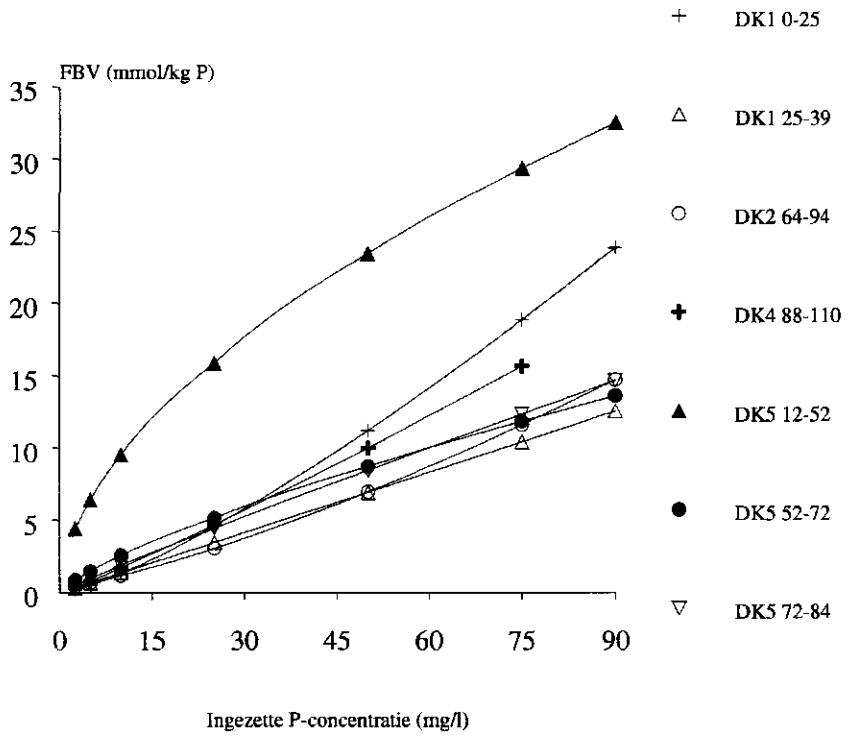


Fig. 30 Fosfaatbindend vermogen (FBV) van kalkrijke zandgronden onder laboratoriumomstandigheden

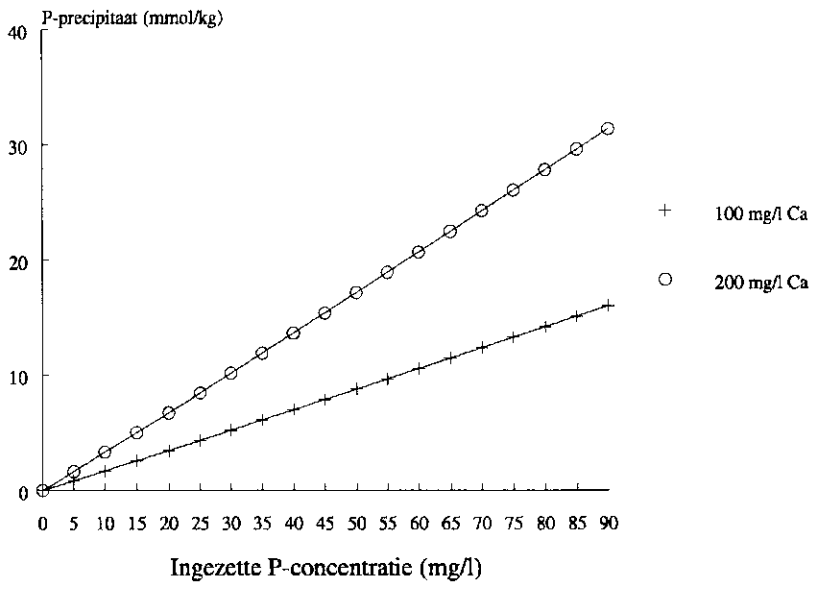


Fig. 31 De invloed van de fosfaatconcentratie op de hoeveelheid geprecipiteerd fosfaat voor het traject aan calciumconcentraties die veelal in de praktijk voorkomen

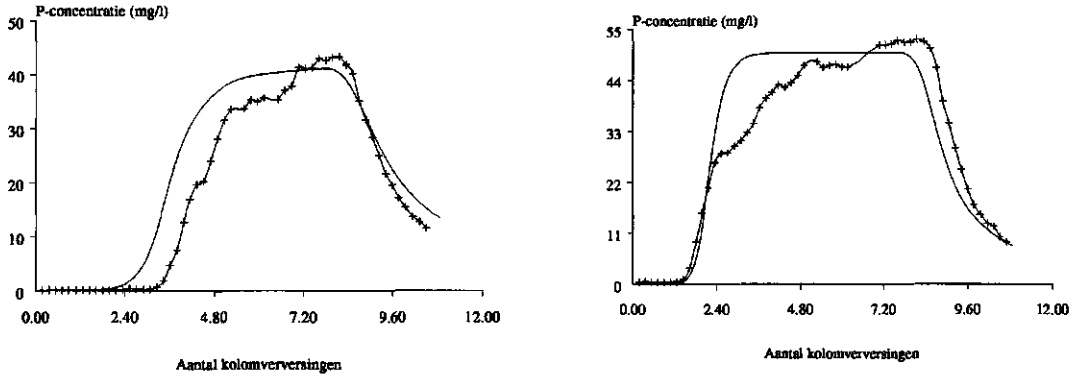


Fig. 32 Doorbraakcurves van de zandmonsters DK1 0-25 (links) en DK5 52-72 (rechts)

van de lagere pH van het monster (pH=6,8). Indien dit monster buiten beschouwing wordt gelaten kan voor de kalkrijke zandgronden ook een gemiddelde precipitatiesnelheidsreactie worden afgeleid. De gefitte parameters zijn: K_F = 600908, N_1 = 1,024, α = 0,02529 en N_2 = 0,732, het percentage verklaarde variantie 89,5%. Figuur 31 toont voor calciumconcentraties die in het veld veelal worden waargenomen (100 en 200 $mg \cdot l^{-1}$) de geëxtrapoleerde hoeveelheid geprecipiteerd fosfaat.

Op de twee onderzoekslocaties zijn in het bodemvocht in lagen met een hoge fosfaattoestand maximale fosfaatconcentraties aangetroffen van circa 30 $mg \cdot l^{-1}$ P. Indien er vanuit wordt gegaan dat dit de maximale concentraties zijn die door mestgiften in de bodem oplossing kunnen ontstaan (fosfaatbufferconcentraties), kan berekend worden dat het maximaal fosfaatbindend vermogen in het veld zal variëren tussen 6 en 11 $mmol \cdot kg^{-1}$ P. Dit komt voor een laag van 50 cm overeen met 3 à 6 ton P_2O_5 ha^{-1}.

3.4.1.5 Validatie

Ter controle van de parameters die in het laboratorium zijn afgeleid aan de hand van schudexperimenten, zijn twee kolomproeven uitgevoerd, waarbij twee kalkrijke zandmonsters (DK1 0-25 en DK5 52-72) in een kolom zijn opgeladen met een fosfaatconcentratie van 50 $mg.l^{-1}$ P (pH 8). Na verzadiging van de kolom met fosfaat werd de reversibele fosfaatfractie uit de kolom verwijderd door deze uit te spoelen met een fosfaatvrije oplossing. De fosfaatuitspoeling onderuit de kolom is tevens berekend met behulp van de fosfaatmodule van het simulatiemodel ANIMO. Voor de simulatie werden de in tabel 22 en 23 vermelde parameterwaarden van de betreffende monsters gebruikt.

Figuur 32 geeft aan dat de voorspelde doorbraak (lijn) redelijk goed overeenkomt met de gemeten doorbraak (+). Geconcludeerd wordt dan ook dat met de voorgestelde procesformulering en de bijbehorende parameterwaarden, de chemische reacties goed gemodelleerd wordt. Op grond hiervan wordt verwacht dat met scenarioberekeningen de effecten op de fosfaatbelasting naar het grond- en oppervlaktewater goed gemodelleerd kunnen worden, indien ook de grondwaterstroming goed gemodelleerd wordt.

3.4.1.6 Landbouwkundige en milieukundige gevolgen

Uit het hiervoor beschreven onderzoek blijkt dat 0,5-1,0 mmol P van het gebonden fosfaat per kg grond weer makkelijk in oplossing kan komen (tabel 22). Afhankelijk van het monster komt dit in de praktijk neer op een goed reversibele vastgelegde fosfaatfractie van *250-500 kg.ha^{-1} P_2O_5* (bollenperceel; laagdikte 50 cm; bulkdichtheid 1400 kg m^{-3}).

De bijbehorende fosfaatevenwichtsconcentraties die in het laboratorium gemeten worden, variëren veelal van 3 tot 8 mg.l^{-1} P. Uitgaande dat bij fosfaatuitspoeling deze initiële fosfaatconcentraties ruwweg lineair afnemen naar nul, betekent dit dat (bij een neerslagoverschot van ca. 400 mm.j^{-1}) de gemiddelde jaarlijkse fosfaatuitspoeling *15-35 kg.ha^{-1}.j^{-1} P_2O_5* zal bedragen (bij geen fosfaatoverbemesting).

Afhankelijk van de fosfaattoestand van een perceel en de fosfaatvrachten die kunnen uitspoelen, wordt dan ook ingeschat dat bij fosfaatevenwichtsbemesting de minimale fosfaatuitspoelingsperiode ruwweg 5 à 35 jaar zal bedragen alvorens de gehele fractie goed reversibel vastgelegd fosfaat is uitgespoeld.

Landbouwkundig gezien zullen echter duidelijke opbrengstdervingen plaatsvinden indien de gehele fractie goed oplosbaar fosfaat is uitgespoeld. In fig. 33 is het verband weergeven tussen het Pw-getal en de fosfaatconcentraties die in de bodemoplossing zullen ontstaan.

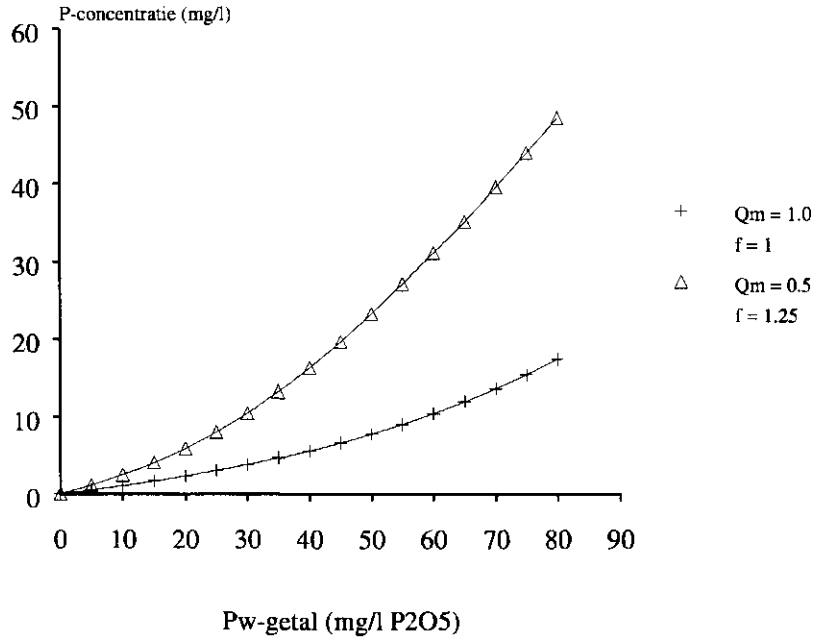


Fig. 33 Verwachte onder- en bovengrens van de relatie tussen de fosfaatevenwichtsconcentratie en het Pw-getal (bij kalkrijke bollengronden)

Het Pw-streefgetal voor fosfaat in kalkrijke bollengronden is vastgesteld op 25 mg P_2O_5 per liter grond. Verwacht wordt dat bij een dergelijk Pw-getal concentraties (op termijn) op drainage niveau zullen worden aangetroffen die ruwweg variëren van 3 à 8 $mg.l^{-1}$ P. Dit betekent dat voor normaal landbouwkundig gebruik de fosfaatconcentratie op dit niveau boven de algemene norm zal liggen die voor het oppervlaktewater geldt. Indien op drainage niveau een maximale fosfaatconcentratie mag uitspoelen van 0,10 $mg.l^{-1}$ P zal waarschijnlijk de bodemvruchtbaarheidstoestand van de bodem teruggebracht moeten worden naar de klasse (zeer) laag. Verder valt op te merken dat, gezien het lage gehalte aan goed reversibel gebonden fosfaat, verwacht wordt dat het Pw-getal snel zal dalen bij het achterwege blijven van fosfaatbemesting.

Als gevolg van het oplossen van de fractie relatief slecht oplosbaar fosfaat ontstaan fosfaatconcentraties op die variëren van 0,1 en 0,4 mg l^{-1} P (en bij 1 monster 0,7 $mg.l^{-1}$ P). Indien verondersteld wordt dat dit evenwichtsconcentraties zijn die uit gaan spoelen als het goed oplosbare deel is uitgespoeld, dan bedraagt de jaarlijkse fosfaatuitspoeling 1-6 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ P_2O_5.

