32/446(481.2) 2e ex

BIBLIOTHEEK
STARINGGEBOUW

Uitspoeling van bestrijdingsmiddelen uit kasgronden naar waterlopen

Simulatie met het model PESTLA 3.0

J.R. van de Veen
F. van den Berg
H.A.J. Pellikaan-van Harten
M. Leistra
J.J.T.I. Boesten

Rapport 481.2

CENTRALE LANDBOUWCATALOGUS
0000 0754 7637

DLO-Staring Centrum, Wageningen, 1997

ISN 920016

18 APR. 1997

REFERAAT

Veen, J.R. van de, F. van den Berg, H.A.J. Pellikaan-van Harten, M. Leistra en J.J.T.I. Boesten, 1997. *Uitspoeling van bestrijdingsmiddelen uit kasgronden naar waterlopen; simulatie met het model PESTLA 3.0*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 481.2. 96 blz.; 35 fig.; 20 tab.; 28 ref.

De uitspoeling van bestrijdingsmiddelen uit kasgronden werd onderzocht. Berekeningen werden uitgevoerd met een standaardmodel om na te gaan of de uitspoelingsconcentraties gemeten in het drainagewater kunnen worden verklaard. De berekeningen leverden lagere concentraties dan gemeten in het drainagewater, omdat nog geen rekening werd gehouden met preferente waterstroming bij bestrijdingsmiddeltransport. De invloed van een aantal factoren op de berekende uitspoeling werd nagegaan. Verlaging van de watergiften in kassen kan de uitspoeling aanzienlijk doen verminderen. Een gelijkmatige watergift en een homogene bodemstructuur maakt uniforme waterstroming in de kasgrond mogelijk. Voordat het niveau van uitspoelen kan worden voorspeld dient eerst modelontwikkeling en -toetsing plaats te vinden.

Trefwoorden: drainage, glastuinbouw, grondwaterkwaliteit, milieubescherming

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 7418 Rap481-2.IS\02-97

Inhoud

	blz.
Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
2 Beschrijving van de modellen	13
2.1 Inleiding	13
2.2 Beschrijving van de processen in SWAP 1993	13
2.3 Beschrijving van de processen in PESTLA 3.0	14
3 Kassystemen en invoergegevens	19
3.1 Inleiding	19
3.2 Waterhuishouding in de kas	19
3.2.1 Verdamping	19
3.2.2 Watertransport in de bodem	21
3.2.3 Kwel, inzijging en wegzijging	22
3.2.4 Drainage	22
3.3 Gedrag van bestrijdingsmiddel in kasgrond	23
3.4 Kassysteem A: chrysant op zavel	25
3.4.1 Hydrologie	25
3.4.2 Gedrag van heptenofos in zavelgrond	27
3.5 Kassysteem B: chrysant op klei	29
3.5.1 Hydrologie	29
3.5.2 Gedrag van heptenofos en tolclofos-methyl in kleigrond	31
3.6 Kassysteem C: radijs op zand	32
3.6.1 Hydrologie	32
3.6.2 Gedrag van diazinon en tolclofos-methyl in zandgrond	35
3.7 Kassysteem D: fresia op veen	37
3.7.1 Hydrologie	37
3.7.2 Gedrag van heptenofos in veengrond	38
4 Berekeningen voor meetsituaties	41
4.1 Inleiding	41
4.2 Kassysteem A: chrysant op zavel	41
4.2.1 Hydrologie	41
4.2.2 Transport van heptenofos	43
4.3 Kassysteem B: chrysant op klei	46
4.3.1 Hydrologie	46
4.3.2 Transport van heptenofos en tolclofos-methyl	48
4.4 Kassysteem C: radijs op zand	50
4.4.1 Hydrologie	50
4.4.2 Transport van diazinon en tolclofos-methyl	53
4.5 Kassysteem D: fresia op veen	57
4.5.1 Hydrologie	57
4.5.2 Transport van heptenofos	58
4.6 Algemene bespreking	60

5 Berekeningen voor scenario's 63
5.1 Inleiding 63
5.2 Rubricering bestrijdingsmiddelen 64
5.3 Scenarioberekeningen 65
5.3.1 Gedrag van middelen uit verschillende uitspoelingsklassen 65
5.3.2 Watergift 69
5.3.3 Grondsoort 71
5.3.4 Omzettingssnelheid 73
5.3.5 Sorptiecoëfficiënt 75
5.3.6 Bodembelasting 77
5.3.7 Profieldiepte 79
5.3.8 Inspoelen 81
5.4 Algemene bespreking 83

6 Complicaties in kasgronden 85

7 Conclusies en aanbevelingen 89
7.1 Conclusies 89
7.2 Aanbevelingen 90

Literatuur 93

Woord vooraf

Dit onderzoek werd uitgevoerd in het kader van het project 'Systeemonderzoek naar de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen uit kasgronden naar waterlopen' (SC 7418). Het onderzoek vond plaats van najaar 1995 tot najaar 1996. De werkzaamheden werden gecoördineerd in de Projectgroep 'Uitspoeling van chemische gewasbeschermingsmiddelen in grondgebonden teelten', die werd gevormd uit medewerkers van het Proefstation voor Bloemisterij en Glasgroente (PBG), het Hoogheemraadschap van Delfland en DLO-Staring Centrum.

Het in dit rapport beschreven deel van het onderzoek werd gefinancierd door:
- Directie Wetenschap en Kennisoverdracht, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij;
- Commissie Besteding Schikkingsgelden Rijnproces, via de Provinciale Veilingorganisatie Zuid-Holland.

Aan de Begeleidingscommissie 'Uitspoeling chemische gewasbeschermingsmiddelen kasteelten' namen deel:
- Directie Wetenschap en Kennisoverdracht, Ministerie van LNV;
- Coördinatie Tuinbouwonderzoek van Landbouwschap, Productschap voor Siergewassen, Productschap voor Groenten en Fruit;
- Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer;
- Dienst Ruimte en Groen, Provincie Zuid-Holland;
- Hoogheemraadschap van Delfland;
- Proefstation voor Bloemisterij en Glasgroente;
- DLO-Staring Centrum.

Als eerste rapportage van de Projectgroep verscheen het rapport van W.Th. Runia et al. (1996) 'Uitspoeling van chemische gewasbeschermingsmiddelen in grondgebonden teelten' als rapport van het PBG. Als tweede verscheen van A.M. Matser et al. (1996) 'Uitspoeling van bestrijdingsmiddelen uit kasgronden naar waterlopen; Gegevens over de kasteeltsystemen'. Het onderhavige rapport sluit op deze twee rapporten aan.

Dank is verschuldigd voor de informatie en adviezen betreffende de waterhuishouding van kassen verkregen van dr. ir. Ph. Hamaker (SC-DLO) en ing. P. Korsten (PBG).

Samenvatting

In het oppervlaktewater van glastuinbouwgebieden worden regelmatig relatief hoge concentraties van bestrijdingsmiddelen gemeten. Uit eerder onderzoek blijkt dat de residuen deels afkomstig zijn van uitspoeling uit de kasgronden en afvoer via de drainagesystemen. Het huidige onderzoek concentreert zich op het berekenen van de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen uit kasgronden naar de waterlopen, op basis van de eerder verzamelde gegevens over de systemen. De resultaten van de berekeningen met een standaardmodel dienden te worden vergeleken met die van eerdere metingen in drainagewater in kassen. Scenarioberekeningen waren nodig om de aard en de grootte van de effecten van mogelijke maatregelen tegen de uitspoeling na te gaan.

De waterhuishouding van vier kassystemen werd gesimuleerd met de versie 1993 van het rekenmodel SWAP (Soil Water Atmosphere Plant). Uitgaande daarvan werd de beweging van drie voorbeeld-bestrijdingsmiddelen door de kasgronden gesimuleerd met de nieuwe versie 3.0 van het rekenmodel PESTLA (PESTicide Leaching and Accumulation). De rekenresultaten werden vergeleken met de metingen voor de middelen in het drainagewater om inzicht te krijgen in de processen in de kasgronden.

De waterbalans van drie van de kassystemen kon niet volledig worden beschreven, omdat in SWAP 1993 geen rekening wordt gehouden met inzijging vanuit de waterlopen in de kasondergrond. Daardoor was het berekende volume drainagewater lager dan het gemeten volume. De berekening van de wegzijging of kwel was enigszins onzeker, omdat de drukhoogteverschillen en stromingsweerstanden in de ondergrond ter plaatse niet waren bepaald.

De berekende uitspoeling van het insecticide heptenofos was zeer laag (concentraties $< 0{,}01$ µg l^{-1}), vooral door de snelle omzetting in de bodem. De berekende uitspoeling van het insecticide diazinon en het fungicide tolclofos-methyl was eveneens zeer laag ($< 0{,}01$ µg l^{-1}), omdat deze middelen vrij sterk worden geadsorbeerd in de bodem. Daarentegen waren bij de metingen in drainagewater wèl duidelijke concentraties aangetroffen, met 90-percentiel-waarden op het niveau van resp. 0,1, 0,3 en 1,2 µg l^{-1}.

De relatief hoge meetwaarden voor de bestrijdingsmiddelen in het drainagewater duiden erop dat er preferente waterstroming en stoftransport plaatsvindt in de kasgronden. Dit kan o.a. het gevolg zijn van intensieve beregening en ongelijkmatige waterverdeling. Ook kan de omzetting van de middelen in de zeer natte bodemprofielen worden geremd. Gezien de grote verschillen tussen de berekende en gemeten resultaten is er nog geen sprake van voorspelling van de werkelijke niveaus van uitspoelen van bestrijdingsmiddelen uit de kasgronden.

De bodembelasting met de bestrijdingsmiddelen is hoger geweest dan aangenomen in de berekeningen, o.a. door aanvoer met het beregeningswater en afspoeling vanaf het gewas bij de beregening. In de praktijk kunnen bovengrondse verontreiniging

van drainageputten in de kassen (depositie, inspoelen) en inzijging vanuit de waterlopen een bijdrage leveren aan de concentraties in het drainagewater.

De bestrijdingsmiddelen die worden gebruikt voor de grondteelten in kassen werden ingedeeld in vijf klassen, van laag tot hoog uitspoelingsrisico (volgens de toelatingsbeoordeling). Uitspoelingsberekeningen werden uitgevoerd voor een vertegenwoordiger uit elk van deze klassen. De gesimuleerde uitspoeling bij hoge beregening liep uiteen van 0,0003% (insecticide triazofos) tot 3,81% (fungicide carbendazim) van de dosering.

De verdere scenarioberekeningen werden uitgevoerd met de invoergegevens van het voorbeeldmiddel carbofuran, gekarakteriseerd als een 'matige uitspoeler'. Bij vermindering van de watergift van 200% tot 125% van de evapotranspiratie nam de berekende uitspoeling sterk af van 0,19% van de dosering (concentraties > 1 µg l^{-1}) tot nihil (concentraties < 0,01 µg l^{-1}).

De uitspoeling van een bestrijdingsmiddel berekend voor verschillende grondsoorten is vooral afhankelijk van de hoeveelheid organische stof in het bodemprofiel. Bij meer organische stof wordt het transport sterker afgeremd door adsorptie en is er meer tijd voor omzetting. De variatie in de omzettingssnelheid en in de adsorptie aan organische stof in uiteenlopende gronden leidt tot aanzienlijke verschillen in de berekende uitspoeling.

Bij verlaging van de bodembelasting met een bestrijdingsmiddel neemt de berekende uitspoeling sterker af dan proportioneel met deze belasting. De oorzaak hiervan is de kromming in de adsorptie-isotherm, waardoor de adsorptie bij de lagere concentraties in de bodemoplossing relatief sterk is.

De relatief hoge doseringen voor bodembehandelingsmiddelen en de relatief hoge bodembelasting verhogen het risico van uitspoelen uit kasgronden. Simulatie van het inspoelen (met 50 mm waterlaag) van een bodembehandelingsmiddel kort na toedienen leverde enige verhoogde uitspoeling.

Voor kassituaties met ongelijkmatige waterverdeling en intensieve beregening dient een speciaal uitspoelingsmodel te worden ontwikkeld, waarbij rekening wordt gehouden met preferente waterstroming bij het bestrijdingsmiddeltransport. Extra aandacht is nodig voor situaties waarbij bestrijdingsmiddelen met de watergift worden toegediend. Voor de toetsing van zo'n model is het nodig de concentraties in het bodemprofiel en in het bovenste grondwater te meten.

Mogelijkheden dienen te worden ontwikkeld om de watergiften in de kassen te verminderen, met behoud van voldoende produktie (kwantiteit, kwaliteit). Daarbij mag de concentratie van zouten in de bodemoplossing niet te ver oplopen. Verwacht mag worden dat lagere watergiften ook de mate van preferente waterstroming en stoftransport verminderen. Door een gelijkmatige waterverdeling en een goede bodemstructuur dient gelijkmatige waterinfiltratie en waterstroming in de bodem te worden bevorderd.