Indien deze fosfaatevenwichtsconcentraties vergeleken worden met fosfaatconcentraties die gemeten worden aan het initiële uitgangsmateriaal (onder gelijke omstandigheden in het laboratorium en zonder dat deze monsters met fosfaat zijn opgeladen), dan blijkt dat de fosfaatconcentratie varieert van < 0,1 tot maximaal 0,4 $mg.l^{-1}$ P. Dit geeft aan dat verwacht wordt dat de fosfaatvrachten die gaan uitspoelen nadat de hoeveelheid goed oplosbaar fosfaat is uitgespoeld ruwweg maximaal een factor 2 hoger liggen dan die in de oorspronkelijke situatie wordt gemeten.

3.4.2 Calibratie en toetsing van ANIMO

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.

Bij de ijking is het model op enkele punten gevoelig gebleken. De nauwkeurigheid waarmee de plantopname kan worden ingeschat is belangrijk voor de bodemvochtconcentraties 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 organische 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.

St. Maartensbrug
De berekende nitraatconcentraties op 60 cm diepte stemmen redelijk goed overeen met de metingen (fig. 34). In 1993 worden de hoogte van de pieken op 40 en 60 cm diepte goed berekend. De concentratiegolf wordt echter 2,5-3 maanden te laat gesimuleerd. Dit kan een gevolg zijn van een foutieve inschatting van het effectieve poriënvolume dat aan transport deelneemt. 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. De gemeten en berekende nitraatconcentraties van profiel 2 zijn weergegeven in fig. 35.

In het bodemvocht en het grondwater liggen de nitraatconcentraties veel lager dan in profiel 1. 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.

Op 1,4 m diepte wordt nagenoeg geen nitraat meer aangetroffen. Door zowel de hydrologische gesteldheid als het bodemchemische milieu is uit oogpunt van grondwaterverontreiniging de kans op nitraatuitspoeling naar diepere lagen bijzonder klein. Nitraat kan echter wel een bron zijn van stikstofbelasting van het oppervlaktewater.

De gemiddelde waarde van de totaal-N-concentratie bedraagt in beide profielen 7 $mg.l^{-1}$ N (fig. 36). Dit gemiddelde niveau wordt ook in de modelsimulaties berekend. De berekeningen vertonen een kleinere spreiding dan de metingen. Voor beide profielen ligt 100% van zowel de berekende als de gemeten waarden boven de AMK-waarde voor oppervlaktewater. In profiel 1 is in de winter van 1993/'94 een verhoging in de berekende waarde waarneembaar, 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 totaal-P-concentratie in het drainwater van profiel 1 vertoont een stijgende tendens, het verloop van profiel 2 veel minder (fig. 37).

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 organisch-P in het totaal groter is.

De afvoer van fosfaat via het gewas bedraagt voor beide profielen ca. 34 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ P_2O_5. Berekend wordt dat in beide profielen treedt een vermindering van de bodemvoorraad op. Dit is logisch omdat nagenoeg geen fosfaat wordt aangevoerd. In profiel is de afname van de bodemvoorraad groter dan in profiel 2. Het model berekent dat in profiel 2 de ortho-fosfaatconcentraties nagenoeg niet zullen dalen. De uitputting

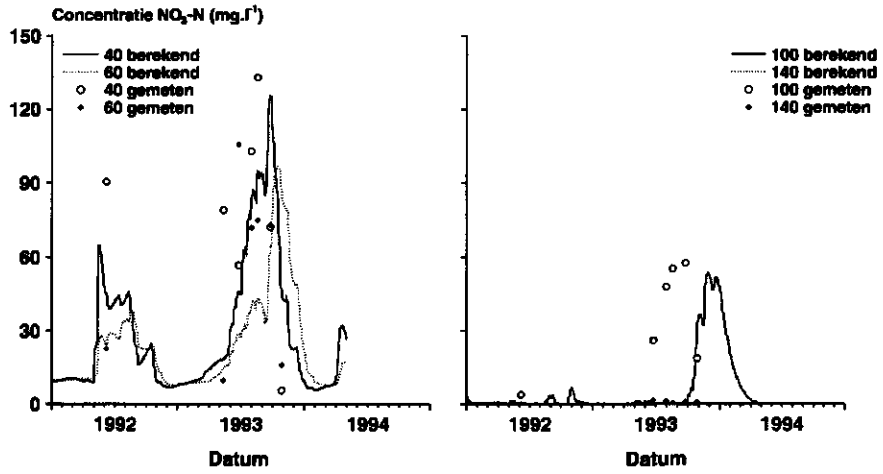


Fig. 34 Gemeten en berekende nitraatconcentraties in bodemvocht en grondwater van profiel 1

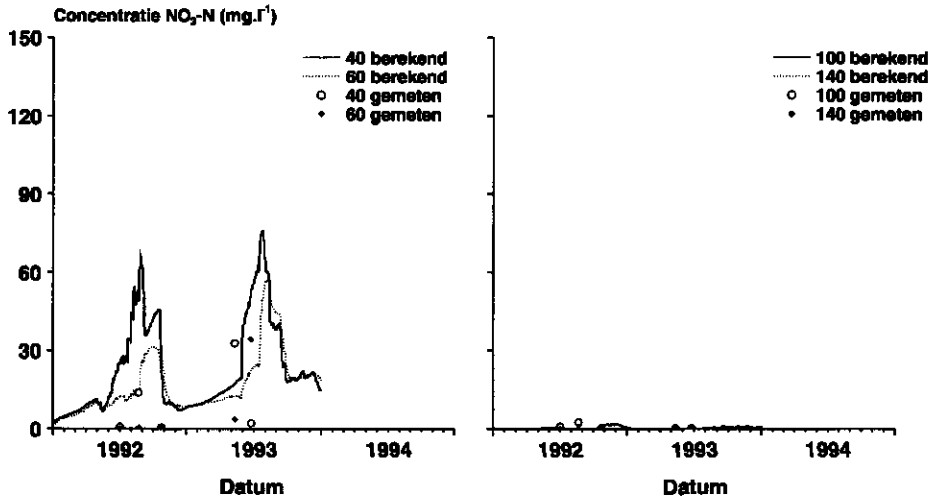


Fig. 35 Gemeten en berekende NO_3-concentraties in bodemvocht en grondwater van profiel 2

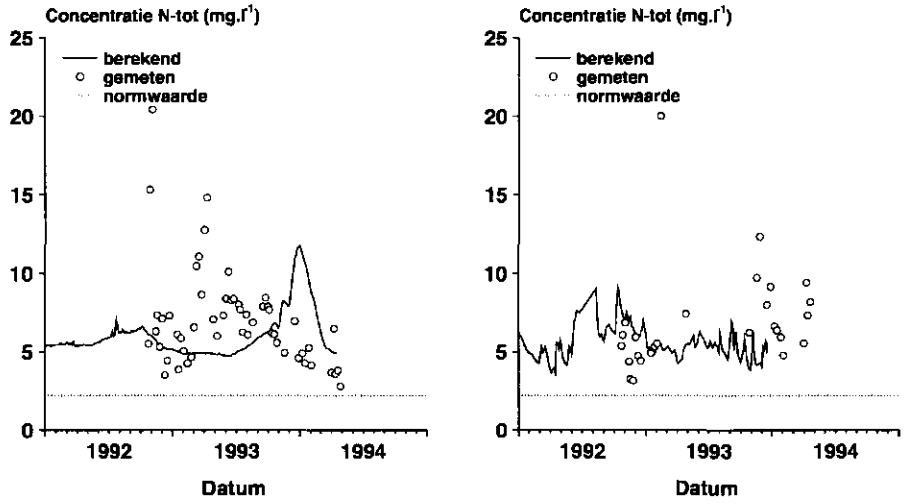


Fig. 36 Gemeten en berekende totaal stikstofconcentraties in het drainwater van profiel 1 en profiel 2

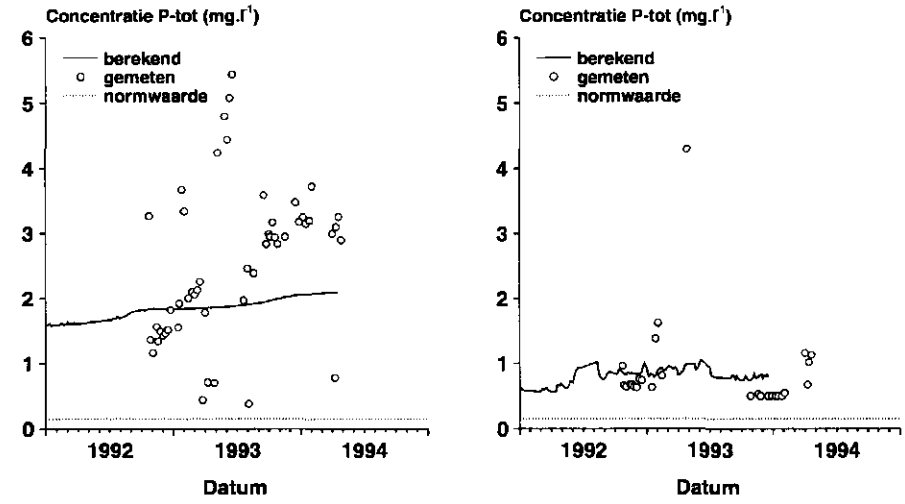


Fig. 37 Gemeten en berekende totaal fosforconcentraties in het drainwater van profiel 1 en profiel 2

van de minerale voorraad wordt gecompenseerd door de mineralisatie van organische fosfor. Een gedeelte van de uitputting van de bouwvoor 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.

De profielen 1 en 2 verschillen van elkaar in het uitspoelgedrag. Dit verschil is slechts gedeeltelijk uit de 'historische' mestgiften te verklaren. Zelfs binnen meetprofiel kan de variatie aanmerkelijk zijn. De afwijking tussen gemeten en berekende fosfaatconcentraties in het drainwater van profiel 1 is gedeeltelijk te verklaren uit de verplaatsing van de meetopstelling in april 1993 naar de naastgelegen bloembedden (van perceel 5 naar perceel 4). Met een uitspoelingsmodel wordt gepoogd een perceelsgemiddelde concentratie te berekenen.

Wassenaar

Door de hoge grondwaterstand en gereduceerde toestand van de waterverzadigde zone wordt op drainniveau geen nitraat berekend. Dit wordt bevestigd door de grondwateranalyses. Op 50 cm diepte is bijna alle nitraat verdwenen. Omdat het grondwater bijna permanent zich boven het drainniveau bevind is ook geen uitspoeling van nitraat naar het oppervlaktewater te verwachten. De stikstof die uitspoelt bevindt zich in de ammoniumvorm en in de vorm van organisch-N.

In profiel A ligt de totaal-N-concentratie in de orde van grootte van 8 $mg.l^{-1}$. In drain B bedraagt de concentratie gemiddeld 5 $mg.l^{-1}$ N. Dit verschil wordt voor een deel verklaard door de zwaardere mestgiften op profiel A (fig. 38).

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 simulatie voor profiel B verloopt beter verloopt dan voor profiel A (fig. 39).

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 orthofosfaat 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.

Het ANIMO-model is in eerste instantie bedoeld om de uitspoeling te berekenen door landbouwkundig gebruik van de bodem. Als goede gegevens beschikbaar zijn over kwelconcentraties en de chemische gesteldheid van diepere bodemlagen kan ook de invloed van 'natuurlijke' achtergrondsbelasting in rekening worden gebracht. Gezien de belangrijke invloed die deze post vormt in de totale uitspoeling van N en P en het detail waarin deze gegevens verzameld konden worden is de modeltoets bevredigend te noemen.

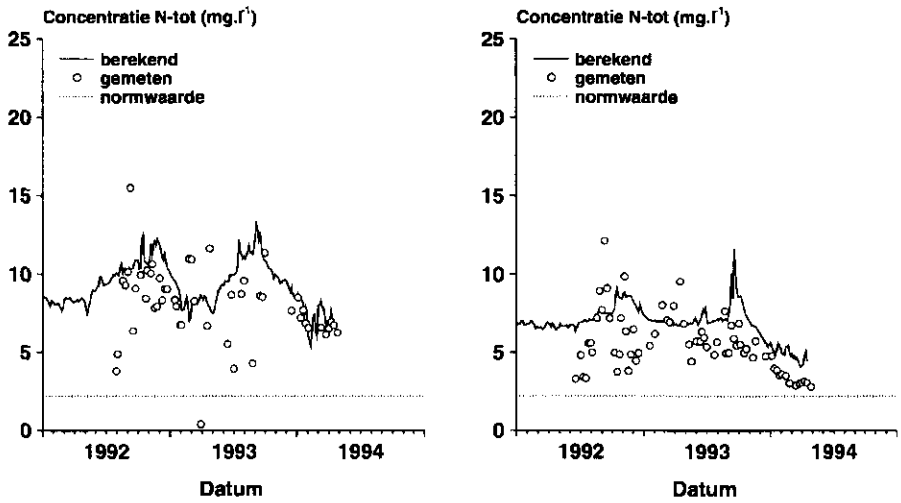


Fig. 38 Gemeten en berekende totaal stikstofconcentraties in het drainwater van profiel A en profiel B

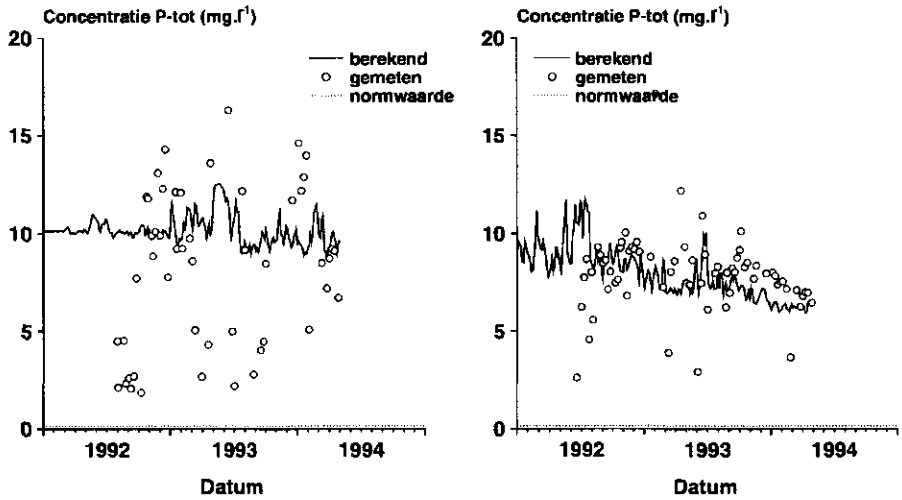


Fig. 39 Gemeten en berekende totaal-P-concentraties in het drainwater van profiel A en profiel B

4 Scenarioberekeningen

4.1 Inleiding

In hoofdstuk 4 is gerapporteerd over (toetsing van) de simulatiemodellen SWAP93, TRANSOL en ANIMO, die de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen en nutriënten via bodemroutes beschrijven. Deze simulatiemodellen bezitten het vermogen voor een reeks uiteenlopende situaties de uitspoeling te schatten.

Om het belang van emissiereducerende maatregelen en de invloed van teeltmaatregelen op de emissies voor het gehele bloembollenareaal op zandgronden te kunnen schatten, moeten de bollengronden, de vruchtwisseling en het patroon van teelthandelingen en van toepassing van bestrijdingsmiddelen en meststoffen worden geschematiseerd. Een en ander is uitgevoerd voor 'karakteristieke' bollengronden in Zuid- en Noord-Holland en voor 'karakteristieke' patronen van bedrijfsvoering in 1987 en (naar verwachting) in 2000.

Daarnaast zijn enkele wijzigingen in teelttechniek, grondbewerking en hydrologische inrichting afzonderlijk doorgerekend op hun uitspoelingsgevolgen. Een beschrijving van deze scenarioberekeningen en van de resultaten ervan is beschreven in de volgende paragrafen.

4.2 Schematisering van bollengronden, teelt en weersomstandigheden

Modelinvoer
Voor de schatting van de 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 3 profielen voor de gronden in Noord-Holland (tabel 24).

Tabel 24 Schematisering van bloembollengronden op zandgronden in Noord- en Zuid-Holland t.b.v. emissieberekeningen

Karakteristiek	Zuid-1	Zuid-2	Zuid-3	Noord-1	Noord-2	Noord-3
Karakterisering ondergrond	zand	zand	zand	klein/veen	klein/veen	klei/veen
Organischestofgehalte (%)	1,5	1,0	0,5	1,5	1,0	0,5
$CaCO_3$-gehalte (%)	3	3	6	1	1	1
Variant hoog w.p. (geen ber.)	Z1H	Z2H	Z3H			
Variant laag w.p. (geen ber.)	Z1L	Z2L	Z3L			
Variant w.p. opzetten in zomer + beregening (1987)				N1-	N2-	N3-
Variant w.p. opzetten in zomer + inundatiemaatregel (2000)				N1+	N2+	N3+

De profielen onderscheiden zich van elkaar door een verschillend organischestofgehalte en kalkgehalte. Tevens wordt een onderscheid gemaakt naar hydrologische situering. Voor de 3 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.

Op grond van bekende hydrologische gegevens is een zomerpeil en een winterpeil hoog resp. laag water-variant van de twee hydrologische varianten vastgesteld (50/60 cm - mv. resp. 60/75 cm - mv.). Met de beide varianten is een dekkingspercentage van ca. 80% verkregen 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 het peilniveau 'laag' is met een wegzijgingsintensiteit van 0,3 $mm.d^{-1}$ gerekend en bij het peilniveau 'hoog' met een wegzijging van 0,2 $mm.d^{-1}$.

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 slecht doorlatende kleilaag op geringe diepte onder maaiveld. In het modelonderzoek naar emissiereductie uit het totale bloembollengebied is verondersteld dat kwel en wegzijging elkaar in evenwicht houden. Het volledige neerslagoverschot wordt via de drainbuizen en via ondiepe grondwaterstroming naar de sloten afgevoerd.

Onderscheid wordt wel gemaakt naar het al of niet toepassen van inundatie als grondontsmettingstechniek. In de 1987-situatie werden nog geen gronden geïnundeerd. Verwacht wordt dat in Noord-Holland alle bollengronden in 2000 een maal in de 4 jaar worden geïnundeerd. In de zomer wordt het oppervlaktewaterpeil opgezet. Zowel in de huidige als de toekomstige praktijk worden de gronden beregend, indien dit noodzakelijk wordt geacht vanuit het oogpunt van optimale gewasontwikkeling.

Aangenomen wordt dat in het teeltgebied in Noord-Holland het grondwater wordt opgevoerd tot ongeveer 50 cm - mv. In juni/juli wordt het verlaagd tot 60-80 cm - mv, terwijl in december het grondwater wordt opgezet tot 60-65 cm.

Het vruchtwisselingsplan is geschematiseerd tot een één-op-vier-teelt, in de volgorde lelie, tulp, narcis, hyacint. Indien inundatie plaatsvindt, geschiedt dit tussen tulp en narcis. Eventueel diepploegen tot 60 cm vindt plaats tussen narcis en hyacint. Deze gewassen zijn representatief voor de totale bloembollenteelt. Door het hanteren van dit schema wordt een dekking van het totale bloembollenareaal van ca. 80% verkregen.

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 1987 in Noord-Holland een maal in de vier

jaar wordt toegepast en in Zuid-Holland gemiddeld een maal 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, deltametrin, 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 breder dan het in deze studie beschouwde pakket.

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.

Totaal zijn voor 1987 en 2000 negen profielen gedefinieerd met een bepaald toedienings- en bemestingspatroon. Met de modellen wordt per profiel en per bestrijdingsmiddelen-/nutriënten-patroon een langjarige berekening uitgevoerd. De lengte van de weerreeks in het model bedraagt 24 jaar, en is samengesteld uit twee maal de meteorologische reeks 1981-1992. In deze reeks kan zes maal het vruchtwisselingsschema met bijbehorende bemestingen en bespuitingen worden toegepast. 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 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 jaren nog een bijdrage leveren aan de totale vracht die uitspoelt naar het oppervlaktewater.

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 1 Zuid- en 1 Noord-profiel);
— toepassingstijdstip grondontsmetting (1 kwetsbaar profiel, 2 meteo-jaren).

Daarnaast is voor enkele aspecten waarvoor in de modellen aannamen zijn gedaan een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd:

— De invloed van de K_{om}- en DT_{50}-waarde op de drainwaterconcentratie en de uitspoelvracht van een stof die goed uitspoelt.

— Omzettingssnelheid in de verzadigde zone van metamitron. 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 zou plaatsvinden.
— De invloed van het tijdstip waarop bolontsmettingsmiddelen in de bodem vrijkomen. In de standaard berekeningen wordt verondersteld dat de ontsmettingsmiddelen direct bij het planten van de bollen in de bodem beschikbaar komen. Op basis van ongepubliceerde onderzoeksgegevens van het Laboratorium voor Bloembollenonderzoek m.b.t. tot het verloop van residu-concentraties op bloembollen wordt nagegaan wat het effect is van een gefaseerd vrijkomen in de bodem van carbendazim en prochloraz, resp. van afbraak van deze middelen op de bol.

Bij meststoffen wordt de langjarige berekening uitgevoerd voor een enkel profiel om inzicht te krijgen in het milieueffect van:
— invloed van kwel (voor een kwetsbare hoogwater- en kwetsbare laagwater-variant in Zuid-Holland);
— slootpeil opzetten i.p.v. beregenen (Noord-Holland);
— geen fosfaataanvoer tot het streefgetal is bereikt (veel gronden hebben Pw boven het streefgetal; hoe lang duurt het voordat Pw-streefniveau wordt bereikt, en met welke uitspoeling gaat dat gepaard);
— stalmest na de oogst i.p.v. voor het planten;
— stuifbestrijding met cellulose i.p.v. GFT-compost (cellulose bevat geen nutriënten);
— voor Z1H of Z2H: het scenario 1987, maar nu zonder drijfmest. Vergelijking met Z1H of Z2H levert informatie t.a.v. de effectiviteit van reeds genomen maatregelen ter vermindering van het meststoffengebruik.

Modeluitvoer
De modellen kunnen een groot aantal grootheden berekenen. Voor dit onderzoek is gekozen het gedrag van bestrijdingsmiddelen te karakteriseren aan de hand van de volgende grootheden:
— fractie van de dosering die naar grondwater uitspoelt;
— maximumconcentratie optredend 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;
— maximumconcentratie optredend 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 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.

4.3 Schatting van de emissie van bestrijdingsmiddelen in 1987 en 2000

Ter invoer zijn de gegevens gebruikt van de schematisering (par. 4.2). 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 minimumdikte van de waterlaag 5 cm bedraagt. 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 luchtinsluiting optreden, waardoor minder water nodig is om het profiel anaëroob te maken (Pankow et al., 1995).

In tabel 25 wordt een overzicht gegeven van de veronderstelde toepassing van een aantal bestrijdingsmiddelen in 1987 en 2000. De stofparameters K_{om} en DT_{50} voor deze middelen hebben de waarden gekregen, zoals die gevonden zijn in de laboratoriumexperimenten (tabel 15), na toetsing (tabel 17) en in de literatuur.

Nogmaals zij hier vermeld dat de vergelijking tussen 1987 en 2000 niet zuiver is, omdat enkele belangrijke middelen (bv. dithiocarbamaten, o.a. zineb/maneb) niet in de vergelijking zijn opgenomen.

In tabel 26 t/m 29 staan de resultaten van de schattingen van de emissies van een aantal bestrijdingsmiddelen in de scenario 1987 en scenario 2000. Weergegeven zijn de fracties van de totaal gegeven hoeveelheden die uitspoelen naar het grondwater en via de drains naar het oppervlaktewater (tabel 26 en 28). De berekende fracties zijn het resultaat van de uitspoeling over 36 jaar, gedeeld door de totale gift over 24 jaar (par. 4.2). De piekconcentraties in het grondwater van 1-2 m - mv. en in het drainwater (tabellen 27 en 29) zijn de hoogste pieken van het voortschrijdend gemiddelde over 4 dagen in 24 jaar.