1 Inleiding

In het oppervlaktewater van glastuinbouwgebieden worden regelmatig relatief hoge concentraties van bestrijdingsmiddelen gemeten. De 90-percentiel-waarden van de concentraties van bijvoorbeeld dichoorvos en tolclofos-methyl in het glastuinbouwgebied van Delfland bedroegen in 1992 respectievelijk 2,2 en 0,5 µg l^{-1} (Hoogheemraadschap van Delfland, 1993). In 1993 lagen de 90-percentielwaarden voor deze twee middelen bij concentraties van respectievelijk 1,4 en 1,1 µg l^{-1} (Gorter et al., 1996). De belasting van het oppervlaktewater in Delfland met bestrijdingsmiddelen wordt waarschijnlijk vooral veroorzaakt door glastuinbouw-bedrijven.

In de grondgebonden teelten kan na toepassing een deel van de dosering uitspoelen en via het drainagewater in het oppervlaktewater terechtkomen. Leistra et al. (1984a, b) hebben metingen verricht van de concentraties van methomyl en aldicarb in drainagewater van kassen en in oppervlaktewater nabij kassen. De concentraties van deze stoffen in het drainagewater liepen op tot resp. 0,9 en 32,5 µg l^{-1}. De concentraties van aldicarb in oppervlaktewater lagen deels op hetzelfde niveau als die in drainagewater. De concentraties van methomyl in oppervlaktewater waren soms aanzienlijk hoger dan die in drainagewater. Andere emissieroutes dan die via het drainagewater hebben in belangrijke mate aan deze relatief hoge concentraties bijgedragen.

De teelten van bloemisterijgewassen en van enkele groentegewassen zijn voor een groot deel grondgebonden. Vermindering van het risico van uitspoelen kan een belangrijke bijdrage leveren aan de reductie van de belasting van het oppervlaktewater met bestrijdingsmiddelen. Aangezien de informatie over de mate van uitspoelen van bestrijdingsmiddelen uit kasgronden beperkt was, werden onderzoekprojecten gestart om middels metingen en berekeningen gegevens hierover te verkrijgen. Het onderzoek diende tevens de basis te leveren voor maatregelen om de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen naar waterlopen terug te dringen.

Recent werden metingen verricht betreffende organofosfaat-bestrijdingsmiddelen in drainagewater, oppervlaktewater en gietwater in of bij zeven glastuinbouwbedrijven (Runia et al., 1996). In de meetperiode van een jaar werden alle middelen die in de grondteelten in de kassen werden gebruikt in het drainagewater aangetroffen. De 90-percentiel-waarden voor diazinon bedroegen 0,3 en 0,5 µg l^{-1}, die voor dichloorvos lagen in het traject < 0,04 tot 4,7 µg l^{-1}, die voor heptenofos lagen tussen 0,04 en 0,12 µg l^{-1} en die voor tolclofos-methyl lagen tussen 0,4 en 2,7 µg l^{-1}. In alle gevallen overschreed de 90-percentiel-waarde van de cholinesteraseremming in het drainagewater de remming als gevolg van een concentratie van 0,5 µg paraoxon per liter, i.e. de norm voor de Algemene Milieu Kwaliteit in de Derde Nota Waterhuishouding. Het sterftepercentage van de watervlo *Daphnia magna* in dit water (2 dagen blootstelling) liep uiteen van 7 tot 77%.

De mate waarin bestrijdingsmiddelen uitspoelen uit de kasgronden is afhankelijk van diverse factoren en omstandigheden, zoals beschreven door Matser et al. (1996).

De belasting van de bodem bij een gewasbehandeling kan worden verminderd door de bespuiting meer op het gewas te richten. De afname van de middelen vanaf het bodemoppervlak in de kas speelt nauwelijks een rol. Op diverse glastuinbouwbedrijven zijn de watergiften hoog; ruimte voor verlaging hiervan lijkt aanwezig. Bodembehandelingsmiddelen worden in relatief hoge doseringen gebruikt en bij inspoelen ervan door een extra watergift direct na toediening is een verhoogd uitspoelingsrisico aanwezig. Wat betreft de parameters voor het gedrag van bestrijdingsmiddelen in kasgrond zijn vooral de mate van adsorptie en de snelheid van omzetting in de grond van belang.

De doelstelling van het huidige onderzoek was om de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen uit kasgronden meer kwantitatief te beschrijven met behulp van een rekenmodel. Allereerst diende te worden nagegaan in hoeverre de resultaten van de berekeningen en de metingen overeenstemmen. Scenarioberekeningen betreffende de teeltomstandigheden en teeltmaatregelen moesten aangeven hoe groot het effect was van wijzigingen daarin. Het onderzoek diende te resulteren in onderbouwde aanbevelingen om de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen uit kasgronden terug te dringen.

In vier voorbeeldkassystemen werd de waterhuishouding gedurende een jaar gesimuleerd met het waterstromingsmodel SWAP (Soil-Water-Atmosphere-Plant). Hierbij werden de condities in elk systeem zoveel mogelijk nagebootst. Opgemerkt dient te worden dat SWAP niet ontwikkeld is voor de beschrijving van de waterhuishouding in kasgronden. Aangezien in het huidige project geen ruimte was voor modelontwikkeling, werden noodzakelijkerwijs een aantal vereenvoudigingen in de beschrijving van de systemen aangebracht.

De berekende waterhuishouding in de grond van elk voorbeeldkassysteem werd gebruikt om het transport van voorbeeldbestrijdingsmiddel in de kasgrond na toepassing en de concentratie ervan in het drainagewater te berekenen met PESTLA (PESTicide Leaching and Accumulation). Vervolgens werden acht scenario's opgesteld waarin die invoerparameters werden gevarieerd die naar verwachting invloed hadden op de uitspoeling van bestrijdingsmiddel. Voor elk van deze scenario's werden met PESTLA berekeningen uitgevoerd op basis van de waterhuishouding in een van de voorbeeldkassystemen.

Het waterstromingsmodel SWAP en het uitspoelingsmodel PESTLA worden beknopt beschreven (hoofdstuk 2). De gesimuleerde voorbeeldkassystemen en de invoergegevens gebruikt bij de berekeningen worden besproken (hoofdstuk 3). De resultaten van de uitspoelingsberekeningen voor drie voorbeeldmiddelen worden vergeleken met de metingen voor deze middelen in het drainagewater van vier gesimuleerde kassystemen (hoofdstuk 4). De resultaten van de scenarioberekeningen worden besproken, waarbij het relatieve belang van de verschillende invoerparameters in de uitspoelingsberekeningen wordt aangegeven (hoofdstuk 5). De complicaties bij de waterstroming en het stoftransport in kassystemen worden besproken (hoofdstuk 6). De conclusies en aanbevelingen op basis van dit onderzoek worden in kort bestek vermeld (hoofdstuk 7).

2 Beschrijving van de modellen

2.1 Inleiding

Het waterstromingsmodel SWAP (Soil-Water-Atmosphere-Plant) 1993 wordt gebruikt om de waterhuishouding in de kasgrond op dagbasis te berekenen. De verkregen hydrologische data worden ingelezen in het model PESTLA (PESTicide Leaching and Accumulation) 3.0. Dit model berekent de mate van uitspoeling van bestrijdingsmiddelen naar het grondwater. PESTLA 3.0 heeft de mogelijkheid om de afvoer van bestrijdingsmiddel met het drainagewater te berekenen. Deze mogelijkheid is essentieel voor het schatten van de bijdrage van bestrijdingsmiddelen in de grondgebonden kasteelten aan de belasting van het oppervlaktewater.

2.2 Beschrijving van de processen in SWAP 1993

Het model SWAP 1993 berekent de waterhuishouding in de onverzadigde zone van de bodem en in het bovenste deel van de verzadigde zone. Daarnaast bestaat de mogelijkheid om de water-gerelateerde gewasgroei te berekenen (Van den Broek et al., 1994). Het SWAP 1993 model is gebaseerd op de wet van Darcy en de continuïteitsvergelijking. Aan deze vergelijking is een sink-term toegevoegd om de wateropname door plantenwortels te beschrijven. De combinatie van deze vergelijkingen levert de volgende niet-lineaire partiële differentiaalvergelijking, de zgn. Richard-vergelijking op:

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

hierin is:

h	= drukhoogte	(m)
t	= tijd	(d)
$C(h)$	= differentiële vochtcapaciteit	(m^{-1})
z	= verticale afstand tot het maaiveld	(m)
$K(h)$	= hydraulisch geleidingsvermogen	($m\ d^{-1}$)
$S(h)$	= snelheid van opname van water door de plant	(m^3 (water) m^{-3}(grond) d^{-1})

De Richard-vergelijking wordt numeriek opgelost met een eindige-differentie-methode. Daartoe wordt de bodem verdeeld in een aantal compartimenten van een bepaalde dikte en de tijd opgedeeld in een aantal tijdstappen van een bepaalde duur. De vergelijking wordt per tijdstap en per compartiment opgelost.

De benodigde meteorologische invoergegevens zijn de daggemiddelde waarden van de neerslag (voor kassen is dit de beregening) en de bodemtemperatuur en afhankelijk van de gekozen modeloptie voor de beschrijving van de verdamping de dag-

gemiddelde waarden van bijvoorbeeld de potentiële evapotranspiratie. Deze gegevens worden opgenomen in de bestanden METEO.INP en SWAP93.INP.

De uitvoer van SWAP 1993 wordt via een ongeformatteerd bestand (SWAP93.UNF) geleverd aan het model PESTLA 3.0. In dit bestand staan gegevens met betrekking tot het vochtgehalte (θ) en de waterfluxdichtheden voor beregening, waterstroming in de bodem, verdamping door het gewas, verdamping vanaf de bodem en laterale stroming.

Voor de berekening van de laterale stroming van water in de water-verzadigde zone naar een aangrenzende drainagebuis wordt gebruik gemaakt van een benadering. Uit de berekeningen van Ernst (1962) voor een homogeen medium is af te leiden dat de lokale stroming grotendeels optreedt binnen de diepte die gelijk is aan de diepte van de drainagebuizen vermeerderd met ¼ van de drainageafstand. Voor berekeningen is het gewenst dat de ondergrens van het profiel op minstens deze diepte ligt. Bij een afstand van 6 m tussen drainagebuizen die op 1 m diepte liggen is de gewenste profieldiepte voor de berekeningen 2,5 m.

2.3 Beschrijving van de processen in PESTLA 3.0

In het bodemsysteem vindt een verdeling plaats van het bestrijdingsmiddel over de vaste en vloeibare fase. Deze verdeling kan als volgt worden beschreven:

$$c^* = \theta \cdot c + \rho_b \cdot X \qquad (2)$$

Hierin is:

c^*	= concentratie in bodemsysteem	(kg m^{-3})
θ	= volumefractie vocht in bodemsysteem	(m^3 m^{-3})
c	= concentratie in de vloeistoffase	(kg m^{-3})
ρ_b	= droge bulkdichtheid	(kg m^{-3})
X	= massa gesorbeerd per massa-eenheid grond	(kg kg^{-1})

In vergelijking (2) wordt geen rekening gehouden met de fractie van het bestrijdingsmiddel in de gasfase. De meeste bestrijdingsmiddelen zijn weinig vluchtig, zodat de fractie van het middel in de gasfase en de bijdrage van het transport van het middel door de gasfase aan het totaal van het transport van middel door de bodem gering is.

De sorptie aan de vaste fase wordt beschreven met een Freundlich vergelijking:

$$X = K_F \cdot c_{ref} \cdot \left(\frac{c}{c_{ref}}\right)^N \qquad (3)$$

Hierin is:

K_F	= Freundlich-coëfficiënt	($m^3\ kg^{-1}$)
N	= Freundlich-exponent	(-)
c_{ref}	= referentieconcentratie	($kg\ m^{-3}$)

Bij een lineaire adsorptie-isotherm is N gelijk aan 1,0 en kan de waarde van K_F geschat worden door de K_{om}-waarde (coëfficiënt voor de verdeling van bestrijdingsmiddel tussen de organische-stoffractie en water) te vermenigvuldigen met het organische-stofgehalte van de bodem.