Tabel 25 Toepassing van bestrijdingsmiddelen in scenario 1987 en scenario 2000 (kg.ha^{-1}.j^{-1})

Stof	Gewas	Behandeling										Totaal	
		Bolontsmett.		Onkruidbestr.		Vuurbestr.		Virusbestr.		Grondontsm.			
		1987	2000	1987	2000	1987	2000	1987	2000	1987	2000	1987	2000
bentazon	lelie												
	tulp												
	narcis				1,44								1,44
	hyacint												
	gemid.				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
	gemid.	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
	gemid.			0,54	0,97							0,54	0,97
dichloor-	lelie												
propeen	tulp												
	narcis												
	hyacint									136,8	92,8	136,8	92,8
	gemidd. Noord									34,2	23,2	34,2	23,2
	gemidd. Zuid									54,7	23,2	54,7	23,2
deltametrin	lelie							0,11	0,14			0,11	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												
	gemid .			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
	gemid.	0,24	0,82				0,46					0,24	1,28
Totaal Noord-Holland												38,1	28,1
Totaal Zuid-Holland												58,6	28,1

Tabel 26 Fractie van toegediende stof (%) die uitspoelt in drainwater en naar grondwater in Noord-Holland

Stof	Inundatie	Org. stof (%)	Additie (kg.ha^{-1})		Uitsp. drain		Uitsp. grondw.	
			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
dichloor-propeen	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
deltametrin	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

Tabel 27 Piekconcentraties in de laag 1-2 m - mv. en in het drainwater (µg.l⁻¹) in Noord-Holland

Stof	Inundatie	Org. stof (%)	Laag 1-2 m - mv.		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
dichloor-propeen	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
deltametrin	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	-	0,781	-	3,71
		1	-	1,60	-	9,64
		0,5	-	3,17	-	26,1
	nee	1,5	-	0,781	-	3,71
		1	-	1,60	-	9,64
		0,5	-	3,17	-	26,1

Tabel 28 Fractie van toegediende stof die uitspoelt naar drainwater en grondwater in Zuid-Holland

Stof	Peil	Org. stof (%)	Additie ($kg.ha^{-1}$)		Uitsp. drain		Uitsp. grondw.	
			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
dichloor-propeen	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
deltametrin	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	-	12,30	-
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

Tabel 29 Piekconcentraties in de laag 1-2 m - mv. en in het drainwater (µg.l⁻¹) in Zuid-Holland

Stof	Peil	Org. stof (%)	Laag 1-2 m - mv.		Drainwater	
			1987	2000	1987	2000
bentazon	hoog	1,5	-	0,13	-	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
dichloor-propeen	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
deltametrin	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	-	0,108	-	3,23
		1	-	0,487	-	5,02
		0,5	-	2,09	-	14,6
	laag	1,5	-	2,01	-	0,991
		1	-	0,821	-	2,64
		0,5	-	2,87	-	11,5

In Noord-Holland wordt nagenoeg geen uitspoeling berekend naar het grondwater (percentage naar het grondwater). Dit is logisch omdat kwel en wegzijging elkaar hier in evenwicht houden en het volledige neerslagoverschot via drainbuizen en via ondiep grondwaterstroming naar de sloten wordt afgevoerd. In Zuid-Holland, waar een gemiddelde wegzijgingsintensiteit van 0,25 $mm.d^{-1}$ is verondersteld, wordt voor enkele stoffen wel 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 gevonden (> 10 $\mu g.l^{-1}$), maar in het grondwater zijn de piekconcentraties meer dan een factor honderd lager dan in het drainwater. Het grootste deel van de toegepaste hoeveelheden carbendazim wordt ingezet voor de bolontsmetting. In het model is dit beschreven als het aanbrengen in de bodem (op een diepte van 15 cm - mv) van 1 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ op het moment van planten. Vrijwel zeker wordt hierdoor de uitspoeling overschat, omdat het middel langzaam en gedeeltelijk, of zelfs helemaal niet vrijkomt van de bollen (par. 3.3.4).

In scenario 2000 worden over het algemeen lagere percentages en piekconcentraties berekend dan in scenario 1987. Uitzonderingen zijn chloridazon, dat in scenario 2000 ook meer toegepast wordt, en bentazon, dat in scenario 1987 niet wordt toegepast. Voor prochloraz wordt een hogere piekconcentratie berekend in 2000 dan in 1987. Dit is logisch omdat deze stof in 2000 meer wordt toegepast (als gewasbespuitingsmiddel) dan in 1987. Deze wijze van toepassing verklaart ook waarom de fractie van prochloraz die uitspoelt naar grond- en drainwater in 2000 juist kleiner is dan die in 1987 (toen de stof alleen als bolontsmettingsmiddel werd toegepast).

Het is zeer opmerkelijk dat voor prochloraz soms concentraties in drainwater van de orde 1 $\mu g.l^{-1}$ worden berekend. Gezien de K_{om} van 6000 $l.kg^{-1}$ en de DT_{50} van 151 d is de verwachte uitspoeling naar het diepere grondwater absoluut verwaarloosbaar (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 bestrijdingsmiddelen transport naar drainbuizen in dergelijke extreme situaties. Dit zou kunnen worden nagegaan met een twee-dimensionaal stromingsmodel.

De invloed van de organische stof is zeer duidelijk zichtbaar in de tabellen 26 tot en met 29. Bij een lager organischestofgehalte spoelt meer uit dan bij een hoger organischestofgehalte, wat ook logisch is omdat organische stof bestrijdingsmiddelen bindt. Bentazon is een uitzondering: voor dit middel heeft de organische stof nauwelijks effect omdat bentazon vrijwel niet sorbeert. Relatief grote invloed van het organischestofgehalte wordt berekend voor chloridazon en linuron.

In tabel 27 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

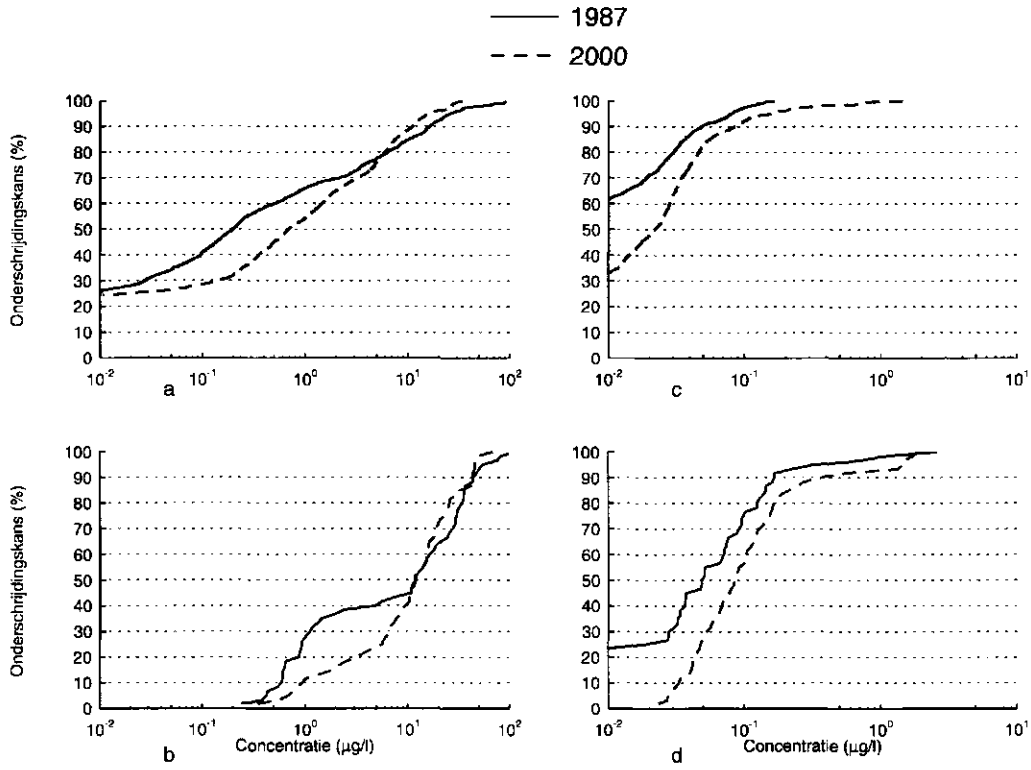


Fig. 40 Onderschrijdingskans van de drainwaterconcentraties van carbendazim (a) en chloridazon (c) en de onderschrijdingskans van de jaarlijkse piekconcentratie van carbendazim (b) en chloridazon (d) in Noord-Holland

water uit de drains met hogere concentraties. Ter vergelijking zij vermeld dat in de veldstudies (par. 2.6.2.1) voor HTI en (in mindere mate) chloridazon direct na inundatie de hoogste concentraties in drainwater werden gemeten.

De norm voor bestrijdingsmiddelen in het grondwater op 10 m diepte ligt op 0,1 $\mu g.l^{-1}$. In Noord-Holland wordt volgens berekening deze waarde regelmatig overschreden in het ondiepe grondwater (1-2 m - mv.). Bij de stoffen bentazon, carbendazim, linuron en HTI wordt zowel in 1987 als in 2000 de norm overschreden. Bij lage organischestofgehalten is het risico van normoverschrijding het grootst. Voor chloridazon ligt bij een 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 met **metamitron** helemaal geen risico worden gelopen om boven de norm uit te komen, maar hier is uitgegaan van een snelle afbraak van metamitron. De laatste fractie breekt echter veel langzamer af, waardoor hogere piekconcentraties zouden kunnen optreden.

Tabel 29 geeft aan dat de deltametrinconcentratie in drainwater maximaal 0,3 $\mu g.l^{-1}$ is bij laag organischestofgehalte; 1987. Hierbij moet wel worden bedacht dat gerekend is met een ondergrens van de K_{om} (500 $l.kg^{-1}$; zie tabel 16). De berekende deltamethrin-concentraties zijn dus bovengrenzen.

Omdat piekconcentaties op zichzelf weinig zeggen over de risico's van uitspoelen zijn frequentiediagrammen gemaakt van carbendazim en chloridazon voor 4 verschillende profielen (fig. 40) Noord-Holland, zonder inundatie en Zuid-Holland, 2000 (fig. 41).

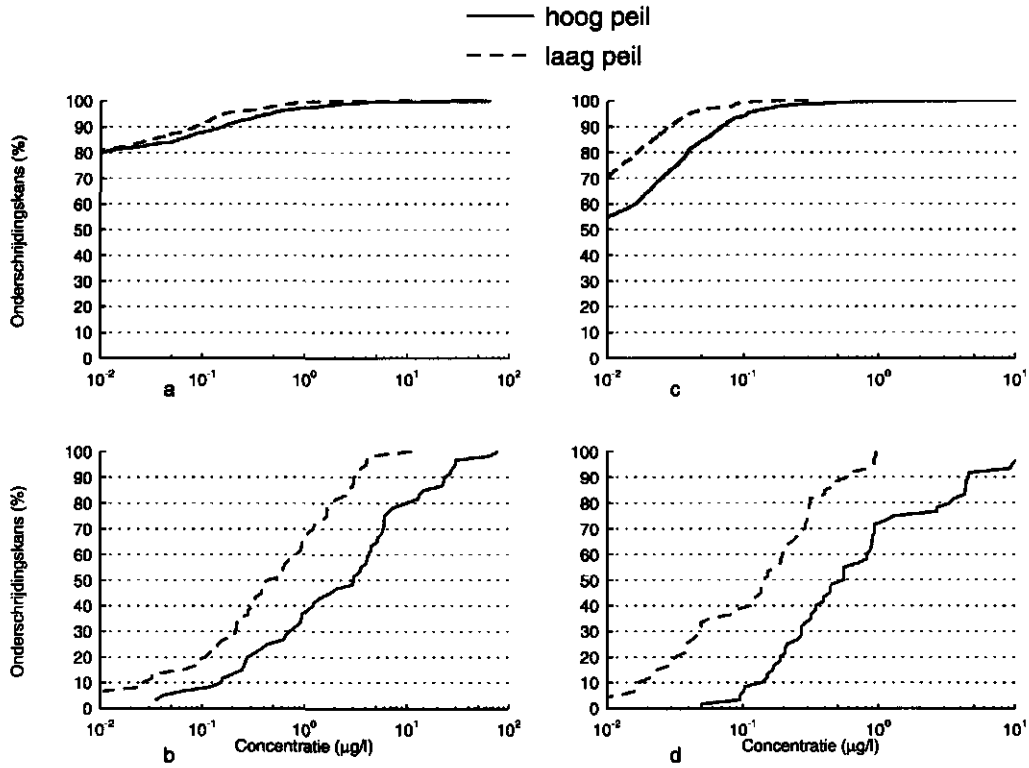


Fig. 41 Onderschrijdingskans van de drainwaterconcentraties van carbendazim (a) en chloridazon (c) en de onderschrijdingskans van de jaarlijkse piekconcentratie van carbendazim (b) en chloridazon (d) voor de hoog-peil en de laag-peil variant van scenario 1987 in Zuid-Holland

In deze grafieken is af te lezen hoe groot de kans is dat de concentratie in het drainwater onder een bepaalde waarde komt. De bovenste figuren (a en c) geven de concentraties op dagbasis weer, de onderste figuren (b en d) geven de jaarlijkse piekconcentratie weer, waarbij de vruchtwisseling 4 keer verschoven is over de weerjaren. Hierdoor wordt het effect van zeer natte en zeer droge jaren over de gehele vruchtwisseling uitgesmeerd en wordt een goed beeld verkregen van de hoogte van de piekconcentraties. Wanneer er geen afvoer is, is de concentratie op nul gesteld. 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.

De jaarlijkse piekconcentaties voor Noord-Holland (fig. 34b) liggen allemaal boven de waarde van 0,1 $\mu g.l^{-1}$. In fig. 34b is te zien dat binnen een jaar in scenario 1987 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 het gebruik als bolontsmettingsmiddel. 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 instantaan wordt toegediend, terwijl het eigenlijk pas geleidelijk vrij komt na de winter. Voor een uitvoeriger bespreking hiervan wordt verwezen naar par. 3.3.4. Chloridazon blijft in Noord-Holland voor ruim 90% onder de norm. De jaarlijkse pieken blijven voor 60 (2000) tot bijna 80% (1987) onder de norm. De kans dat de concentratie van chloridazon de norm overschrijdt is erg klein.

In Zuid-Holland liggen de dagconcentraties voor zowel carbendazim als chloridazon voor 90% onder norm van 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 de norm. Bij een lagere verhouding van afvoer/wegzijging komt 10% van de jaren een concentratie voor die lager is dan de norm. In Zuid-Holland worden dus over het algemeen lagere carbendazimconcentraties berekend dan in Noord-Holland. Voor chloridazon worden in Zuid-Holland juist hogere jaarlijkse piekconcentraties berekend, terwijl deze binnen een jaar zeer weinig voorkomen. Binnen een jaar liggen voor beide wegzijgingsvarianten 95% van de dagelijkse concentraties onder de norm.

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.

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 een bloembollenperceel uit 1991 leverde een maximale concentratie in de tijd op van ongeveer 10 $\mu g.l^{-1}$ in ondiep grondwater. Aangezien dit RIVM-onderzoek slechts ongeveer een jaar duurde, kan verwacht worden dat de piekconcentraties in grond- en drainwater van ETU vermoedelijk boven 10 $\mu g.l^{-1}$ zullen liggen.

Een vergelijking van het veldonderzoek en van het hierbeschreven modelonderzoek is voor een aantal stoffen mogelijk, namelijk carbendazim, chloridazon, dichloorpropeen, prochloraz en metamitron. Met uitzondering van carbendazim zijn de modelberekeningsresultaten (fractie die uitspoelt; maximale drainwaterconcentraties) van dezelfde orde als de veldwaarnemingen. Voor carbendazim leveren de modelberekeningen aanzienlijk hogere waarden op dan in de veldwaarnemingen. De oorzaak voor dit verschil moet waarschijnlijk gezocht worden in de wijze waarop toediening van bolontsmettingsmiddelen is gemodelleerd (par. 3.3.4.).

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

4.4.1 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 peil 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 ontsmetting is geploegd tot 60 cm - mv. Dit is dus direct na de oogst van narcis.

4 *toepassingstijdstip grondontsmetting*
De grondontsmetting is 2 maanden later toegepast, dus van 15 augustus naar 15 oktober.

De varianten 1 tot en met 3 zijn doorgerekend met de stof chloridazon en in scenario 2000, omdat deze stof ook in 2000 veel gebruikt wordt en redelijk uitspoelt. Het organischestofgehalte is steeds 1%.

Tabel 30 Uitspoelingsfractie van de totale gift (%) en piekconcentraties ($\mu g.l^{-1}$) in grondwater in de laag 1-2 m - mv. en drainwater als gevolg van enkele hydrologische en teeltmaatregelen

Maatregel	Profiel	Stof	Piekconcentratie		Uitspoelingsfractie	
			grondwater	drain	drain	grondwater
0 referentie	Noord, zonder	chloridazon	$2{,}01*10^{-1}$	1,47	0,050	0,000
	Zuid, hoog		$2{,}44*10^{-3}$	11,0	0,061	0,000
	Zuid, laag		$6{,}93*10^{-3}$	$2{,}97*10^{-1}$	0,009	0,000
1 kwel	Zuid, hoog	chloridazon	$3{,}62*10^{-4}$	9,65	0,070	0,000
	Zuid, laag		$2{,}14*10^{-3}$	$3{,}35*10^{-1}$	0,012	0,000
2 slootpeil	Noord, zonder	chloridazon	$1{,}50*10^{-1}$	1,72	0,054	0,000
3 diepploegen	Noord, zonder	chloridazon	$2{,}07*10^{-1}$	1,47	0,062	0,000
	Zuid, hoog		$4{,}81*10^{-2}$	11,0	0,102	0,002
	Zuid, laag		$7{,}84*10^{-2}$	1,19	0,049	0,003
0 referentie	Noord, zonder	dichloor-	$2{,}88*10^{-3}$	$2{,}29*10^{-2}$	0,000	0,000
	Zuid, hoog	propeen	$1{,}76*10^{-6}$	2,67	0,000	0,000
4 tijdstip	Noord, zonder	dichloor-	19,4	170	0,292	0,000
grondontsm.	Zuid, hoog	propeen	$1{,}91*10^{-4}$	2,85	0,001	0,000

4.4.2 Resultaten

De resultaten van de effecten van de maatregelen staan in tabel 30. In het onderste gedeelte van de tabel staan de referentiewaarden. Dit zijn de resultaten van de berekeningen zoals ze voor de scenario's zijn uitgevoerd en zijn dus hetzelfde als in de tabellen 26 t/m 29. De maatregelen 1 t/m 3 moeten vergeleken worden met de waarden voor chloridazon en de resultaten van maatregel 4 hebben betrekking op dichloorpropeen.

Kwel
Kwel in plaats van wegzijging resulteert in lagere piekconcentraties in het grondwater tussen 1 en 2 m - mv. Dit komt door het verdunningseffect van kwelwater, doordat het kwelwater geen bestrijdingsmiddelen bevat. In het drainwater wordt bij het hoge peil ook lagere piekconcentratie berekend, maar de fractie is groter. Bij het lage peil wordt zowel een hogere piekconcentratie berekend, als een hogere fractie. Dit betekent dus dat door de invloed van kwel meer stof uitspoelt via het drainwater, maar minder via het grondwater.

Slootpeil
Het opzetten van het slootpeil heeft weinig effect op de uitspoeling van chloridazon in Noord-Holland. De piekconcentratie in het grondwater is iets lager, terwijl de piekconcentratie in het drainwater iets hoger is. De fractie van de dosering die uitspoelt via het drainwater is dan ook iets hoger (0,054% t.o.v. 0,050%).

Diepploegen
Diepploegen resulteert in hogere piekconcentraties in het grondwater. In het drainwater is het effect minder uitgesproken. De fracties nemen voor beide routes fors toe. 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 menging dan relatief groter is.

Tijdstip grondontsmetting
Het tijdstip van grondontsmetting heeft zeer grote invloed op de uitspoeling van dichloorpropeen, vooral in Noord-Holland. Wanneer laat in het jaar grondontsmetting plaatsvindt, kan de piekconcentratie met meer dan een factor 1000 toenemen. Groen (1991) berekende dat de drainwaterconcentratie van dichloorpropeen gemiddeld 9 maal zo hoog is bij toepassing op 15 oktober i.p.v. 15 september. Van Bakel et al. (1992) berekenen een factor 20 hogere concentraties van een grondontsmettingsmiddel, wanneer de grondontsmetting op 15 oktober plaatsvindt i.p.v. 15 september. De maximale concentratie is sterk afhankelijk van het weer vlak na de grondontsmetting. Is er veel neerslag in de periode vlak na de grondontsmetting, dan is de kans groot dat hoge concentraties voorkomen in grond- en drainwater.

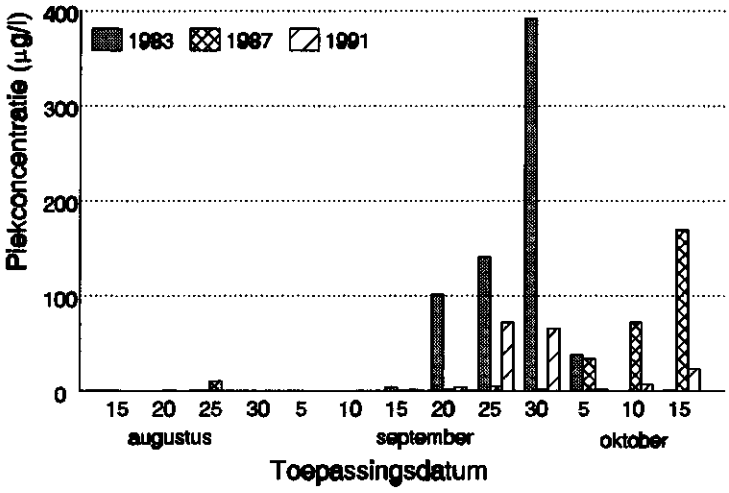


Fig. 42 Berekende piekconcentratie van dichloorpropeen in drains na toepassing op een bepaalde datum in 1983, 1987 en 1991

In 1983 komt de hoogste piekconcentratie voor wanneer de grondontsmetting plaatsvindt op 30 september (fig. 42). 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 invloed van het weer op de uitspoeling van dichloorpropeen.

De resultaten van fig. 42 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. 42 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 range 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. 42

5 Conclusies

5.1 Bestrijdingsmiddelen

5.1.1 Veldonderzoek

In **neerslag** werd in negen van de 44 monsters bestrijdingsmiddel aangetroffen. Chloridazon werd aangetroffen in 3 van de 9 monsters, carbendazim in 4 van de 13 monsters , metamitron in 1 van de 10 monsters en prochloraz in 1 van de 12 monsters (8%). Procymidon werd niet aangetroffen. De hoogst gemeten concentratie bedroeg 0,35 $\mu g.l^{-1}$ van het herbicide chloridazon. Bij de interpretatie van deze en andere depositie-studies en bij de opzet van volgende studies moet er rekening mee worden gehouden dat de plaats van het opvangvat invloed kan hebben op de gemeten concentratieniveaus. Bij plaatsing van opvangvaten dichtbij behandelde percelen kan depositie van spuitdrift in de opvangtrechters plaatsvinden. De bijdrage van gevonden bestrijdingsmiddelenconcentraties in neerslag aan de verontreiniging van oppervlaktewater ligt ongeveer op het niveau van een tot enkele honderdsten van een $\mu g.l^{-1}$.

In drie veldexperimenten werden emissies van de middelen (es)fenvaleraat en chloridazon en van de kleurstof briljant sulfoflavine door **spuitdrift** gemeten. Onder de experimentele omstandigheden werd voor de depositie per eenheid wateroppervlakte de streefwaarde van 0,2% van de dosering op het perceel overschreden. De depositie nam in de eerste 1,5 m naast het gewas sterk af, daarbuiten was de afname meer geleidelijk. Het overwaaien van spuitvloeistof (spuitdrift) kan een bijdrage leveren aan de bestrijdingsmiddelen-concentratie in oppervlaktewater van 1,0 $\mu g.l^{-1}$ en (aanzienlijk) hoger.

In **drainwater** te St. Maartensbrug werden carbendazim en chloridazon regelmatig aangetroffen. HTI en metamitron werden incidenteel gemeten. De gemiddelde concentraties in het drainwater waren ongeveer gelijk aan, de piekconcentraties in het algemeen water hoger dan die in slootwater. De hoogste concentratie van chloridazon en HTI (maar niet van carbendazim) werd bereikt in de inundatieperiode.

In **drainwater** te Wassenaar werd chloridazon regelmatig aangetroffen en carbendazim, HTI en metamitron incidenteel. De gemiddelde concentraties in het drainwater waren ongeveer gelijk aan die in slootwater. Alleen de carbendazim-concentratie in het drainwater was lager dan die van slootwater; mogelijk heeft een andere emissieroute bv. spuitdrift bijgedragen aan de hogere slootwaterconcentratie.

In **slootwater** te St. Maartensbrug werden carbendazim en chloridazon regelmatig aangetroffen. Incidenteel werden ook HTI, prochloraz en metamitron gemeten. De gemiddelde concentraties lagen voor alle middelen laag (0,02-0,28 $\mu g.l^{-1}$). De maximale gemeten concentraties waren lager dan 0,3 $\mu g.l^{-1}$ m.u.v. carbendazim (0,69 $\mu g.l^{-1}$) en chloridazon (2,4 $\mu g.l^{-1}$); waarschijnlijk is de hoge maximaal gemeten chloridazon-concentratie (mede) veroorzaakt door spuitdrift. Het kan niet worden uitgesloten dat door de achtwekelijkse be-

monstering kortdurende concentratiepieken zijn afgevlakt. Alleen in het geval van carbendazim liggen de gemeten waarden boven of rond de MTR-waarde voor oppervlaktewater (0,07 $\mu g.l^{-1}$). Voor de andere stoffen worden oppervlaktewaternormen niet overschreden.

In **slootwater** te Wassenaar werd chloridazon regelmatig aangetroffen. Carbendazim, metamitron en prochloraz werden incidenteel gemeten. HTI werd in geen van de 14 monsters aangetroffen. De gemiddelde concentraties lagen voor alle middelen laag (0,02-0,28 $\mu g.l^{-1}$). De maximale gemeten concentraties waren lager dan 0,3 $\mu g.l^{-1}$ m.u.v. carbendazim (0,69 $\mu g.l^{-1}$). Het kan niet worden uitgesloten dat door de achtwekelijkse bemonstering kortdurende concentratiepieken zijn afgevlakt. Alleen in het geval van carbendazim liggen de gemeten waarden boven of rond de MTR-waarde voor oppervlaktewater (0,07 $\mu g.l^{-1}$). Voor de andere stoffen worden oppervlaktewaternormen niet overschreden.

Uit een vergelijking van de in het slootwater afgevoerde vrachten bestrijdingsmiddelen met de toegepaste hoeveelheden blijkt, dat slechts een fractie van de toegepaste middelen (promillen tot enkele tienden van procenten) in het slootwater wordt teruggevonden. Dit is beduidend lager dan vooraf werd aangenomen.

In **slootbodem**materiaal werden prochloraz en procymidon éénmaal aangetroffen in waterbodemmateriaal uit St. Maartensbrug (concentratie 0,004 $mg.kg^{-1}$ van beide stoffen).