Bij aanname van omzetting van bestrijdingsmiddel via de eerste-orde kinetiek, kan deze als volgt worden beschreven:

$$R_t = k \cdot c^* \tag{4}$$

Waarin:

R_t	= snelheid van omzetting	($kg\ m^{-3}d^{-1}$)
k	= snelheidscoëfficiënt voor omzetting	(d^{-1})

De coëfficiënt k wordt berekend uit:

$$k = f_T \cdot f_\theta \cdot f_z \cdot k_{ref} \tag{5}$$

Hierin is:

f_T	= factor voor de temperatuursinvloed	(-)
f_θ	= factor voor invloed van het bodemvochtgehalte	(-)
f_z	= factor voor invloed van de bodemdiepte	(-)
k_{ref}	= snelheidscoëfficiënt voor omzetting onder referentie-omstandigheden	(d^{-1})

De waarde voor k_{ref} wordt bepaald aan grond van de bouwvoor bij 20 °C en een vochtdruk van -100 hPa (pF=2). De snelheidscoëfficiënt voor omzetting kan omgerekend worden naar een halfwaardetijd volgens:

$$DT_{50} = \frac{\ln 2}{k_{ref}} \tag{6}$$

Waarin:

DT_{50}	= halfwaardetijd	(d)

De opname van bestrijdingsmiddel door de plantenwortels wordt als een passief proces verondersteld:

$$R_u = F \cdot S \cdot c \tag{7}$$

Hierin is:

R_u	= opname van bestrijdingsmiddel door de plant	(kg m^{-3} d^{-1})
F	= transpiratiestroom concentratiefactor	(-)
S	= snelheid van wateropname	(d^{-1})

De fluxdichtheid van het transport van het bestrijdingsmiddel in de bodem wordt beschreven door:

$$J_z = q \cdot c - \theta(D_{dis} + D_{dif}) \cdot \frac{\partial c}{\partial z} \qquad (8)$$

Hierin is:

J_z	= fluxdichtheid van transport van bestrijdingsmiddel in de vloeistoffase in verticale richting	(kg m^{-2} d^{-1})
q	= volumeflux van water	(m^3 (water) m^{-2} (bodem) d^{-1})
D_{dis}	= dispersiecoëfficiënt	(m^2 d^{-1})
D_{dif}	= diffusiecoëfficiënt	(m^2 d^{-1})

De dispersiecoëfficiënt wordt berekend uit:

$$D_{dis} = L_{dis} \cdot | v | \qquad (9)$$

Waarin:

L_{dis}	= dispersielengte	(m)
v	= gemiddelde snelheid van het poriewater	(m d^{-1})

De waarde voor v kan verkregen worden door de volumeflux van water (q) te delen door de volumefractie vocht in de bodem (θ).

De coëfficiënt voor de diffusie van het bestrijdingsmiddel in de vloeistoffase van het bodemsysteem wordt berekend met:

$$D_{dif} = \lambda \cdot D_0 \qquad (10)$$

Waarin:

λ	= tortuositeitsfactor	(-)
D_0	= diffusiecoëfficiënt van bestrijdingsmiddel in water	(m^2 d^{-1})

Bij de kassystemen heeft een deel van de afvoer van bestrijdingsmiddel uit het bodemprofiel betrekking op de afvoer van het middel via de drainagebuizen. De vereenvoudigde benadering die in PESTLA gehanteerd wordt om de laterale afvoer van bestrijdingsmiddelen via drainagebuizen te beschrijven is als volgt af te leiden. In principe moet er uitgegaan worden van de conserveringsvergelijking van een tweedimensionaal systeem:

$$\frac{\partial c^*}{\partial t} = - \frac{\partial J_z}{\partial z} - \frac{\partial J_y}{\partial y} - R_u - R_t \qquad (11)$$

Hierin is:

y = ruimtecoördinaat voor de horizontale richting

J_y = fluxdichtheid van transport van bestrijdingsmiddel in de vloeistoffase in horizontale richting (kg m^{-2} d^{-1})

Aangenomen wordt dat er alleen convectief transport plaatsvindt in de y-richting. Het lateraal transport van bestrijdingsmiddel wordt dan beschreven door:

$$J_y = q_y \cdot c \qquad (12)$$

Hierin is:

q_y = volumeflux van water (m^3 (water) m^{-2} (bodem) d^{-1})

De bijdrage van het lateraal transport in de conserveringsvergelijking is gelijk aan $\partial J_y/\partial y$. Differentiatie van vergelijking (12) naar y levert:

$$\frac{\partial J_y}{\partial y} = q_y \frac{\partial c}{\partial y} + c \frac{\partial q_y}{\partial y} \qquad (13)$$

Aangenomen wordt dat de gradiënt in de laterale richting ($\partial c/\partial y$) te verwaarlozen is (deze aanname zit impliciet ook al in vergelijking (12)). Verder wordt aangenomen dat $\partial q_y/\partial y$ in het hele waterverzadigd bodemprofiel niet van y afhangt:

$$\frac{\partial q_y}{\partial y} = Q_L \qquad (14)$$

Hierin is:

Q_L = lineïeke snelheid van de laterale waterstroming (d^{-1})

Invulling van vergelijking (14) in vergelijking (13) geeft:

$$\frac{\partial J_y}{\partial y} = Q_L \cdot c \qquad (15)$$

Vergelijking (15) houdt in dat de term $\partial J_y/\partial y$ geen functie is van y. Het tweedimensionale systeem van vergelijking 11 kan dus vereenvoudigd worden door een term R_L aan de ééndimensionale conserveringsvergelijking toe te voegen die gedefinieerd is als:

$$R_L = Q_L \cdot c \qquad (16)$$

Hierin is:
R_L = laterale afvoersnelheid van bestrijdingsmiddel (kg m^{-3} d^{-1})

PESTLA gaat uit van vergelijking (16) en berekent de concentratie van het bestrijdingsmiddel in het drainagewater door de totale laterale afvoersnelheid van bestrijdingsmiddel te delen door de totale laterale watersnelheid (totaal betekent in dit kader "geïntegreerd over de diepte").

PESTLA gaat uit van de ééndimensionale conserveringsvergelijking:

$$\frac{\partial c^*}{\partial t} = - \frac{\partial J_z}{\partial z} - R_u - R_t - R_L \qquad (17)$$

Waarin:
t = tijd (d)

Meer gedetailleerde beschrijvingen van PESTLA en toepassingen van PESTLA worden gegeven door Van der Linden en Boesten (1989, PESTLA-versie 1.0), Boesten en Van der Linden (1991, PESTLA-versie 1.1), Boesten (1993; PESTLA-versie 2.3) en Van de Veen en Boesten (1996, PESTLA-versie 2.4).

De volgende invoerbestanden zijn nodig:
- SWAP93.UNF: ongeformatteerde uitvoer van SWAP 1993 met betrekking tot de waterhuishouding van het bestudeerde kassysteem;
- GENERAL.INP: simulatie- en uitvoeropties;
- BESTRIJDINGSMIDDEL.INP: gegevens over de fysisch-chemische eigenschappen en persistentie van het bestrijdingsmiddel, inclusief de toedieningstijdstippen en -doseringen (voorbeeld van bestandsnaam: DIAZINON.INP);
- SOILPHYS.INP: bodemfysische gegevens, bijv. percentage organische stof en droge bulkdichtheid per bodemlaag;
- TEMPER.INP: gegevens over de bodemtemperatuur op verschillende diepten.

3 Kassystemen en invoergegevens

3.1 Inleiding

Berekeningen werden uitgevoerd voor vier kasteeltsystemen, die werden afgeleid van vier bedrijven die betrokken waren bij de metingen van organofosfaat-bestrijdingsmiddelen in watermonsters (Runia et al., 1996). Voor deze systemen kan een vergelijking gemaakt worden tussen de berekende en de gemeten concentraties van bestrijdingsmiddel in drainagewater. De vier systemen waren chrysantenteelt op zavelgrond, chrysantenteelt op kleigrond, radijsteelt op zandgrond en fresiateelt op veengrond. Diverse bijzonderheden over deze teelten werden beschreven door Matser et al. (1996).

Gegevens over de waterhuishouding van de vier kassystemen werden verzameld om de invoerbestanden voor de berekeningen met het simulatiemodel SWAP 1993 samen te stellen. Getracht werd de waterhuishouding in het kassysteem zo nauwkeurig mogelijk te beschrijven met het model. De invoergegevens werden deels ontleend aan metingen in kassen, maar indien deze niet beschikbaar waren werden waarden voor modelparameters geschat op basis van literatuurgegevens.

In dit onderzoek werden als voorbeeldmiddel drie bestrijdingsmiddelen gekozen, die ook deel uitmaakten van het monitoringsonderzoek van Runia et al. (1996). Diazinon en heptenofos worden als insecticide verspoten over het gewas. Tolclofos-methyl wordt gebruikt als bodemfungicide. De fysisch-chemische eigenschappen van de middelen lopen uiteen. Diazinon wordt vrij sterk geadsorbeerd aan gronddeeltjes en het wordt geleidelijk omgezet in de bodem. Heptenofos wordt matig geadsorbeerd en de omzetting in de bodem verloopt snel. Tolclofos-methyl wordt vermoedelijk sterk geadsorbeerd aan gronddeeltjes en de omzetting in de bodem verloopt traag. Gegevens over het gedrag van de geselecteerde bestrijdingsmiddelen in de bestudeerde kasgronden werden verkregen via metingen van de meest relevante parameters in het laboratorium en verder uit de literatuur.

3.2 Waterhuishouding in de kas

3.2.1 Verdamping

De actuele evapotranspiratie van een begroeid oppervlak is de som van verdamping van interceptiewater, transpiratie van het gewas en bodemverdamping. De verdampingsformules in het SWAP-model zijn ontwikkeld voor veldsituaties. Door de klimaatbeheersing in de kas kan de verdamping van een gewas wezenlijk afwijken van die in het veld. Aangezien in kassen de watervoorziening van het gewas als optimaal verondersteld mag worden, wordt de actuele evapotranspiratie gelijkgesteld aan de potentiële evapotranspiratie. Voor het gebruik van SWAP houdt dit in dat gegevens over actuele verdamping worden ingelezen als waarden voor de referentie

potentiële evapotranspiratie volgens Makkink, waarbij de Makkink gewasfactor gelijk aan 1 gesteld wordt. De grenzen van het vochttraject in de bodem waarbij de wateropname door de plant optimaal is worden vervolgens zo gekozen dat er geen reductie in de gewasverdamping optreedt en de actuele verdamping gelijk blijft aan de potentiële verdamping.

De Graaf (volgens Van Harten, 1996) heeft onderzoek gedaan naar de verdamping van chrysanten in een kas in een najaarsteelt (3 augustus t/m 16 november). Hierbij werd de totale evapotranspiratie gemeten: bodemverdamping en gewasverdamping. De gewasverdamping werd bepaald in een lysimeter-opstelling met chrysanten. Hierbij werd een lineair verband gevonden tussen de evapotranspiratie en de inkomende globale straling. De vergelijking die De Graaf afgeleid heeft is:

$$ET = f_c \, (\, a \cdot R + b \,) \qquad (18)$$

Hierin is:

ET	= actuele evapotranspiratie	(mm d^{-1})
a	= coëfficiënt	(mm^3 J^{-1})
R	= inkomende globale straling	(J mm^{-2} d^{-1})
b	= evapotranspiratie door andere omgevingsfactoren	(mm d^{-1})
f_c	= correctiefactor	(-)

Op basis van metingen van de gewasverdamping werd de waarde voor de coëfficiënt a bepaald op 0,22 mm^3 J^{-1} en de waarde van de correctiefactor f_c op 0,80. De correctiefactor f_c wordt gebruikt om rekening te houden met de mate waarin het glas het zonlicht doorlaat.

Vergelijking (18) is geldig voor een maximaal verdampend gewas van 0,25 m hoogte. In de fase dat het gewas een hoogte heeft tussen 0,05-0,25 m geldt een rechtevenredigheid (gewashoogte (m)/0,25). Op een chrysantenbedrijf bedraagt het percentage jong gewas gemiddeld 25%; jong gewas heeft een geschatte gemiddelde hoogte van 0,15 m. Hiermee wordt rekening gehouden via invoer (analoog aan f_c) van de coëfficiënt f_{gl} die als volgt wordt berekend:

$$f_{gl} = 0{,}75 + 0{,}25 \, (\frac{0{,}15}{0{,}25}) \qquad (19)$$

De in ons onderzoek gebruikte vergelijking luidt daarmee:

$$ET = f_c \cdot f_{gl} \, (\, a \cdot R + b \,) \qquad (20)$$

De parameter *b* is in geval van kasteelten de invloed van stoken. Aangenomen wordt dat de gemiddelde stookinvloed 1 mm d^{-1} bedraagt bij een inkomende globale straling (*R*) lager dan 11 J mm^{-2} d^{-1}. Deze stookinvloed geldt voor een specifiek verwarmingsbuis-patroon. De stookinvloed is een functie van het verschil tussen buis-temperatuur en kaslucht-temperatuur. In een voorjaarsteelt zal de grootte van het effect van stoken op de gewasverdamping t.o.v. die van globale straling anders zijn dan in een najaarsteelt. In de herfst is de buitentemperatuur bij een vergelijkbaar stralingsniveau hoger dan in het voorjaar. Verder wordt in het najaar gemiddeld minder gestookt dan bij een vergelijkbaar stralingsniveau in het voorjaar (R. de Graaf, 1996, pers. mededeling).

Voor het vochtdruktraject waarin wortels van chrysant optimaal water opnemen zijn geen waarden bekend. Aangenomen wordt dat het 'droge' traject van de wateronttrekkingskarakteristiek in de kasbodem niet voorkomt. Er is voldoende bodemvocht zodat de actuele verdamping gelijk is aan de potentiële berekende verdamping.

De relatie tussen de Leaf Area Index (LAI) en de Soil Cover (SC= bodembedekkings-graad) wordt gebruikt om de bijdrage van de bodemverdamping aan het totaal van de verdamping te berekenen. Deze relatie is voor het gewas chrysant niet bekend. Als eerste schatting zijn de waarden voor aardappel genomen. Aangezien het beregeningsoverschot in de simulaties niet door deze variabele beïnvloed wordt, heeft de onzekerheid in de waarde van de LAI geen invloed op de mate van uitspoeling van het bestrijdingsmiddel.