De emissies van bestrijdingsmiddelen van bloembollenpercelen via bodemroutes en via atmosferische depositie dragen slechts in zeer beperkte mate bij aan de belasting van het oppervlaktewater. De bijdrage aan de oppervlaktewaterbelasting door spuitdrift aanzienlijk groter te kunnen zijn. Gegevens uit andere studies wijzen ook op een belangrijke emissieroute vanuit (de omgeving van) bedrijfsgebouwen, vermoedelijk in relatie tot bolontsmetting.

De DT_{50}-waarde van HTI bedroeg onder veldomstandigheden ongeveer 100 dagen. Dit wijst op een kortere persistentie van de stof dan verwacht werd op basis van de laboratoriumstudie. De veldstudie bevestigt de snelle omzetting van metamitron zoals gevonden in de lab-studie. Deze omzetting is veel sneller dan verwacht en hangt vermoedelijk samen met adaptatie van microbiële populaties in deze grondsoorten.

5.1.2 Laboratoriumstudies

In laboratoriumexperimenten werden voor het omzettingsproduct 1,3-chloorallylalcohol van 1,3-dichloorpropeen en voor metamitron gegevens verzameld over hun omzettingssnelheid in waterverzadigde ondergrondmaterialen van de betreffende percelen bij 10 °C. De DT_{50} van de isomeren van chloorallylalcohol was niet langer dan 2 dagen: dit omzettingsproduct wordt dus zeer snel omgezet in de waterverzadigde zone. De DT_{50} van metamitron bedroeg 30-40 dagen. Deze resultaten geven aan dat de omzetting van deze stoffen in de waterverzadigde zone hun emissie naar het diepere grondwater in belangrijke mate kan beperken.

5.1.3 Modelstudies

Uit de toets van het TRANSOL model bleek dat de uitspoeling van metamitron in redelijk goed werd verklaard maar dat het model op beide locaties in een aantal periodes de concentratie van metamitron in grond- en drainwater te laag inschatte.

Uit de toets met chloorallylalcohol bleek dat het model de concentraties in het grondwater meestal goed verklaarde maar dat op twee tijdstippen concentraties van de orde van 1 $\mu g.l^{-1}$ in grondwater gemeten werden terwijl het model concentraties beneden de detectiegrens berekende. De concentraties in drainwater (allen beneden de detectiegrens) werden goed verklaard door het model.

Onder extreme omstandigheden, zoals bij extreem hoge waterstand/regenval resp. bij zeer lage uitspoelingsfracties (< 0,1% van de dosering) van de middelen, neigt het model ertoe te hoge resp. te lage concentraties te berekenen.

Het organischestofgehalte van het profiel heeft een belangrijke invloed op de uitspoeling van vrijwel alle gewasbeschermingsmiddelen. Bij een laag gehalte van 0,5% wordt (afhankelijk van de stof soms aanzienlijk) meer uitspoeling berekend dan bij een gehalte van 1,5%.

Bij een minder sterke wegzijgingsvariant wordt relatief meer uitspoeling berekend naar het oppervlaktewater dan in een sterker wegzijgingsprofiel.

Als gevolg van kwel (i.p.v. wegzijging) wordt het percentage uitspoeling van gewasbeschermingsmiddelen naar de drains in het algemeen iets groter. De maximum-concentraties nemen zowel in grond- als drainwater bij toenemende kwel af.

Diepploegen (tot 60 cm diepte) kan resulteren in (afhankelijk van de omstandigheden weinig tot fors) verhoogde maximumconcentraties in het ondiepe grondwater en in drainwater. Door het diepploegen worden in de bouwvoor aanwezige middelen op grotere diepte gebracht, waar deze langzamer afbreken en eerder bij het drain- en het grondwater komen.

Het tijdstip van grondontsmetting heeft grote invloed op de uitspoeling van dichloorpropeen van drain- en grondwater. Toepassingen vóór 15 september leiden meestal niet tot enige uitspoeling. Na die datum is de uitspoelingskans veel groter. Veel neerslag in de periode vlak na de grondontsmetting leidt tot meer uitspoeling.

5.2 Nutriënten

Uit het veldonderzoek, het laboratoriumonderzoek en uit het modelonderzoek blijkt dat door het geringe vermogen van kalkrijke zandige bloembollengronden fosfaat te bufferen, de fosfaatuitspoeling de milieunormen overschrijdt. Dit stelt alle betrokken partijen voor problemen.

5.2.1 Veldonderzoek

De norm voor het oppervlaktewater wordt op de beide onderzoekslocaties vrijwel steeds overschreden voor zowel stikstof als fosfor. In St. Maartensbrug bedraagt de overschrijding voor N en P een factor 4 resp. 4 à 15. Op de onderzoekslocatie in Wassenaar bedraagt de overschrijding voor N en P 2 à 4 resp. 30 à 70.

Binnen een perceel en tussen percelen kunnen aanzienlijke verschillen bestaan in de drainwaterconcentratie ten gevolge van de ruimtelijke variabiliteit van factoren die de uitspoeling beïnvloeden.

Op de beide onderzoekspercelen blijkt de 'ondergrond' een belangrijke bron te kunnen zijn voor de belasting van het oppervlaktewater. Binnen de percelen worden echter grote verschillen geconstateerd. Het opstellen van een eenduidige relatie tussen mestgift en uitspoeling per perceel of per bedrijf is daarom bijzonder moeilijk. Verwacht wordt dat het afleiden van een relatie tussen mestgift, bodemvruchtbaarheidsparameters en nutriëntenverliezen uit de bouwvoor meer kans van slagen heeft.

5.2.1.1 St. Maartensbrug

Stikstofconcentraties
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.

In het grondwater op drainniveau worden periodiek hoge nitraatconcentraties aangetroffen en berekend. Echter, 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.

De drainwaterconcentraties van totaal-N bedragen gemiddeld 7 $mg.l^{-1}$, met een grote spreiding. Het grootste gedeelte van deze stikstof bevindt zich in de vorm van opgelost organisch-N. Ammonium komt voor met een concentratie van 2 à 3 $mg.l^{-1}$ NH_4-N. In de nazomer wordt bij profiel 1 incidenteel nitraat gemeten. Bij profiel 2 worden lagere nitraatgehalten in het drainwater gemeten dan bij profiel 1.

Het verloop van de opgelost organisch-N-concentraties in het drainwater over 1992 en 1993 vertoont een dalende tendens in beide profielen.

Fosfaatconcentraties
De ortho-fosfaatconcentraties in het drainwater van profiel 1 bedragen 1,5 tot 3 $mg.l^{-1}$. Hogere gemeten uitschieters vallen in de periode dat de verzameldrains zijn geïnstalleerd of verplaatst en zijn daarom minder betrouwbaar. De PO_4-P-concentraties in het drainwater van profiel 2 liggen in het traject 0,2 tot 1 $mg.l^{-1}$. De totaal-P-concentraties in het drainwater van profiel 2 ligt in de range 0,5 tot 1 $mg.l^{-1}$. Overigens bestaan er grote verschillen tussen profiel 1 en profiel 2. Profiel 1 heeft andere chemische eigenschappen dan profiel 1 waardoor gemakkelijker geaccumuleerd fosfaat vrijkomt. Binnen het profiel kunnen grote

variaties optreden. Op een afstand van 20 m kunnen de fosfaatconcentraties in het drainwater met een factor 2 van elkaar verschillen (1,5 en 3 $mg.l^{-1}$ P).

In het drainwater is ondanks de verminderde fosfaatbemesting nog geen dalende trend in de concentraties merkbaar.

5.2.1.2 Wassenaar

Stikstofconcentraties
De uitspoeling van stikstofcomponenten uit de bouwvoor naar de ondergond bedraagt 75 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N. Dit getal is lager dan op het proefbedrijf De Noord te St. Maartenbrug.. De stikstofbelasting van het oppervlaktewater bedraagt 55 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$. 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.

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 voor een belangrijk gedeelte boven 6 $mg.l^{-1}$ NH_4-N. Bij profiel B bedraagt de gemiddelde ammoniumconcentratie 3,5 $mg.l^{-1}$. De organisch-N- concentraties zijn vergelijkbaar voor beide profielen: een grote spreiding in het begin en een gemiddelde waarde van 3,5-4 $mg.l^{-1}$. In beide profielen daalt de concentratie organisch-N in drainwater tot 1 $mg.l^{-1}$ in het begin van 1994.

Fosfaatconcentraties
In het bovenste grondwater worden concentraties gemeten in het traject 10-20 $mg.l^{-1}$ P. De metingen vertonen een grote variatie. In het drainwater liggen de concentraties tussen 5 en 15 $mg.l^{-1}$ P bij profiel A en 5 en 10 $mg.l^{-1}$ P bij profiel B. De drainwaterconcentraties liggen lager dan in het grondwater in de zone tussen 0,8 en 1,2 m - mv. Het concentratieniveau in het drainwater komt tot stand doordat het water uit de laag 0,8-1,2 m - mv. wordt bijgemengd met dieper grondwater dat lagere concentraties bevat. Geconcludeerd wordt dat een aanzienlijk deel van de fosfaatvoorraad in de zone van het drainniveau afkomstig is uit bemestingen in het verleden. De hoge concentraties treden op omdat de capaciteit van de bodem om fosfaat te binden vrijwel verbruikt is.

In de drains is een dalende tendens zichtbaar. Door de grote spreiding is deze tendens niet waarneembaar in de geanalyseerde grondwatermonsters, in het drainwater echter wel.

Alhoewel het organisch-P in de totale afvoer slechts een geringe rol speelt, liggen de concentraties in het drainwater boven de AMK-waarde voor oppervlaktewater.

5.2.2 Laboratoriumstudie naar het gedrag van fosfaat

Voor de beschrijving van de fosfaatreactie in kalkrijke zandgronden kan onderscheid worden gemaakt in een reversibele adsorptiereactie en een matig slecht oplosbare precipitatiereactie.

Het fosfaatbindend vermogen van kalkrijke zandgronden is relatief laag in vergelijking tot de kalkloze zandgronden. Onderscheid in fosfaatbindend vermogen kan worden gemaakt tussen jonge wadzandgronden en oude kustduinzandgronden. Via extrapolatie van de laboratoriumresultaten wordt geschat dat het maximaal fosfaatbindend vermogen voor deze gronden (bij een bufferconcentratie van 30 $mg.l^{-1}$ P en een variërende calciumconcentratie van 100 tot 200 $mg.l^{-1}$ Ca) varieert van resp. 4 tot 8 $mmol.kg^{-1}$ (2 à 4 $ton.ha^{-1}$ P_2O_5) en 2 tot 4 $mmol.kg^{-1}$ (1 à 2 $ton.ha^{-1}$ P_2O_5).

Een beperkt deel van het gebonden fosfaat komt relatief snel weer in oplossing. Bij de onderzochte monsters varieerde de reversibele hoeveelheid van 0,5 tot 1,0 $mmol.kg^{-1}$ P. Dit komt overeen met 250 à 500 $kg.ha^{-1}$ P_2O_5. De relatie tussen deze goed reversibele fractie en de fosfaatconcentratie in oplossing kan goed beschreven worden met de Langmuirvergelijking.

Uit de validatie met behulp van kolomproeven bleek dat met de parameters die uit de schudproeven zijn afgeleid de fosfaatdoorbraakcurven goed gesimuleerd kunnen worden.

Op grond van het lab.-onderzoek kan de gemiddelde jaarlijkse uitspoeling van fosfaat per ha bloembollengrond berekend worden op 15-35 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$. De periode van uitspoeling van deze fractie bedraagt 5-35 jaar. Na volledige uitspoeling van deze makkelijk oplosbare fractie, bedraagt de jaarlijkse uitspoeling van fosfaat 2 tot 6 kg per ha. Dit is het dubbele van de uitspoeling van natuurlijke kalkrijke zandgrond.

Uit de beschrijving van de reversibiliteit van de fosfaatbinding kon afgeleid worden dat bij een Pw-getal van 25 $mg.l^{-1}$ P_2O_5 voor de gehele bouwvoor van bollenpercelen (P_w-streefgetal), de fosfaatuitspoeling naar diepere lagen (w.o. de drains) kan variëren van 3 tot 8 $mg.l^{-1}$ P. Indien maximaal fosfaatconcentraties naar de drain mogen uitspoelen die gelijk zijn aan de norm voor het oppervlaktewater (0,15 $mg.l^{-1}$ P), wordt verwacht dat dit alleen realiseerbaar is bij een fosfaatbodemvruchtbaarheidstoestand van een perceel behorend tot de klasse laag.

Gezien het lage gehalte aan goed reversibel gebonden fosfaat wordt verwacht dat het Pw-getal snel zal dalen bij achterwege blijven van fosfaatbemesting.

Het overgrote deel van het gebonden fosfaat komt matig slecht in oplossing. De fosfaatconcentraties die gemeten zijn nadat de fractie oplosbaar fosfaat is verwijderd variëren van 0,1 tot 0,4 mg l^{-1} P.

Ook voor de uitspoeling van de fractie relatief slecht oplosbaar fosfaat geldt dat deze in veel gevallen net boven de milieudoelstellingen voor het oppervlaktewater zullen liggen.