Voor de evapotranspiratie van een radijsgewas werd op basis van een studie van het Proefstation te Naaldwijk naar de wateropname gedurende de teelt de volgende relatie ontwikkeld (Van Harten, 1996):

$$ET = (0{,}1531 \cdot R) + 0{,}065 \qquad (21)$$

Deze berekende evapotranspiratie wordt aan het SWAP 1993 model opgelegd.

3.2.2 Watertransport in de bodem

De bodemfysische karakteristieken met betrekking tot het watertransport in elke laag van de kasgrond werden beschreven met Van Genuchten-parameters van die grond uit de Staringreeks (Wösten et al., 1994) waarvan de profielbeschrijving overeenkomt met die van de kasgrond. Fysische karakteristieken van elke te onderscheiden bodemlaag zijn de vochtretentie-curve (θ-*h*-relatie) en de doorlatendheidskarakteristiek (*K*-*h*-relatie).

3.2.3 Kwel, inzijging en wegzijging

In de glastuinbouwgebieden waar de bedrijven zich bevinden kan de waterhuishouding van polder tot polder grote verschillen vertonen als gevolg van kwel en wegzijging (Van Rees Vellinga, 1976). Het optreden van kwel hangt af van de stijghoogte van het grondwater in het eerste watervoerende pakket en de weerstand van het afdekkende pakket. In het Westland kan de gemiddelde kwel oplopen tot 0,50 mm d^{-1} en de wegzijging tot 0,10 mm d^{-1}.

In SWAP 1993 kan kwel vanuit of wegzijging naar het diepere grondwater berekend worden uitgaande van waarden voor de invoerparameters:
- AQAVE, diepte van de stijghoogte voor het grondwater in de watervoerende laag (in analogie met de diepte van de grondwaterstand);
- RIMLAY, de verticale weerstand van de afdekkende laag boven de watervoerende laag.

De waarden van AQAVE en RIMLAY voor elk kassysteem werden verkregen uit Van Rees Vellinga (1976); de gegevens over de locatie van de kassystemen werden verkregen met de topografische kaart (Topografische Dienst, 1990a, 1990b, 1992).

Naast kwel vanuit het diepere grondwater kan ook toevoer van water in het kassysteem optreden door laterale inzijging van water vanuit de omliggende sloten. Door de verschillen in polderpeilen kan de omvang van deze toevoer van plaats tot plaats sterk verschillen. In het model SWAP 1993 is nog geen beschrijving van dit proces opgenomen.

3.2.4 Drainage

De gegevens over de ligging en afmetingen van de drainagebuizen in de kassen van de vier geselecteerde bedrijven zijn verkregen uit interviews met de tuinders. Uitgegaan werd van een parabolische vorm van de grondwaterspiegel tussen de buizen; hiervoor geldt een waarde van 0,66 (-) voor de SWAP-variabele SHAPE.

In de bodem van de geselecteerde kassystemen liggen ook stoombuizen die gebruikt worden voor het ontsmetten van de grond. Deze buizen liggen ondieper dan de drainagebuizen. In de praktijk kan de situatie zich voordoen dat bij een hoge grondwaterstand deze stoombuizen ook als (ondiepe) drainagebuizen fungeren. Aangezien in SWAP 1993 slechts met een enkel drainagesysteem gerekend kan worden zijn de stoombuizen in de berekeningen met SWAP buiten beschouwing gelaten. Uit het verloop van de grondwaterspiegel met de tijd is echter wel een kwalitatieve indruk te krijgen van de mogelijke bijdrage van dit buizensysteem aan de afvoer van water uit de kasgrond.

3.3 Gedrag van bestrijdingsmiddel in kasgrond

In de modelbeschrijving van het gedrag van bestrijdingsmiddel in grond (paragraaf 2.3) zijn de halfwaardetijd voor de omzetting, de Freundlich-coëfficiënt en de Freundlich-exponent belangrijke parameters. Matser et al. (1996) hebben incubatie-experimenten verricht ter bepaling van de halfwaardetijden van diazinon, heptenofos en tolclofos-methyl in de gronden van de vier geselecteerde kassystemen. De resultaten van deze metingen staan in tabel 1. Heptenofos heeft de laagste halfwaardetijd; deze varieert van 0,8 dag in veengrond tot 2,8 dag in kleigrond. De halfwaardetijden voor diazinon zijn aanzienlijk hoger dan die van heptenofos; deze variëren van 7,9 dagen in zandgrond tot 55 dagen in kleigrond. De hoogste halfwaardetijden werden gemeten voor tolclofos-methyl. Het snelst werd tolclofos-methyl omgezet in veengrond en het traagst in kleigrond, met halfwaardetijden van respectievelijk 53 en 212 dagen. De gekozen modelstoffen werden het traagst omgezet in kleigrond; in veengrond daarentegen verliep de omzetting relatief snel. De resultaten van de incubatie-experimenten worden meer in detail behandeld door Matser et al. (1996).

Tabel 1 Halfwaardetijd voor de omzetting van diazinon, heptenofos en tolclofos-methyl in de vier kasgronden

Grond	Halfwaardetijd (dagen)		
	Diazinon	Heptenofos	Tolclofos-methyl
zavel	37,6	0,82	111
klei	55,2	2,81	212
zand	7,9	0,87	113
veen	10,9	0,81	53

Aangenomen werd dat de snelheid van omzetting in de laag van 0,25-0,50 m gelijk was aan die in de bovengrond en dat beneden een diepte van 1,0 m geen omzetting meer optreedt. De waarden van de snelheidscoëfficiënt voor de omzetting in de lagen 0,50-0,75 m en 0,75-1,00 m werden verkregen door lineaire interpolatie. Omzettings-producten werden in de huidige studie buiten beschouwing gelaten. Voor de beschrijving van de invloed van de temperatuur op de snelheid van omzetting werd gebruik gemaakt van een gemiddelde activeringsenergie voor de omzetting; deze bedraagt 55 kJ mol^{-1} (Boesten, 1986). Het effect van het vochtgehalte op de omzetting werd beschreven volgens Boesten (1986); hierbij wordt de snelheidscoëfficiënt van de omzetting gecorrigeerd door vermenigvuldiging met een exponentiële functie van het vochtgehalte. De waarde van de exponent (de parameter B) bedraagt 0,74.

Gegevens met betrekking tot de adsorptie van diazinon aan organische stof werden verkregen uit de literatuur (Van Harten, 1995). Aangezien in de literatuur weinig gegevens beschikbaar waren met betrekking tot de adsorptie van heptenofos en tolclofos-methyl in grond, werden schudexperimenten uitgevoerd in het laboratorium naar de mate van adsorptie van deze middelen aan de geselecteerde kasgronden (Matser et al., 1996). De verkregen gegevens over de adsorptieparameters zijn vermeld in tabel 2. De gemiddelde waarden van de K_{om} voor diazinon, heptenofos en tolclofos-methyl bedroegen 364, 59 en 268 l kg^{-1}.

Tabel 2 Coëfficiënt voor de adsorptie van diazinon, heptenofos en tolclofos-methyl aan de organische stof (K_{om}) in de vier kasgronden

Grond	K_{om} (l kg^{-1})		
	Diazinon	Heptenofos	Tolclofos-methyl
zavel	354	72	309
klei	483	42	299
zand	265	62	320
veen	354	60	144

Bij de bepaling van de adsorptie van tolclofos-methyl werd het geformuleerde product gebruikt, omdat de oplosbaarheid van dit middel in water onvoldoende hoog was. Dit heeft mogelijk geleid tot een lagere waarde van de K_{om} voor dit middel dan bij gebruik van ongeformuleerd product, omdat door de aanwezigheid van de formulering naar verwachting een groter deel van de verbinding in de vloeistoffase blijft.

De waarde van de Freundlich-exponent voor de beschrijving van de adsorptie van heptenofos aan grond werd eveneens gemeten via het schudexperiment in het laboratorium (Matser et al., 1996). De verkregen waarden staan in tabel 3. De waarden van de Freundlich-exponent voor diazinon en tolclofos-methyl zijn respectievelijk 1,05 en 0,90 (Van Harten, 1995). De waarde voor diazinon is een gemiddelde waarde ontleend aan de literatuur; de gebruikte waarden hebben betrekking op metingen van de adsorptie van dit middel aan verschillende gronden. De waarde voor tolclofos-methyl is gelijkgesteld aan het gemiddelde van waarden voor een aantal bestrijdingsmiddelen.

Tabel 3 Freundlich-exponent van heptenofos in de vier kasgronden

Grond	Freundlich-exponent (-)
zavel	0,90
klei	0,91
zand	0,88
veen	1,28

De temperatuur aan het bodemoppervlak werd gelijkgesteld aan de gemiddelde temperatuur in de kas. De bodemtemperatuur op 10 m diepte werd gesteld op 10 °C. In het PESTLA-model kan voor de beschrijving van het verloop van de bodemtemperatuur met de diepte gekozen worden voor verschillende opties. Bij de eerste optie wordt het verloop van de bodemtemperatuur met de diepte berekend door lineaire interpolatie op basis van dagelijkse waarden voor de temperatuur op 3 diepten. Bij de tweede optie wordt het verloop van de temperatuur met de diepte in de bodem beschreven op basis van de thermische eigenschappen van het bodemprofiel, zoals de dempingsdiepte voor warmtegeleiding in grond. Met behulp van deze gegevens en een sinusfunctie kan het verloop van de gemiddelde dagelijkse temperatuur met de diepte in het bodemprofiel berekend worden.

De waarde van de dispersielengte voor de beschrijving van de bijdrage van dispersie aan het transport van bestrijdingsmiddel in de vloeistoffase van het bodemsysteem werd voor alle bestudeerde gronden gesteld op 0,05 m.

Op de dag van toepassing in het simulatiejaar werd het middel in het bovenste compartiment van het bodemsysteem ingebracht. De profieldiepte en het aantal bodemcompartimenten kwamen overeen met die in de simulatie van de hydrologie van het kassysteem met SWAP 1993.

3.4 Kassysteem A: chrysant op zavel

3.4.1 Hydrologie

De invoergegevens voor SWAP 1993 met betrekking tot de dagelijkse beregening in het kassysteem met chrysant op zavelgrond werden verkregen uit de registratie van de tijdstippen waarop de gietwaterpomp gefunctioneerd heeft en de metingen van de wekelijkse watergift (Korsten, 1997). De capaciteit van de gietwaterpomp werd berekend uit de relatie tussen de wekelijkse beregeningsduur en de wekelijkse watergift. In figuur 1 is deze relatie weergegeven. De capaciteit van de gietwaterpomp in kassysteem A werd via lineaire regressie berekend op 24 m^3 uur^{-1}. Deze waarde heeft betrekking op het hele bedrijf en dient nog gecorrigeerd te worden voor het deel van het totale kasoppervlak in het bestudeerde kassysteem.

Het verloop van de watergift met de tijd voor dit kassysteem is weergegeven in figuur 2. De totale watergift per dag is hierbij verdeeld over het hele kasoppervlak. De berekening volgt een roulatiesysteem, waarbij mogelijk per dag slechts een deel van het kasoppervlak wordt beregend. Ook vindt de beregening plaats in een gedeelte van een dag. De intensiteit van de beregening per kasgedeelte is dus veel hoger geweest dan in figuur 2 is aangegeven. De beregeningsgegevens zijn meer in detail vermeld door Van de Veen (1997). De extra aanvoer van water tijdens het stomen via de stoombuizen werd niet meegenomen in de simulatie.

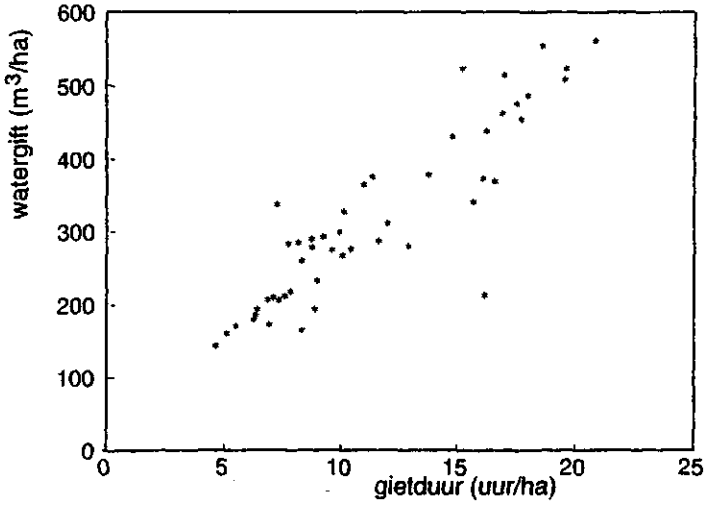

Fig. 1 Verband tussen de wekelijkse watergift (m^3 ha^{-1}) in kassysteem A met chrysant op zavelgrond en de wekelijkse gietpompduur (uur ha^{-1}) in de periode 14 april 1994 - 20 april 1995

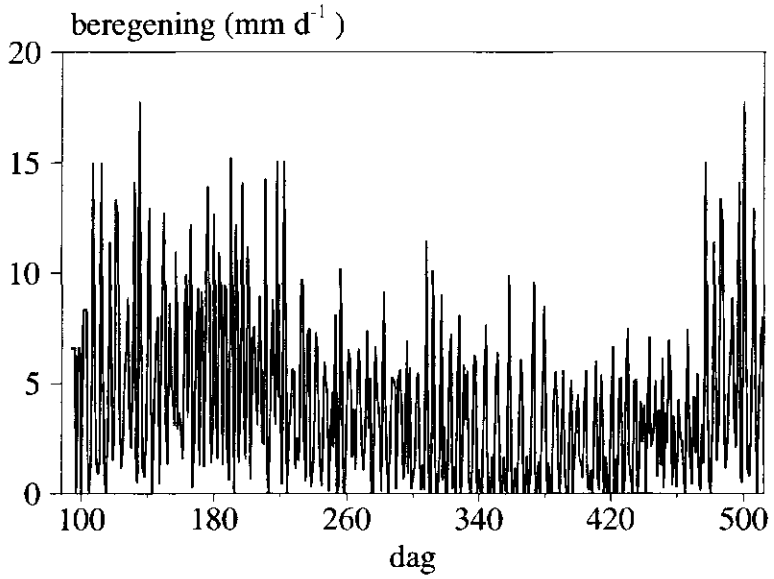

Fig. 2 Dagelijkse watergift (mm d^{-1}) in kassysteem A met chrysant op zavelgrond in de periode april 1994 - april 1995

Vier bodemlagen werden onderscheiden in de zavelgrond: de lagen van 0-0,25 m, 0,25-0,50 m, 0,50-0,75 m en de laag vanaf 0,75 m. De totale diepte van het gesimuleerde bodemprofiel werd gebaseerd op de benadering van de doorstroomde diepte (paragraaf 2.2). Voor kassysteem A bedraagt de diepte van het bodemprofiel 1,70 m. Het bodemprofiel werd opgedeeld in 20 compartimenten van 0,05 m dikte en daaronder 20 compartimenten van 0,035 m.

Voor het afleiden van de bodemfysische karakteristieken (paragraaf 3.2.2) werd de bovengrond van 0-0,50 m volgens Wösten et al. (1994) geclassificeerd als zeer lichte zavel (B7), laag 3 als matig lichte zavel (B8) en laag 4 als zware zavel (O10).

De initiële grondwaterstand werd geschat op 0,75 m diepte. Aangenomen werd dat het bodemvochtprofiel bij de start van de simulatie met deze grondwaterstand in evenwicht was. Tijdens de simulatie kan de grondwaterstand variëren als gevolg van verschillen in wateraanvoer of waterafvoer.

In de beschrijving van de onderrandvoorwaarde voor de waterstroming in het bodemprofiel van kassysteem A werd rekening gehouden met kwel vanuit of wegzijging naar het eerste dieper gelegen watervoerende pakket. De waarden voor AQAVE en RIMLAY (paragraaf 3.2.3) waren respectievelijk 1,60 m (dus wegzijging) en 3000 d. Het drainagesysteem ligt op 0,90 m diepte met een afstand tussen de drainagebuizen van 3,20 m. De doorsnede van een buis is 0,06 m. Samen met de sleuf (breedte 0,08 m) waarin de buis getrokken is vormt dit een natte perimeter van 0,14 m.

De verdampingsgegevens van het chrysantengewas werden verkregen met behulp van metingen van de dagelijkse globale straling op het KNMI-weerstation te Naaldwijk. Aangenomen werd dat het verloop met de tijd van de globale straling op deze plaats niet wezenlijk afweek van die op het bestudeerde bedrijf. Uit de dagelijkse globale straling werd de dagelijkse verdamping berekend met vergelijking (20) (zie paragraaf 3.2.1). Hierbij werd de interceptie van water door het gewas en de verdamping van dit water buiten beschouwing gelaten. Het verloop van de verdamping met de tijd is weergegeven in figuur 3. De verdampingsgegevens zijn meer in detail vermeld door Van de Veen (1997).

Alle stadia van het chrysantengewas waren op het bedrijf aanwezig. Uitgegaan werd van een gewas met een gemiddelde bewortelingsdiepte van 0,30 m. De bodembedekkingsgraad werd op 0,83 gesteld, aangezien gemiddeld één van de zes kascompartimenten braak ligt na de oogst.

De maximale tijdstap voor het numerieke schema van SWAP 1993 bedroeg 0,2 dag. Het begintijdstip van de berekeningen was 0.00 uur op 4 april 1994 (dag 94). Het invoerbestand voor deze simulatie met SWAP is gegeven door Van de Veen (1997).

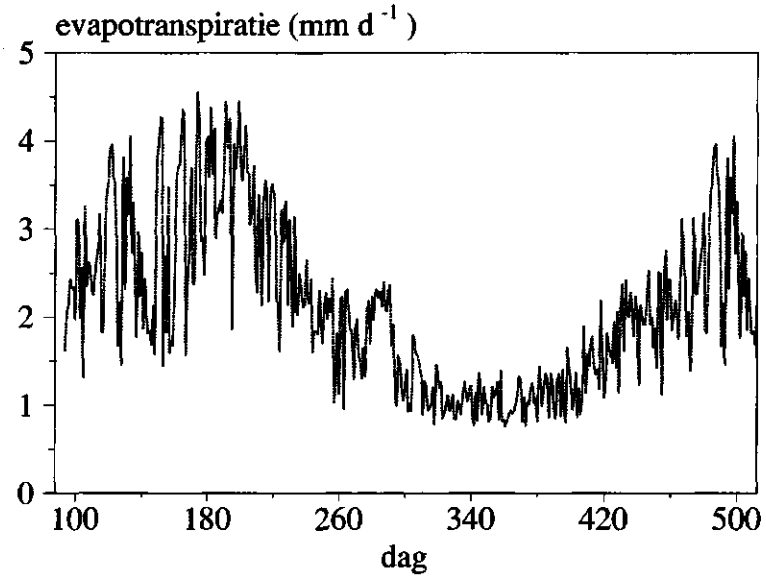

Fig. 3 Evapotranspiratie (mm d^{-1}) in kassysteem A met chrysant op zavelgrond in de periode april 1994 - april 1995

3.4.2 Gedrag van heptenofos in zavelgrond

Van de gekozen drie modelstoffen werd in het kassysteem A met chrysant op zavel alleen heptenofos gebruikt. De gegevens over het tijdstip en de dosering van de toepassingen van dit middel werden geregistreerd en deze staan in tabel 4. In de

periode april tot medio juni 1994 werd het middel driemaal toegepast en daarna werd het middel tot aan het eind van de meetperiode in 1995 niet meer toegepast. In de simulaties werd aangenomen dat op de dagen 108, 135 en 166 van 1994 de toepassingen plaatsvonden. De bodemdepositie na gewasbehandeling met heptenofos werd op 10% van de dosering geschat. Deze areïeke massa werd gebruikt als invoerwaarde voor de dosering bij de berekeningen met PESTLA 3.0.

Tabel 4 Toepassing van heptenofos in kassysteem met chrysant op zavelgrond in de periode maart 1994 - maart 1995[a]

Periode van toepassing	Dosering (kg ha^{-1})
28 feb - 27 mrt 1994	0,239
28 mrt - 24 apr 1994	0,098
25 apr - 22 mei 1994	0,089
23 mei - 19 juni 1994	0,228

[a] Gegevens afkomstig uit Runia et al. (1996)

De invoergegevens voor het PESTLA-model met betrekking tot de verdeling van de bodemfasen zijn vermeld in tabel 5. Het verloop van het organische-stofgehalte met de diepte werd gemeten door op vier diepten grondmonsters te nemen (Matser et al., 1996). De droge bulkdichtheid in de bouwvoor van de zavelgrond werd gemeten door ringmonsters met bekend volume te steken. De bulkdichtheden van de overige lagen werden geschat aan de hand van de gegevens over de minerale samenstelling van de betreffende bodemlagen (Matser et al., 1996).

Tabel 5 Bodemeigenschappen van de zavelgrond van kassysteem A

Laag (m)	Organische-stofgehalte (kg kg^{-1})	Droge bulkdichtheid (kg m^{-3})
0,00-0,25	0,027	1250[a]
0,25-0,50	0,019	1300
0,50-0,75	0,003	1400
0,75-1,00	0,000	1550

[a] gemeten met ringmonsters

De snelheidscoëfficiënt voor de omzetting van heptenofos in de bovenste 0,25 m van de zavelgrond bedraagt 0,85 d^{-1}. De gegevens over de beschrijving van de omzetting als functie van de temperatuur en de diepte in het bodemprofiel staan in paragraaf 3.3.

De waarde voor K_{om} van heptenofos in zavelgrond bedraagt 72 l kg^{-1}. De sorptie van dit middel in deze grond kan worden beschreven met een Freundlich-isotherm met een exponent van 0,90 (paragraaf 3.3).

De gemiddelde temperatuur aan het bodemoppervlak in de kas bedroeg ongeveer 20 °C. De berekende temperaturen in de zavelgrond op diepten van 0,025, 1,0 en 10,0 m bedroegen respectievelijk 20, 18 en 10 °C. De beschrijving van het verloop van de temperatuur met de tijd en de diepte is vermeld in paragraaf 3.3.

De transpiratiestroomconcentratiefactor (paragraaf 2.3) voor de opname van heptenofos door chrysant werd geschat op 0,724 (Van Harten, 1995).

3.5 Kassysteem B: chrysant op klei

3.5.1 Hydrologie

De invoergegevens voor SWAP 1993 met betrekking tot de dagelijkse beregening in het kassysteem B met chrysant op kleigrond werden verkregen uit metingen van de wekelijkse watergift (Korsten, 1997). Hierbij werd aangenomen dat de wekelijkse watergift gelijkmatig over de dagen van de week verdeeld werd. Het verloop van de watergift met de tijd voor dit kassysteem is weergegeven in figuur 4. De beregening vond plaats met een regenleiding boven de chrysanten. De beregeningsgegevens zijn meer in detail vermeld in Van de Veen (1997).

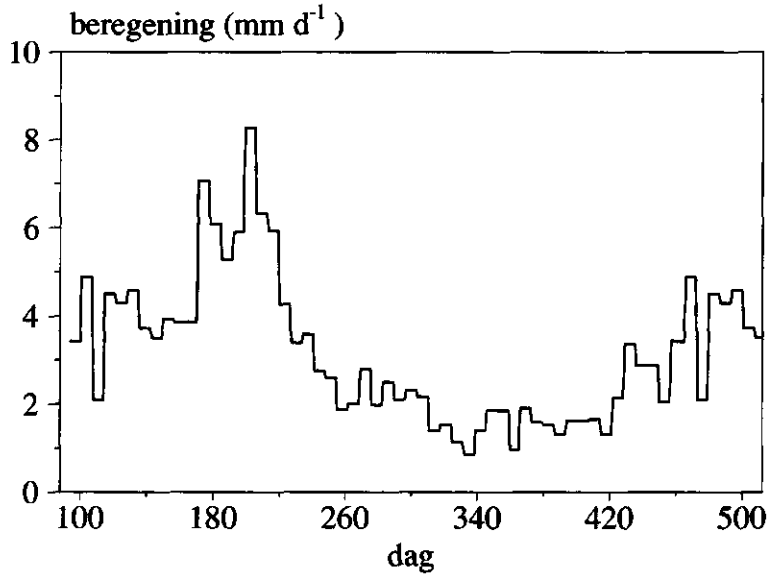

Fig. 4 Dagelijkse watergift (mm d^{-1}) in kassysteem B met chrysant op kleigrond in de periode 14 april 1994 - 20 april 1995

In de beschrijving van de onderrandvoorwaarde voor de waterstroming in het bodemprofiel van kassysteem B werd rekening gehouden met kwel vanuit of wegzijging naar het eerste watervoerende pakket. Een extra wateraanvoerterm werd gevormd door het optreden van laterale inzijging vanuit de omringende sloten. Uit berekeningen van de waterbalans in dit systeem werd de bijdrage van deze inzijging aan de drainageafvoer geschat op gemiddeld 0,65 mm d^{-1} (Korsten, 1997). Bij het berekenen van de drainage met SWAP 1993 kon met laterale inzijging geen rekening gehouden worden.

De extra aanvoer van water in de kasgrond tijdens het stomen via de stoombuizen (op 0,60 m diepte) werd niet meegenomen in de simulatie. Het stomen vond plaats gedurende de periode september - november 1994 en deze wateraanvoer bedroeg 30 mm.

De initiële grondwaterstand werd geschat op 0,80 m diepte. Aangenomen werd dat het bodemvochtprofiel bij de start van de simulatie met deze grondwaterstand in evenwicht was.

De waarden voor AQAVE en RIMLAY van respectievelijk 0,50 m (dus meestal kwel) en 10 000 d werden afgeleid van gegevens over deze parameters voor Midden West-Nederland (paragraaf 3.2.3). Het drainagesysteem ligt op 1,10 m diepte met een afstand tussen de drainagebuizen van 3,20 m. Aangenomen werd dat de doorsnede van de drainagebuis en de sleufbreedte ervan gelijk waren aan die in kassysteem A, nl. respectievelijk 0,06 en 0,08 m (natte perimeter 0,14 m).