5.2.3 Modelstudies

Het uitspoelingsmodel is getoetst voor de verschillende percelen. Gebleken is dat het model niet zonder aanvullende gegevens voor een specifiek bloembollenperceel kan worden toegepast. Van het model kan geen nauwkeurig antwoord worden verwacht op het niveau van de grenswaarde voor het oppervlaktewater. Het model is wel geschikt voor het inschatten van de orde van grootte van de drainwaterconcentraties en het vergelijken van onderlinge verschillen in emissies ten gevolge van verschillende scenario's.

In de berekeningen is geconstateerd dat de nitraatuitspoeling naar grond- en oppervlaktewater gevoelig is voor opname door het gewas. Hoge nitraatconcentraties ten gevolge van N-bemesting in combinaties met regenbuien kunnen leiden tot een ongewenste uitspoeling. Door regelmatige toepassing van lage kunstmestgiften kan het risico voor nitraatuitspoeling worden verkleind.

Te weinig kennis is beschikbaar over de relatie tussen de gewasopname en de N- en P-beschikbaarheid bij een verminderde bodemvruchtbaarheid. Deze informatie is ook uit milieukundig oogpunt belangrijk, omdat een verminderde gewasopname kan leiden tot een verhoogde uitspoeling.

Bij de in 1992 en 1993 gehanteerde bemestingspraktijk vindt in St. Maartensbrug een vermindering van de stikstofvoorraad in de bouwvoor plaats ter grootte van 110 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$. In Wassenaar bedraagt de vermindering gemiddeld 62 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$. In St. Maartensbrug werd in 1992 en 1993 geen fosfaat met mest aangevoerd. De vermindering van de fosforvoorraad in de bouwvoor bedraagt jaarlijks 29 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$. Hiervan werd 15 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ P gebruikt voor de gewasopname. De overige 14 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ verplaatst zich naar diepere bodemlagen.

De bemestingspraktijk in Wassenaar leidde gemiddeld tot een ophoping van gemiddeld 12 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ in de bouwvoor. Het overschot bedroeg 39 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$. Het resterende gedeelte (27 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$) verplaatste zich naar diepere bodemlagen. Gemiddeld werd 58 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ P afgevoerd naar het oppervlaktewater. Hiervan is een aanzienlijk gedeelte afkomstig uit de in het verleden opgebouwde voorraad in het bodemprofiel. Ook de uitloging van natuurlijk aanwezige sedimenten in de ondergrond draagt bij aan de belasting van het oppervlaktewater.

Voortzetting van de ingeschatte bemestingspraktijk van de jaren tachtig zou op langere termijn gaan leiden tot een N-belasting van het oppervlaktewater in Noord- en Zuid-Holland van ca. 80 resp. 55 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$. De toename ten opzichte van de gemeten toestand in 1992 en 1993 is 30 resp. 5 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$. Voor fosfor is de toename aanzienlijk groter. Voor de langere termijn zou de bemestingspraktijk uit de jaren tachtig gaan leiden tot een P-afvoer naar het oppervlaktewater van 100 resp. 90 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ P in Noord-Holland resp. Zuid-Holland. De corresponderende drainwaterconcentraties bedragen 15 à 20 $mg.l^{-1}$ P.

Het instellen van een meststoffen-arm scenario waarin de stuifbestrijding en toevoer van organische stof alleen geschiedt door GFT-compost, aangevuld met groenbemesters zou op den duur gaan leiden tot een N-belasting van het oppervlaktewater met 43 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$

N in Noord-Holland en 33 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ in Zuid-Holland. De reductie ten opzichte van de in 1992 en 1993 gemeten situatie is gering in vergelijking met de reductie die voor fosfaat wordt berekend. Voor zowel Noord-Holland als voor Zuid-Holland wordt berekend dat bij dit scenario de P-afvoer naar het oppervlaktewater ca. 10 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ P zal gaan bedragen. Ten opzichte van de situatie in 1992 en 1993 op het proefbedrijf De Noord is dit geen reductie. Ten opzichte van de situatie die zou ontstaan bij handhaving van de oude bemestingspraktijk is het een reductie van ca. 90%. Bij de genoemde P-afvoeren in het scenario 2000 horen drainwaterconcentraties in de range 1,8 tot 2 $mg.l^{-1}$ P. Het organischestofpercentage in de bouwvoor blijft door de aanvoer van GFT-compost op een constant niveau.

De laagste fosfaatconcentraties in drainwater die op langere termijn zouden gaan ontstaan bij stopzetting van alle fosfaataanvoer bedragen 1,5 à 1,8 $mg.l^{-1}$ P. Het is niet haalbaar in grote delen van het bloembollengebied binnen de doorgerekende periode van 60 jaar de grenswaarde voor het oppervlaktewater van 0,15 $mg.l^{-1}$ P te bereiken.

Het scenario 2000 leidt binnen 5 jaar tot een daling van het Pw-getal tot de klasse zeer laag in Noord-Holland. Het model berekent aanzienlijke opbrengstdervingen. In Zuid-Holland verloopt de daling langzamer: ruim 10 jaar voordat de klasse zeer laag is bereikt. Het toepassen van een 'compensatie'gift ter grootte van de gewasonttrekking, vanaf het moment dat de bodemvruchtbaarheidsklasse zeer laag wordt bereikt, leidt in Noord-Holland tot hogere P-concentraties in het drainwater (ca. 3,5 in tegenstelling tot ca. 2 $mg.l^{-1}$ P). In Zuid-Holland zullen de drainwaterconcentraties door dergelijke 'compensatie'giften niet stijgen.

Het Pw-streefgetal voor fosfaat in kalkrijke bollengronden is vastgesteld op 25 $mg.l^{-1}$ P_2O_5. Verwacht wordt dat bij een dergelijk Pw-getal concentraties (op termijn) op drainniveau zullen worden aangetroffen die ruwweg variëren van 3 à 8 $mg.l^{-1}$ P. Dit betekent dat voor normaal landbouwkundig gebruik de fosfaatconcentratie op dit niveau boven de algemene norm zal liggen die voor het oppervlaktewater geldt. Indien op drainage niveau een maximale fosfaatconcentratie mag uitspoelen van 0,10 $mg.l^{-1}$ P zal waarschijnlijk de bodemvruchtbaarheidstoestand van de bodem teruggebracht moeten worden naar de klasse (zeer) laag. Verder valt op te merken dat, gezien het lage gehalte aan goed reversibel gebonden fosfaat, verwacht wordt dat het Pw-getal snel zal dalen bij het achterwege blijven van fosfaatbemesting.

De resultaten voor Zuid-Holland zijn in grote lijnen ook toepasbaar in de kwelzone achter de duinen. In deze strook moet rekening worden gehouden met hogere afvoeren naar het oppervlakte omdat hier geen afvoer naar het grondwater optreedt en er sprake zal zijn van een aanvoer met de kwelstroom.

Stopzetten van beregenen in Noord-Holland, in combinatie met het opzetten van het slootpeil voor de vochtvoorziening, leidt tot een geringe verhoging van de afvoer van stikstof naar het oppervlaktewater.

De maatregel van het niet meer toepassen van drijfmest voor stuifbestrijding leidt in Zuid-Holland tot een vermindering van de oppervlaktewaterbelasting met 10 à 15 $kg.ha^{-1}.j^{-1}$ N ten opzichte van de 'evenwichtssituatie' die zou ontstaan bij handhaving van de oude

bemestingspraktijk. Voor fosfaat wordt een verminderde ophoping en geen reductie van de oppervlaktewaterbelasting berekend.

Het tijdstip waarop stalmest wordt ingemest heeft nauwelijks effect op de uitspoeling van N en P naar het oppervlaktewater.

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.* Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 200.

Baumann, R.A., R. Luttik en R. Gerritsen, 1991. *Bestrijdingsmiddelen in oppervlaktewater van de Hogeveense polder.* Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne. Rapport 711001008.

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. & 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.

Breimer, T., 1988. *De richtlijnen en adviezen gebaseerd op Nmin-onderzoek voor stikstofbemesting van vollegrondsgroentegewassen en enige aromatische kruiden.* Wageningen, CAD voor Bodem-, Water- en Bemestingszaken in de Akker- en Tuinbouw.

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.

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

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.

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

Groenendijk, P., J. Pankow en A. van den Toorn, 1997. *Emissies van bestrijdingsmiddelen en nutriënten in de bloembollenteelt. Veldonderzoek naar de waterbalans en de uitspoeling van nutriënten.* Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 387.4.

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

Hoogheemraadschap van Rijnland, 1993. *Gebiedsgericht onderzoek naar de aanwezigheid van bestrijdingsmiddelen en meststoffen in het oppervlaktewater in tuinbouwgebieden.* Leiden, Hoogheemraadschap van Rijnland.

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.

Kroes, J.G. en P.E. Rijtema, 1996. *TRANSOL, a dynamic simulation model for transport and transformation of solutes in soils.* Wageningen, Winand Staring Centre. Report 103.

KWIN, 1994. *Kwantitatieve Informatie Bloembollen- en bolbloementeelt.* Lisse, IKC. Afd. Bloembollen.

Lagas, P., H.L.J. van Maaren, P. van Zoonen, R.A. Baumann, H.A.G. Heusinkveld, W.N. van der Heeden en M. Koeleman. *Onderzoek naar het voorkomen van bestrijdingsmiddelen in het grondwater in de Provincie Zuid-Holland.* Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne. Rapport 725803001.

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.

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

Matser, A., 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.

Meeuwissen, P.C., 1988. *Mineralenbalansen in de akker- en tuinbouw. Mag het ietsje minder zijn?* Wageningen, Consulentschap voor bodem-, water- en bemestingsaangelegenheden in de akker- en tuinbouw.

Ministerie van LNV, 1991. *Meerjarenplan Gewasbescherming.* Regeringsbeslissing Tweede kamer, vergaderjaar 1990-1991, 21 677, nrs 3-4. 's Gravenhage, Sde Uitgeverij.

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

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

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.

Steenvoorden, J.H.A.M., J.W.H. van der Kolk, R. Rondaij, O.F. Schoumans en R.W. de Waal., 1990. *Bestrijdingsmiddelen en eutrofiërende stoffen in de bodem en water. Verkenning van de problematiek in het landinrichtingsgebied Bergen-Schoorl.* Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 78.

Stokkers, R., 1991. *Onderzoekplan Geïntegreerde Bedrijfssystemen Bloembollenteelt 'De Noord' 1991-1996.* Lisse, Laboratorium voor Bloembollenonderzoek. Rapport 77.

Stokkers, R. en H. van den Berg, 1993. *Onderzoekplan geïntegreerde bedrijfssystemen bloembollenteelt 'De Zuid' 1992-1997.* Lisse, Laboratorium voor Bloembollenonderzoek. Rapport 81.

Vroomen, C.O.N. 1991. *Op weg naar een milieuvriendelijke bollenteelt: gevolgen van het milieubeleid voor de bollenteelt in Zuid-Holland.* Wageningen, Landbouw-Economisch Instituut, Onderzoekverslag 91.

Zande, J.C. van de, H.J. Holterman en J.F.M. Huijsmans, 1995. *Driftbeperking bij de toedienin van gewasbeschermingsmiddelen: evaluatie van de technische mogelijkheden met een driftmodel.* Wageningen, IMAG-DLO. Rapport 95-15.

Niet-gepubliceerde bronnen

Doorn, C. van, 1993. *Bepaling van cluster II van bestrijdingsmiddelen.* Zeist, TNO Voeding, Instituut voor Biotechnologie en Chemie, Divisie Analyse. SOP AANA-/PES/077.

Fraters, B. en J. Linders, 1991. Milieufiche deltamethrin. Wageningen, CTB.

Jong, P.M. de, 1989. Milieufiche prochlopraz. Wageningen, CTB.

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

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

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

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

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

Pankow, J., A. van den Toorn en O.M. Hooyer, 1995. *Waterbalans van een geïnundeerd bloembollenperceel op zandgrond.* Wageningen, DLO-Staring Centrum. Interne Mededeling 367.

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

Plassche, E. v.d. en J. Linders, 1990a. Milieufiche chloridazon. Wageningen, CTB.

Plassche, E. v.d. en J. Linders, 1990b. Milieufiche bentazon. Wageningen, CTB.

Plassche, E. v.d. en J. Linders, 1991. Milieufiche (es)fenvaleraat. Wageningen, CTB.

Provincie Zuid-Holland, 1994. *Bestrijdingsmiddelen in neerslag in Zuid-Holland.* 's Gravenhage, Provincie Zuid-Holland.

Sparenburg, P. en J. Linders, 1991. Milieufiche chloorthalonil. Wageningen, CTB.

Stokkers, R. en M.J. Wondergem, 1993. Geïntegreerde bedrijfssystemen bloembollenteelt De Noord - Jaarverslag 1991/'92. Lisse, Laboratorium voor Bloembollenonderzoek. Intern rapport 019.

Stokkers, R. en M.J. Wondergem, 1995. Geïntegreerde bedrijfssystemen bloembollenteelt De Noord - Jaarverslag 1992/'93. Lisse, Laboratorium voor Bloembollenonderzoek. Intern rapport 040.