Vier bodemlagen werden onderscheiden in de kleigrond: de lagen 0-0,25 m, 0,25-0,50 m, 0,50-0,75 m en de laag vanaf 0,75 m (totale profieldiepte 2,0 m). De totale diepte van het profiel werd berekend analoog aan die voor de zavelgrond (paragraaf 3.4.1). Van iedere laag werden de bodemfysische karakteristieken afgeleid uit de Staring-reeks (Wösten et al., 1994). De grond van de lagen 0-0,25 m, 0,25-0,50 m en 0,50-0,75 m werden geclassificeerd als lichte klei (B10). De grond van de laag vanaf 0,75 m (ondergrond) werd geclassificeerd als lichte klei (O11). Het bodemprofiel werd opgedeeld in 40 compartimenten van 0,05 m dikte.

De verdampingsgegevens voor het chrysantengewas en de bodem werden gelijk genomen aan die voor kassysteem A: gemiddeld 2,2 mm d^{-1} (paragraaf 3.4.1). Het verloop van de verdamping met de tijd is weergegeven in figuur 5. De verdampingsgegevens staan meer in detail in Van de Veen (1997).

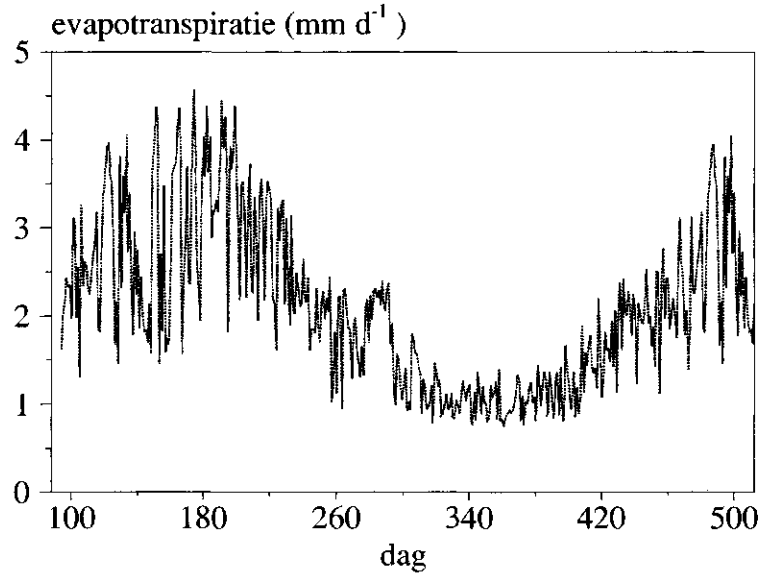

Fig. 5 Evapotranspiratie (mm d^{-1}) in kassysteem B met chrysant op kleigrond in de periode april 1994 - april 1995

Alle stadia van het chrysantengewas zijn op het bedrijf aanwezig. Uitgegaan werd van een gewas met een gemiddelde bewortelingsdiepte van 0,30 m. De bodembedekkingsgraad wordt op 0,83 gesteld, ervan uitgaande dat gemiddeld steeds éénzesde deel van het oppervlak in de kas braak lag na de oogst.

De maximale tijdstap voor het numerieke schema van SWAP 1993 bedroeg 0,2 dag. Het begintijdstip van de berekeningen was 0.00 uur op 4 april 1994 (dag 94). Het invoerbestand voor deze simulatie met SWAP is opgenomen in Van de Veen (1997).

3.5.2 Gedrag van heptenofos en tolclofos-methyl in kleigrond

Van de gekozen drie modelstoffen werden in het kassysteem B met chrysant op klei zowel heptenofos als tolclofos-methyl gebruikt. De gegevens over het tijdstip en de dosering van de toepassingen van deze middelen werden geregistreerd en deze zijn vermeld in tabel 6. In de periode maart 1994 - maart 1995 werd heptenofos driemaal toegepast en tolclofos-methyl achtmaal. De dagen van toepassing van heptenofos werden gesteld op de dagen 108, 380 en 409 en die van tolclofos-methyl op de dagen 108, 128, 157, 184, 213, 240, 409 en 437. Tolclofos-methyl is een bodembehandelingsmiddel; bij toepassing van dit middel komt de volledige dosering op de bodem terecht. Heptenofos is gewasbehandelingsmiddel en de bodemdepositie bij toepassing van dit middel werd geschat op 10% van de dosering. De areïeke massa's die ingevoerd werden in PESTLA 3.0 werden gecorrigeerd voor deze effectieve bodembelasting bij de toepasssing.

De invoergegevens voor het PESTLA-model met betrekking tot de verdeling van de bodemfasen staan in tabel 7. Het verloop van het organische-stofgehalte met de diepte werd gemeten door grondmonsters te nemen van vier lagen (Matser et al., 1996). De bulkdichtheden van de bodemlagen werden gelijk gesteld aan die voor de zavelgrond in kassysteem A.

Tabel 6 Toepassing van heptenofos en tolclofos-methyl in kassysteem B met chrysant op kleigrond in periode 28 februari 1994 - 26 maart 1995.[a]

Periode van toepassing	Dosering (kg ha^{-1})	
	Heptenofos	Tolclofos-methyl
28 feb -27 mrt 1994		0,445
28 mrt -24 apr 1994	0,429	0,370
25 apr -22 mei 1994		0,485
23 mei -19 juni 1994		0,410
20 juni - 17 juli 1994		0,410
18 juli - 14 aug 1994		0,445
15 aug - 11 sep 1994		0,410
2 jan - 29 jan 1995	0,061	
30 jan - 26 feb 1995	0,138	0,298
27 feb - 26 mrt 1995		0,372

[a] Gegevens afkomstig uit Runia et al. (1996)

Tabel 7 Bodemeigenschappen van de kleigrond in kassysteem B

Laag (m)	Organische-stofgehalte (kg kg^{-1})	Droge bulkdichtheid (kg m^{-3})
0,00-0,25	0,056	1250
0,25-0,50	0,029	1300
0,50-0,75	0,020	1400
0,75-1,00	0,012	1550

De snelheidscoëfficiënten voor de omzetting van heptenofos en tolclofos-methyl via eerste-orde kinetiek in de bovenste 0,25 m van de kleigrond bedragen respectievelijk 0,25 en 0,0033 d^{-1}. De gegevens over de beschrijving van de omzetting als functie van de temperatuur en de diepte in het bodemprofiel zijn vermeld in paragraaf 3.3.

De waarden van K_{om} voor heptenofos en tolclofos-methyl in kleigrond bedragen respectievelijk 42 en 299 l kg^{-1}. De sorptie van deze middelen in de kleigrond kan worden beschreven met een Freundlich-isotherm met exponenten van respectievelijk 0,90 en 0,87.

De gemiddelde temperatuur aan het grondoppervlak in de kas bedroeg ongeveer 20 °C. De berekende temperaturen in de kleigrond op diepten van 0,025, 1,0 en 10,0 m bedroegen respectievelijk 20, 18 en 10 °C. De beschrijving van het verloop van de temperatuur met de tijd en de diepte is vermeld in paragraaf 3.3.

De transpiratiestroomconcentratiefactoren (paragraaf 2.3) voor de opname van heptenofos en tolclofos-methyl door chrysant werden geschat op respectievelijk 0,724 en 0,050 (Van Harten, 1995). De relatief lage waarde van de transpiratiestroom-concentratiefactor voor tolclofos-methyl wordt veroorzaakt door het apolaire karakter van deze verbinding.

3.6 Kassysteem C: radijs op zand

3.6.1 Hydrologie

De invoergegevens voor SWAP 1993 met betrekking tot de dagelijkse beregening in het kassysteem met radijs op zandgrond werden verkregen op dezelfde wijze als bij het kassysteem voor chrysant op zavel (paragraaf 3.4.1). Hierbij werden gegevens gebruikt met betrekking tot de wekelijkse watergift in dit kassysteem (Korsten, 1997) en de tijdsregistratie van het functioneren van de gietwaterpomp van het bedrijf (Van Harten, 1996); deze zijn in figuur 6 weergegeven. De capaciteit van de gietwaterpomp in kassysteem C werd via lineaire regressie berekend op 18 m^3 uur^{-1}. De pompcapaciteit heeft betrekking op de watervoorziening van het hele bedrijf en dient voor het bestudeerde kassysteem nog gecorrigeerd te worden voor het aandeel in het totale kasoppervlak.

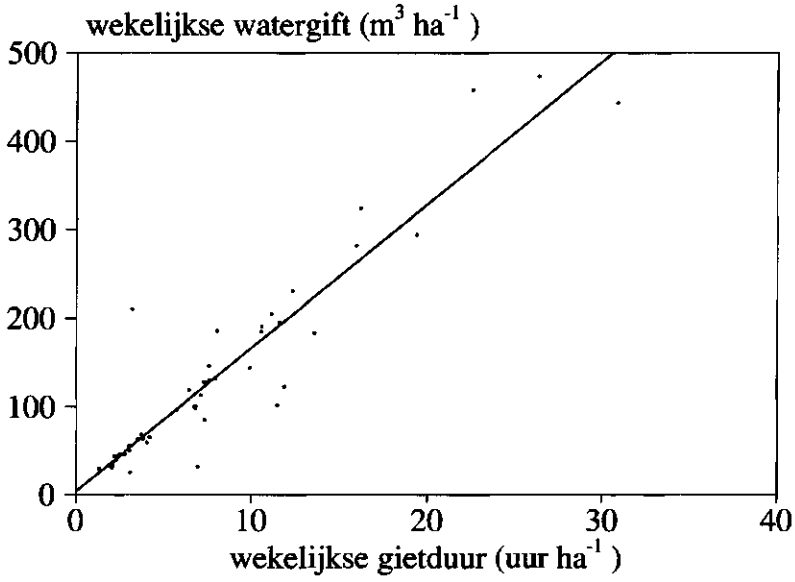

Fig. 6 Verband tussen de wekelijkse watergift (m^3 ha^{-1}) in kassysteem C met radijs op zandgrond en de wekelijkse gietpompduur (uur ha^{-1}) tijdens de periode 14 april 1994 - 20 april 1995

Het verloop van de dagelijkse watergift met de tijd voor dit kassysteem is weergegeven in figuur 7. De beregeningsgegevens zijn meer in detail vermeld in Van de Veen (1997).

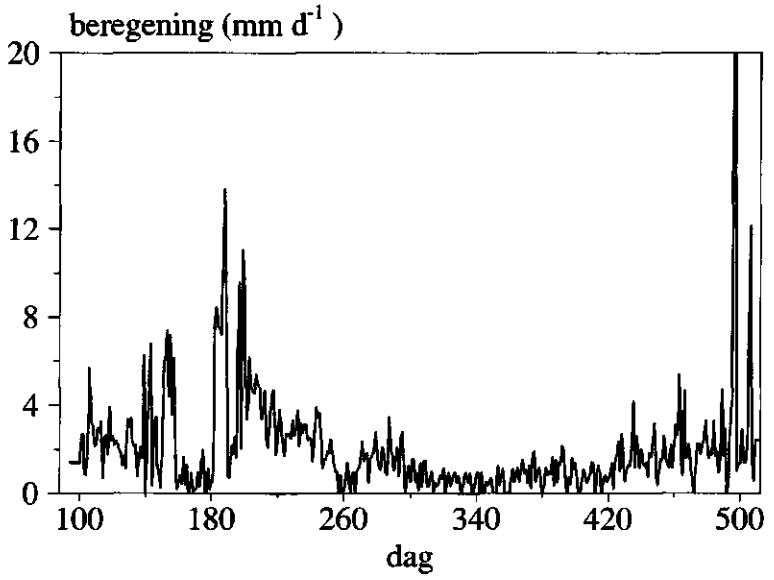

Fig. 7 Dagelijkse watergift (mm d^{-1}) in kassysteem C met radijs op zandgrond in de periode 14 april 1994 - 20 april 1995

In de beschrijving van de onderrandvoorwaarde voor de waterstroming in het bodemprofiel van kassysteem C werd rekening gehouden met kwel vanuit of wegzijging naar het diepere grondwater. Een extra wateraanvoerterm werd gevormd door het optreden van laterale inzijging vanuit de poldersloten. Uit berekeningen van de waterbalans in dit systeem werd de bijdrage van deze inzijging aan de afvoer van water via drainage geschat op gemiddeld 0,6 mm d^{-1}. Net als bij kassysteem B kon hiermee bij het berekenen van de drainage met SWAP 1993 geen rekening gehouden worden.

De extra aanvoer van water tijdens het stomen via de stoombuizen werd niet meegenomen in de simulatie. Het stomen vond plaats in de periode 27 juni tot 11 juli 1994 en deze wateraanvoer bedroeg 9 mm.

De initiële grondwaterstand werd geschat op 0,80 m diepte en aangenomen werd dat het bodemvochtprofiel bij de start van de simulatie met deze grondwaterstand in evenwicht was.

De waarden voor AQAVE en RIMLAY (paragraaf 3.2.3) van respectievelijk 1,40 m (dus wegzijging) en 5000 d werden afgeleid van gegevens over deze parameters voor Midden West-Nederland. Het drainagesysteem ligt op 0,80 m diepte met een afstand tussen de drainagebuizen van 6,40 m. Aangenomen werd dat de doorsnede van de drainagebuis en de sleufbreedte van de drainage gelijk waren aan die in kassysteem A: respectievelijk 0,06 en 0,08 m (natte perimeter 0,14 m).

Vier bodemlagen werden onderscheiden in de zandgrond: de lagen van 0-0,25 m, 0,25-0,50 m, 0,50-0,75 m en de laag vanaf 0,75 m (totale profieldiepte 2,40 m). De totale diepte van het profiel werd berekend analoog aan die voor de zavelgrond (paragaaf 3.4.1). De bodemfysische karakteristieken van lagen werden afgeleid uit de Staring-reeks (Wösten et al., 1994). De bovenste drie lagen werden geclassificeerd als leemarm zand (B1) en de grond in de laag vanaf 0,75 m als sterk lemig zand (O3). Het bovenste deel van het bodemprofiel werd opgedeeld in 20 compartimenten van 0,05 m dikte en het onderste deel in 20 compartimenten van 0,07 m.

De verdampingsgegevens voor radijs werden verkregen op basis van gegevens van de globale straling gemeten op het KNMI weerstation te Naaldwijk en de relatie beschreven in paragraaf 3.2.1 (vergelijking (21)). Het verloop van de verdamping met de tijd is weergegeven in figuur 8. In de zomer lag de grond gedurende 5 weken braak (dag 157 - dag 192); in die periode was er alleen verdamping van water vanaf de bodem. De verdampingsgegevens zijn meer in detail vermeld in Van de Veen (1997).

Alle stadia van het radijsgewas zijn tijdens een groot deel van het jaar op het bedrijf aanwezig. Uitgegaan wordt van een gewas met een gemiddelde worteldiepte van 30 cm. De bodembedekkingsgraad wordt op 0,94 gesteld, ervan uitgaande dat gemiddeld één van de 17 kascompartimenten braak ligt na de oogst.

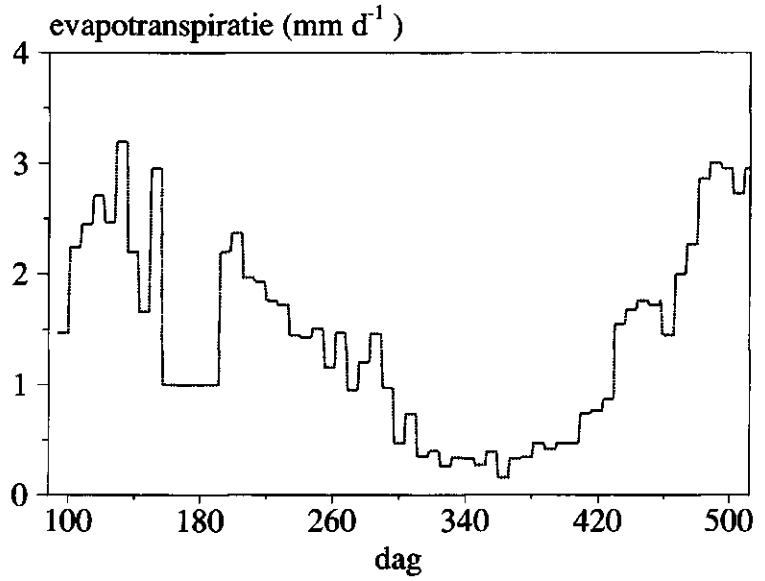

Fig. 8 Evapotranspiratie (mm d^{-1}) in kassysteem C met radijs op zandgrond in de periode april 1994 - april 1995

De maximale tijdstap voor het numerieke schema van SWAP 1993 bedroeg 0,2 dag. Het begintijdstip van de berekeningen werd gesteld op 4 april 1994 (dag 94) om 0.00 uur. Het invoerbestand van deze simulatie met SWAP is opgenomen in Van de Veen (1997).

3.6.2 Gedrag van diazinon en tolclofos-methyl in zandgrond

Van de gekozen drie modelstoffen werden in het kassysteem C met radijs op zandgrond zowel diazinon als tolclofos-methyl gebruikt. Het tijdstip en de dosering van de toepassingen van deze middelen werden geregistreerd en deze gegevens zijn vermeld in tabel 8. In de periode maart 1994 - maart 1995 werd diazinon éénmaal toegepast en werd tolclofos-methyl achtmaal toegepast. Diazinon is een gewasbehandelingsmiddel en de bodemdepositie van dit middel bij toepassing werd gesteld op 10% van de dosering. De areïeke massa's die ingevoerd worden in PESTLA 3.0 zijn gecorrigeerd voor de bodembelasting bij de toepassing. Aangezien de precieze data van toepassing niet bekend waren, werd de datum van elke toepassing gesteld op de datum halverwege de periode waarin de toepassing plaatsvond. Voor diazinon was de dag van toepassing dag 108 in 1994. Voor tolclofos-methyl waren in 1994 de dagen van toepassing dag 108, 268, 296, 325 en 351 en in 1995 de dagen 13, 44 en 72.

De invoergegevens voor het PESTLA-model met betrekking tot de verdeling van de bodemfasen staan in tabel 9. Het verloop van het organische-stofgehalte met de diepte werd gemeten door uit vier lagen grondmonsters te nemen (Matser et al., 1996). De bulkdichtheden van de bodemlagen werden gelijk gesteld aan die voor de zavelgrond in kassysteem A.

Tabel 8 Toepassing van diazinon en tolclofos-methyl in kassysteem C met radijs op zandgrond in de periode 28 februari 1994 - 26 maart 1995.[a]

Periode van toepassing	Dosering (kg ha^{-1})	
	Diazinon	Tolclofos-methyl
28 feb - 27 mrt 1994		0,769
28 mrt - 24 apr 1994	0,831	0,538
12 sep - 9 okt 1994		0,154
10 okt - 6 nov 1994		0,808
7 nov - 4 dec 1994		0,615
5 dec - 31 dec 1994		0,462
2 jan - 29 jan 1995		0,692
30 jan - 26 feb 1995		0,423
27 feb - 26 mrt 1995		0,654

[a] Gegevens afkomstig uit Runia et al. (1996)

De snelheidscoëfficiënten voor de omzetting van diazinon en tolclofos-methyl via eerste-orde kinetiek in de bovenste 0,25 m van de zandgrond bedragen respectievelijk 0,088 en 0,0061 d^{-1}. Verdere gegevens over de beschrijving van de omzetting als functie van de temperatuur en de diepte in het bodemprofiel zijn vermeld in paragraaf 3.3.

Tabel 9 Bodemeigenschappen van de zandgrond in kassysteem C

Laag (m)	Organische-stofgehalte (kg kg^{-1})	Droge bulkdichtheid (kg m^{-3})
0,00-0,25	0,031	1250
0,25-0,50	0,015	1300
0,50-0,75	0,012	1400
0,75-1,00	0,017	1550

De waarden van K_{om} voor diazinon en tolclofos-methyl in zandgrond bedragen respectievelijk 265 en 320 l kg^{-1}. De sorptie van deze middelen in de zandgrond kan worden beschreven met een Freundlich-isotherm met exponenten van respectievelijk 1,05 en 0,87.

De gemiddelde temperatuur aan het grondoppervlak in de kas werd gesteld op 16 °C. De berekende temperaturen in de zandgrond op diepten van 0,025, 1,0 en 10,0 m bedroegen respectievelijk 16, 14 en 10 °C. De beschrijving van het verloop van de temperatuur met de tijd en de diepte is vermeld in paragraaf 3.3.

De transpiratiestroomconcentratiefactoren (paragraaf 2.3) voor de opname van diazinon en tolclofos-methyl door radijs werden geschat op respectievelijk 0,365 en 0,050 (Van Harten, 1995).

3.7 Kassysteem D: fresia op veen

3.7.1 Hydrologie

De invoergegevens voor SWAP 1993 met betrekking tot de dagelijkse beregening in het kassysteem D met fresia op veengrond werden verkregen uit metingen van de wekelijkse watergift (Korsten, 1997). Hierbij werd aangenomen dat de wekelijkse watergift gelijkmatig over de dagen van de week verdeeld werd. Het verloop van de watergift met de tijd voor dit kassysteem is weergegeven in figuur 9. De beregeningsgegevens staan meer in detail in Van de Veen (1997).

In de beschrijving van de onderrandvoorwaarde voor de waterstroming in het bodemprofiel van kassysteem D werd rekening gehouden met kwel vanuit of wegzijging naar het diepere grondwater. Een extra wateraanvoer vond plaats door het optreden van laterale inzijging vanuit de omliggende sloten. Net als bij kassystemen B en C kon hiermee bij het berekenen van de drainage met SWAP 1993 geen rekening gehouden worden. De extra aanvoer van water ten gevolge van het stomen via de stoombuizen (totaal 60 mm) werd niet meegenomen in de simulatie.

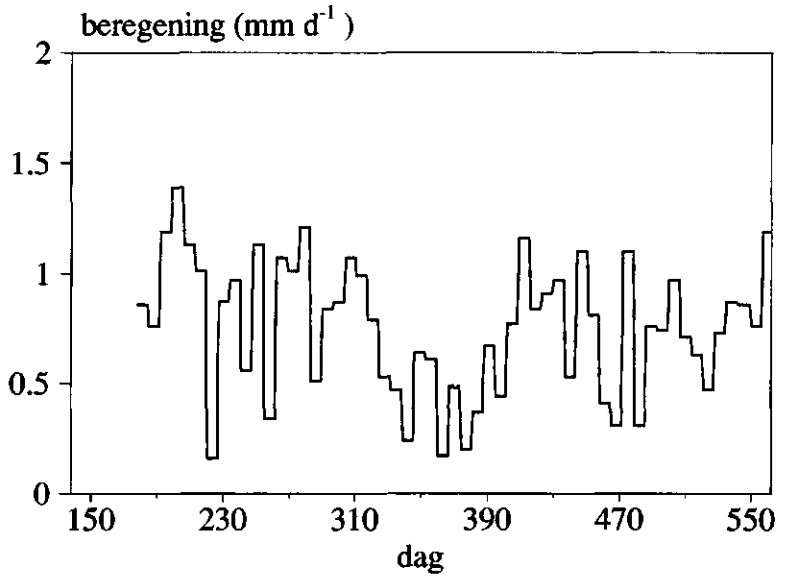

Fig. 9 Dagelijkse watergift (mm d^{-1}) in kassysteem D met fresia op veengrond in de periode juli 1994 - juli 1995

De initiële grondwaterstand werd geschat op 0,40 m diepte. Aangenomen werd dat het bodemvochtprofiel bij de start van de simulatie met deze grondwaterstand in evenwicht was. De waarden voor AQAVE en RIMLAY van respectievelijk 2,85 m (dus wegzijging) en 6000 d werden afgeleid van gegevens over deze parameters voor Midden West-Nederland. Uit de berekeningen met deze gegevens voor dit kassysteem bleek dat de grondwaterstand in de loop van de tijd steeds dieper kwam te liggen. Door het uitdrogen van het profiel bleef de verdamping door het gewas duidelijk achter bij de optimale verdamping. Daarom werd voor dit systeem als onderrand-voorwaarde een constante grondwaterspiegel gekozen. Uit testberekeningen bleek

dat de gemeten drainage goed kon worden beschreven indien werd uitgegaan van een grondwaterstandspiegel op 0,65 m diepte. Met deze waarde werden de verdere berekeningen voor dit systeem uitgevoerd.

Het drainagesysteem ligt op 0,70 m diepte met een afstand tussen de drainagebuizen van 2 m. Aangenomen werd dat de doorsnede van de drainagebuis en de sleufbreedte gelijk waren aan die in kassysteem A, nl. respectievelijk 0,06 en 0,08 m (natte perimeter 0,14 m).

Vier bodemlagen werden onderscheiden in de veengrond: de lagen 0-0,25 m, 0,25-0,50 m, 0,50-0,75 m en de laag vanaf 0,75 m. De totale diepte van het profiel werd gesteld op 2,0 m. Van iedere laag werden de bodemfysische karakteristieken afgeleid uit de Staring-reeks (Wösten et al., 1994). De grond van de laag 0-0,25 m en die van de laag 0,25-0,50 m werd met behulp van geclassificeerd als venige klei (B17). De grond in de laag van 0,50 tot 0,75 m en die in de laag vanaf 0,75 m werden geclassificeerd als respectievelijk kleiïg veen (B18) en mesotroof/eutroof veen (O17). Het bodemprofiel werd opgedeeld in 40 compartimenten van 0,05 m dikte.

De verdampingsgegevens van het fresia-gewas werden verkregen op basis van een schatting van de verdamping van dit gewas over een heel jaar gerekend van 400 mm (gemiddeld 1,1 mm d^{-1}). Deze schatting werd gemaakt aan de hand van gegevens over verdamping van andere (vergelijkbare) gewassen (Korsten, 1997). De evapotranspiratie van het fresia-gewas gedurende de periode 27 juni 1994 tot 25 juni 1995 bedroeg 399 mm.