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

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

Aanhangsel 1 Teeltgegevens van de onderzoekspercelen

Tijdstippen van teelthandelingen op de onderzoekspercelen te St. Maartensbrug

Jaar	Gewas	Ploegen	Planten	Opkomst	Afsterven	Oogst
'91/'92	tulp	06-12-91	07-12-91	20-03-92	01-06-92	08-07-92
93	lelie	15-03-93	24-03-93	01-05-92	15-10-93	02-11-93
'92	lelie	31-03-92	01-04-92	01-05-92	01-10-92	01-12-92
'92/'93	tulp	08-12-92	09-12-92	01-04-93	01-06-93	05-07-93

Tijdstippen van teelthandelingen op de onderzoekspercelen te Wassenaar

Jaar	Perceel/gewas	Diepploegen Spitten	Planten	Opkomst	Afsterven	Oogst
1992	3a/hyacint	spitten 18-10-91	21-10-91	20-2-92	sterven niet af	17-6-92
1993	3a/lelie	diepploegen 1-4-93	5-4-93	30-4-93	6-12-93	16-12-93
1992	3b/lelie	diepploegen 25-2-92	31-3-92	24-4-92	4-12-92	14-12-92
1993	3b/dahlia	spitten 27-4-93	28-4-93	gelijk met planten	20-10-93	30-10-93
1992	4a/tulp	diepploegen 20-11-91	26-11-91	15-2-92	20-6-92	24-6-92
1993	4a/hyacint	spitten 21-9-92	23-9-92	10-2-93	sterven niet af	18-6-93
1992	4b/tulp	diepploegen 20-11-91	26-11-91	15-2-92	20-6-92	24-6-92
1993	4b/lelie	diepploegen 1-4-93	5-4-93	30-4-93	23-11-93	2-12-93
1992	5a/tulp	diepploegen 20-11-91	26-11-91	15-2-92	20-6-92	24-6-92
1993	5a/hyacint	spitten 9-9-92	13-9-92	15-2-93	sterven niet af	5-7-93
1992	5b/lelie	diepploegen 1-4-92	6-4-92	30-4-92	4-12-92	14-12-92
1993	5b/lelie	diepploegen 23-3-93	29-3-93	23-4-93	24-11-93	3-12-93

Aanhangsel 2 Grondgebruik en vruchtopvolging op de onderzoeksbedrijven

Vruchtopvolging op de onderzoekspercelen te St. Maartensbrug in de periode 1986-1993

Jaar	4	5	14	17
'86/'87	lelie	lelie	tulp	tulp
'87/'88	tulp	tulp	tulp/crocus	tulp/crocus
'88/'89	tulp	tulp	narcis/crocus/tulp	narcis/crocus/tulp
'89/'90	crocus	narcis	lelie	lelie
'90/'91	narcis	lelie	iris	braak
'91/'92	bladrammenas/ crocus	tulp[1]	inundatie/ lelie [1]	bladrammanas/ gras
'92/'93	afrikanen/ lelie [2]	inundatie/ narcis	braak	tulp [2]

[1] metingen van bodemvocht, grondwater en drainwater april 1992 tot april 1993
[2] metingen van bodemvocht, grondwater en drainwater april 1993 t/m april 1994

Vruchtopvolging op de onderzoekspercelen te Wassenaar in de periode 1986-1993

Jaar	3a	3b	4a	4b	5a	5b
1986	narcis	hyacint	tulp	tulp	narcis	narcis
1987	tulp	tulp	dahlia	dahlia	tulp	tulp
1988	hyacint	narcis	tulp	tulp	hyacint	hyacint
1989	tulp	tulp	hyacint	hyacint	tulp	tulp
1990	narcis	hyacint	tulp	tulp	tulp	tulp
1991	tulp	tulp	dahlia	narcis	lelie	hyacint
1992	hyacint	lelie	tulp	tulp	tulp	lelie
1993	lelie	dahlia	hyacint	lelie	hyacint	lelie

Gewassen en cultivars op de onderzoekspercelen te Wassenaar ten tijde van het emissieonderzoek

Jaar	Perceel	Gewas	Cultivar
1991/'92	3a	hyacint	Pink Pearl
1993	3a	lelie	Schub, onder nummer
1992	3b	Lelie	Schub, onder nummer
1993	3b	dahlia	Top Mix roze en geel
1991/'92	4a	tulp	Leen v/d Mark, Golden Apeldoorn, Tifoli
1992/'93	4a	hyacint	Pink Pearl
1991/'92	4b	tulp	Golden Parade, Flamming Parrot
1993	4b	lelie	Schub, onder nummer
1991/'92	5a	tulp	Oxford, Herman Boerhave
1992/'93	5a	hyacint	Pink Pearl
1992	5b	lelie	Acapulco
1993	5b	lelie	Acapulco

Aanhangsel 3 Meststoffenboekhouding van de onderzoeksbedrijven

Mestaanwending en grondbewerking op profiel 1 in St. Maartensbrug

Dagno. vanaf 1-01-1992	Mestsoort/handeling	Hoeveelheid (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	

Mestaanwending en grondbewerking op profiel 2 te St. Maartensbrug

Dagno. vanaf 1-01-1992	Mestsoort/handeling	Hoeveelheid (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

Mestaanwending en grondbewerking op profiel A te Wassenaar

Dagno. vanaf 1-01-92	Mestsoort/handeling	Hoeveelheid (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

Mestaanwending en grondbewerking op profiel B te Wassenaar

Dagno. vanaf 1-01-1992	Mestsoort/handeling	Hoeveelheid (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 4 Toediening van bestrijdingsmiddelen op de onderzoekpercelen

Toediening van bestrijdingsmiddelen (kg.ha^{-1} actieve stof) in St. Maartensbrug, profiel 1, percelen 4 en 5

Middel	Jaar	Gewas	Datum	Dagnr vanaf 1-1-92	Dosis
Chloorthalonyl	1992	tulp	17 - 4	108	0,75
			29 - 4	120	0,75
			13 - 5	134	0,75
			1 - 6	153	0,75
	1993	lelie	20 - 4	476	0,75
			30 - 4	486	0,75
			10 - 5	496	0,75
			19 - 5	505	0,75
			1 - 6	518	0,75
			20 - 6	537	0,75
			8 - 7	555	0,75
			6 - 8	584	0,75
			18 - 8	596	0,75
			31 - 8	609	0,75
			11 - 9	620	0,75
			20 - 9	629	0,75
Prochloraz	1992	tulp	17 - 4	108	0,231
			29 - 4	120	0,231
			13 - 5	134	0,231
			1 - 6	153	0,231
	1993	lelie	25 - 3	450	0,9
			20 - 4	476	0,231
			30 - 4	486	0,231
			10 - 5	496	0,231
			19 - 5	505	0,231
			1 - 6	518	0,231
			20 - 6	537	0,231
			8 - 7	555	0,231
			6 - 8	584	0,231
			18 - 8	596	0,231
			31 - 8	609	0,231
			11 - 9	620	0,231
			20 - 9	629	0,231

Vervolg

Middel	Jaar	Gewas	Datum	Dagnr vanaf 1-1-92	Dosis
carbendazim	1992	tulp	17 - 4	108	0,075
			29 - 4	120	0,075
			13 - 5	134	0,075
			1 - 6	153	0,075
	1993	lelie	25 - 3	450	1,35
			20 - 4	476	0,075
			30 - 4	486	0,075
			10 - 5	496	0,075
			19 - 5	505	0,075
			1 - 6	518	0,075
			20 - 6	537	0,075
			8 - 7	555	0,075
			6 - 8	584	0,075
			18 - 8	596	0,075
			31 - 8	609	0,075
			11 - 9	620	0,075
			20 - 9	629	0,075
			8 - 11	678	1,4
chloridazon	1992	tulp	7 - 3	67	1,0
deltamethrin	1992	tulp	13 - 5	134	0,01
			1 - 6	518	0,01
	1993	lelie	10 - 5	496	0,01
			19 - 5	505	0,01
			1 - 6	518	0,01
			9 - 6	526	0,01
			20 - 6	537	0,01
			30 - 6	547	0,01
			22 - 7	569	0,01
			6 - 8	584	0,01
			18 - 8	596	0,01
			31 - 8	609	0,01
			11 - 9	620	0,01
metamitron	1993	lelie	20 - 4	476	2,1
			19 - 5	505	2,1
			22 - 7	569	2,1

Toediening van bestrijdingsmiddelen (kg.ha^{-1} actieve stof) te St. Maartensbrug, profiel 2, percelen 14 en 17

Middel	Jaar	Gewas	Datum	Dagnr vanaf 1-1-92	Dosis
chloorthalonyl	1992	lelie	13 - 5	134	0,375
			20 - 5	141	0,375
			5 - 6	157	0,375
			15 - 6	167	0,375
			22 - 6	174	0,375
			29 - 6	181	0,375
			9 - 7	191	0,375
			23 - 7	205	0,375
			6 - 8	219	0,375
			18 - 8	231	0,375
			7 - 9	251	0,375
	1993	tulp	15 - 4	471	0,75
			10 - 5	496	0,75
			19 - 5	505	0,75
			1 - 6	518	0,75
prochloraz	1992	lelie	1 - 4	92	0,9
			13 - 5	134	0,1155
			20 - 5	141	0,1155
			5 - 6	157	0,1155
			15 - 6	167	0,1155
			22 - 6	174	0,1155
			29 - 6	181	0,1155
			9 - 7	191	0,1155
			23 - 7	205	0,1155
			6 - 8	219	0,1155
			18 - 8	231	0,1155
			7 - 9	251	0,1155
			9 - 12	344	0,945
	1993	tulp	15 - 4	471	0,231
			10 - 5	496	0,231
			19 - 5	505	0,231
			1 - 6	518	0,231
carbendazim	1992	lelie	1 - 4	92	1,35
			13 - 5	134	0,0375
			20 - 5	141	0,0375
			5 - 6	157	0,0375
			15 - 6	167	0,0375
			22 - 6	174	0,0375
			29 - 6	181	0,0375
			9 - 7	191	0,0375
			23 - 7	205	0,0375
			6 - 8	219	0,0375
			18 - 8	231	0,0375
			7 - 9	251	0,0375
			8 - 12	343	1,4
	1993	tulp	15 - 4	471	0,075
			10 - 5	496	0,075
			19 - 5	505	0,075
			1 - 6	518	0,075

Vervolg

Middel	Jaar	Gewas	Datum	Dagnr vanaf 1-1-92	Dosis
chloridazon	1993	tulp	2 - 4	458	0,975
deltamethrin	1992	lelie	14 - 5	135	0,01
			20 - 5	141	0,01
			31 - 5	152	0,01
			5 - 6	157	0,01
			15 - 6	167	0,01
			22 - 6	174	0,01
			29 - 6	181	0,01
			9 - 7	191	0,01
			20 - 8	233	0,01
	1993	tulp	10 - 5	496	0,01
			19 - 5	505	0,01
			1 - 6	518	0,01
			9 - 6	526	0,01
metamitron	1992	lelie	1 - 4	92	1,05
			15 - 4	106	2,1
			4 - 5	125	2,1

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 - 3	76	0,80
	1993	hyacint	31 - 3	456	0,98
chloorthalonyl	1992	tulp	8 - 4	99	0,75
			20 - 4	111	0,75
			7 - 5	128	0,75
			14 - 5	135	0,75
			18 - 5	139	0,11
	1993	hyacint	8 - 4	464	0,56
			21 - 4	477	0,56
			1 - 5	487	0,56
			21 - 5	507	0,56
prochloraz	1992	tulp	8 - 4	99	0,23
			20 - 4	111	0,23
			7 - 5	128	0,23
			14 - 5	135	0,23
			18 - 5	139	0,03
	1993	hyacint	8 - 4	464	0,17
			21 - 4	477	0,17
			1 - 5	487	0,17
			21 - 5	507	0,17
carbendazim	1992	tulp	8 - 4	99	0,08
			20 - 4	111	0,02
	1993	hyacint	8 - 4	464	0,06
			21 - 4	477	0,06
			1 - 5	487	0,06
			21 - 5	507	0,06
procymidon	1992	tulp	8 - 4	99	0,25
fenvaleraat	1992	tulp	14 - 5	135	0,01

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 - 6	165	0,75
	1993	lelie	8 - 6	525	0,69
			19 - 6	536	0,69
			25 - 6	542	0,69
			3 - 7	550	0,69
			27 - 7	574	0,46
			31 - 7	578	0,46
			7 - 8	585	0,69
			13 - 8	591	0,46
			18 - 9	627	0,23
prochloraz	1992	lelie	13 - 6	165	0,23
	1993	lelie	8 - 6	525	0,21
			19 - 6	536	0,21
			25 - 6	542	0,21
			3 - 7	550	0,21
			27 - 7	574	0,14
			31 - 7	578	0,14
			7 - 8	585	0,21
			13 - 8	591	0,14
			18 - 9	627	0,07
carbendazim	1993	lelie	8 - 6	525	0,07
procimidon	1993	lelie	14 - 5	500	0,23
			21 - 5	705	0,14
			29 - 5	515	0,14
			20 - 8	598	0,14

Vervolg

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