Alle stadia van het fresia-gewas zijn op het bedrijf aanwezig. Uitgegaan wordt van een gewas met een gemiddelde worteldiepte van 0,30 m. De bodembedekkingsgraad wordt op 0,94 gesteld, ervan uitgaande dat gemiddeld een deel van het kasgrondoppervlak braak ligt na de oogst.

De maximale tijdstap voor het numerieke schema van SWAP 1993 bedroeg 0,2 dag. Het begintijdstip van de berekeningen was 0.00 uur op 27 juni 1994 (dag 178). Het invoerbestand voor deze simulatie met SWAP is opgenomen in Van de Veen (1997).

3.7.2 Gedrag van heptenofos in veengrond

Van de gekozen drie modelstoffen werd in het kassysteem D met fresia op veengrond alleen heptenofos gebruikt. Het tijdstip en de dosering van de toepassingen van dit middel werden geregistreerd en deze gegevens zijn vermeld in tabel 10. In de periode september - december 1994 werd het middel tweemaal toegepast (dagen van toepassing gesteld op de dagen 268 en 325) en daarna werd het middel tot aan het eind van monitoringperiode in 1995 niet meer toegepast. De areïeke massa's ingevoerd in PESTLA 3.0 waren gecorrigeerd voor de bodembelasting bij de toepassing. Voor heptenofos werd dit gesteld op 10% van de dosering.

Tabel 10 Toepassing van heptenofos in kassysteem D met fresia op veengrond in de periode juli 1994 - juli 1995.[a]

Periode van toepassing	Dosering (kg ha^{-1})
12 sep - 9 okt 1994	0,183
7 nov - 4 dec 1994	0,110

[a] Gegevens afkomstig uit Runia et al. (1996)

De invoergegevens voor het PESTLA-model met betrekking tot de verdeling van de bodemfasen staan in tabel 11. Het verloop van het organische-stofgehalte met de diepte werd gemeten door op vier verschillende diepten grondmonsters te nemen (Matser et al., 1996). De bulkdichtheden van de verschillende bodemlagen werden geschat aan de hand van de gegevens over de minerale samenstelling van deze lagen (Matser et al., 1996).

Tabel 11 Bodemeigenschappen van de veengrond in kassysteem D.

Laag (m)	Organische- stofgehalte (kg kg^{-1})	Droge bulkdichtheid (kg m^{-3})
0,00-0,25	0,229	850
0,25-0,50	0,265	900
0,50-0,75	0,254	950
0,75-1,00	0,480	750

De eerste-orde snelheidscoëfficiënt voor de omzetting van heptenofos in de bovenste 0,25 m van de veengrond bedraagt 0,86 d^{-1}. Gegevens over de beschrijving van de omzetting als functie van de temperatuur en de diepte in het bodemprofiel zijn vermeld in paragraaf 3.3.

De waarde van K_{om} voor heptenofos in veengrond bedraagt 60 l kg^{-1}. De sorptie van dit middel in deze grond kan worden beschreven met een Freundlich-isotherm met een exponent van 1,28 (paragraaf 3.3).

De gemiddelde temperatuur aan het bodemoppervlak in de kas werd gesteld op 16 °C. De berekende temperaturen in de veengrond op diepten van 0,025, 1,0 en 10,0 m bedroegen respectievelijk 16, 14 en 10 °C. Gegevens over de beschrijving van het verloop van de temperatuur met de tijd en de diepte zijn vermeld in paragraaf 3.3.

De transpiratiestroomconcentratiefactor (paragraaf 2.3) voor de opname van heptenofos door fresia werd geschat op 0,724 (Van Harten, 1995).

4 Berekeningen voor meetsituaties

4.1 Inleiding

Simulatie van de kasteeltsystemen met de modellen SWAP 1993 en PESTLA 3.0 levert een berekend verloop van de uitspoeling van de voorbeeldbestrijdings-middelen. De resultaten van de berekeningen kunnen worden vergeleken met die van de metingen door Runia et al. (1996). Doel van deze vergelijking is om meer inzicht te krijgen in de processen waaraan de bestrijdingsmiddelen onderhevig zijn in de kasteeltsystemen. De beperkingen van de huidige metingen en berekeningen kunnen door de vergelijking van de resultaten duidelijker naar voren komen.

Berekeningen met betrekking tot de waterhuishouding werden uitgevoerd voor de vier geselecteerde kassystemen: chrysant op zavelgrond, chrysant op kleigrond, radijs op zandgrond en fresia op veengrond. Het verloop in de tijd van de waterstromen in elk kassysteem werd berekend met SWAP 1993, waarbij de praktijksituatie zoveel mogelijk werd nagebootst.

De resultaten met betrekking tot de waterhuishouding in de gronden van de vier kassystemen werden gebruikt als invoer voor de berekeningen met PESTLA 3.0 van de mate van uitspoeling van de bestrijdingsmiddelen diazinon, heptenofos en tolclofos-methyl. Voor elk kassysteem werden berekeningen uitgevoerd, waarbij werd uitgegaan van het werkelijk gebruik van de drie middelen in dat kassysteem. Voor elk kassysteem worden de berekende concentraties in het drainagewater vergeleken met die gemeten.

4.2 Kassysteem A: chrysant op zavel

4.2.1 Hydrologie

De berekende drainage per dag is weergegeven in figuur 10. In de zomermaanden varieert de dagelijkse drainage sterk, ook binnen een week: de afvoer ligt in het traject van 0,5 tot 5 mm d^{-1}. Door de afnemende watergift in de herfst en de winter neemt ook de dagelijkse drainage af. Het berekende grondwaterniveau varieert tussen een diepte van 0,60 en 0,80 m.

In figuur 11 is de vergelijking tussen de gemeten en berekende cumulatieve drainage weergegeven. De berekende cumulatieve drainage in de periode april 1994 - april 1995 bedroeg 586 mm (gemiddeld 1,61 mm d^{-1}). Gedurende de eerste 150 dagen is er een goede overeenkomst tussen de berekende en gemeten drainage. Het verschil daarna wordt deels veroorzaakt door de extra aanvoer van water bij stomen (31 mm in de zomer), wat niet met SWAP 1993 werd gesimuleerd. Mogelijk is de capaciteit van de gietwaterpomp onderschat. De watergift ingevoerd in de berekening zou dan gemiddeld te laag zijn, hetgeen leidt tot berekening van een te lage afvoer via drainage.

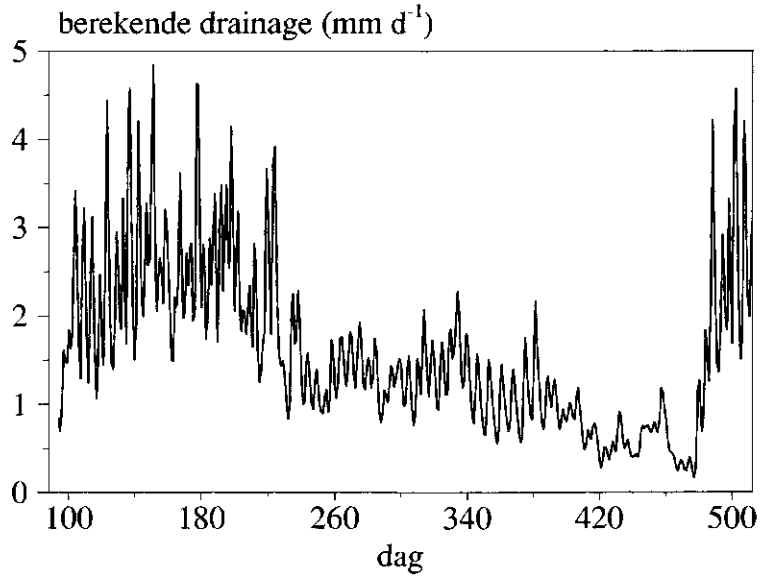

Fig. 10 Berekende dagelijkse afvoer van water via drainage in kassysteem A met chrysant op zavelgrond in de periode 17 april 1994 - 17 april 1995

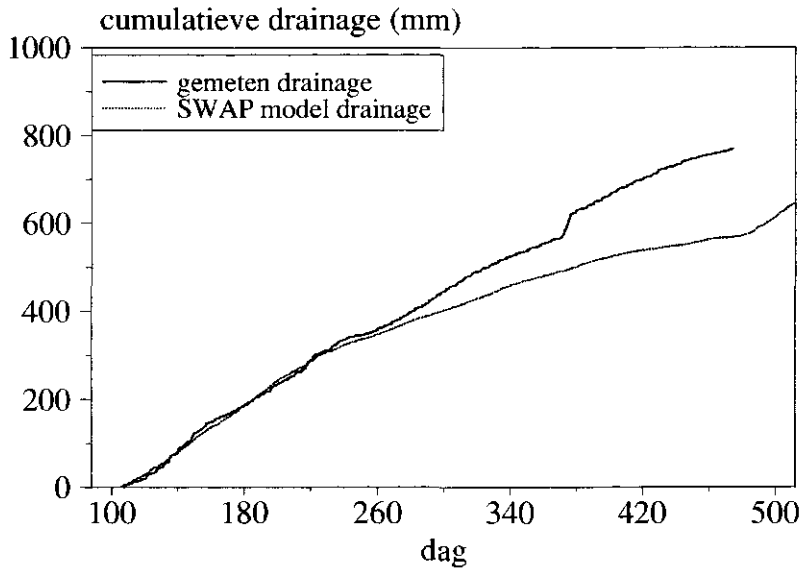

Fig. 11 Berekende en gemeten cumulatieve afvoer van water via drainage in kassysteem A met chrysant op zavelgrond in de periode 17 april 1994 - 17 april 1995

Een overzicht van aan- en afvoertermen van de waterbalans voor kassysteem A is gepresenteerd in figuur 12. De cumulatieve watergift in kassysteem A gedurende de periode van dag 94 in 1994 tot en met dag 93 in 1995 bedraagt 1445 mm, hetgeen overeenkomt met gemiddeld 3,96 mm d^{-1}. De totale evapotranspiratie in de periode van dag 94 in 1994 tot en met dag 93 in 1995 bedraagt 751 mm (2,06 mm d^{-1}).

Duidelijk is dat het hier om een 'natte tuinder' gaat, want de watergift is bijna tweemaal de hoeveelheid benodigd voor verdamping. De berekende wegzijging bedraagt 107 mm (0,29 mm d^{-1}). De hoogte van de wegzijging naar het eerste watervoerende pakket is gebaseerd op gegevens ontleend aan Van Rees Vellinga (1976; zie paragraaf 3.2.3). In de berekening is de waterafvoer via verdamping, drainage en wegzijging vrijwel gelijk aan de wateraanvoer via beregening; het verschil in waterberging aan begin en eind is zeer klein.

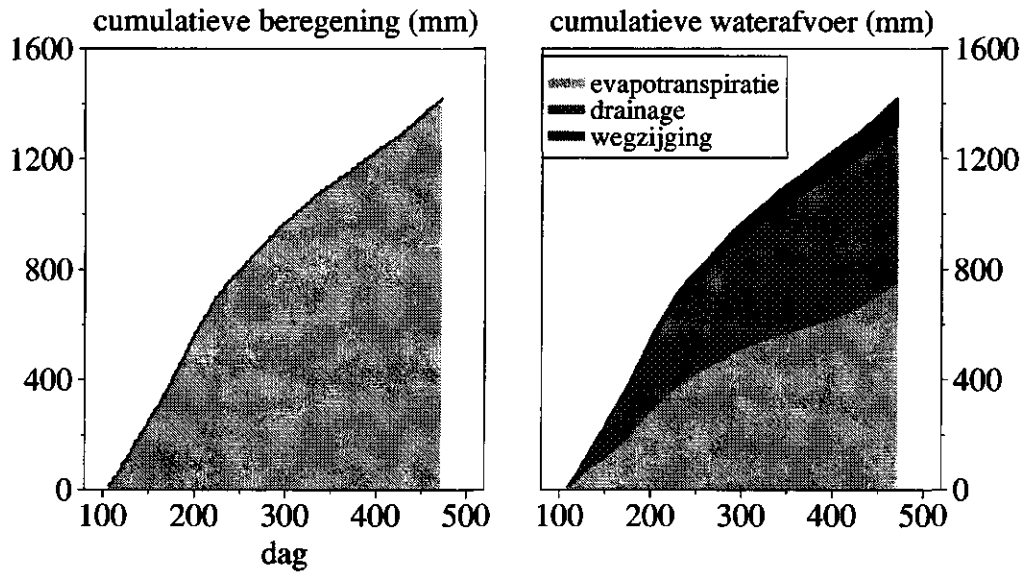

Fig. 12 Cumulatieve aan- en afvoertermen van de waterbalans in kassysteem A met chrysant op zavelgrond in de periode 17 april 1994 - 17 april 1995. Afvoertermen berekend met SWAP 1993

4.2.2 Transport van heptenofos

De resultaten van de berekeningen met PESTLA 3.0 voor de beweging van heptenofos in het kassysteem chrysant op zavelgrond zijn weergegeven in figuur 13. In de periode van april tot medio juni 1994 vond driemaal een toediening van dit middel plaats. De hoogste concentraties werden berekend in de bovenste 0,05 m. Direct na de eerste toepassing was de concentratie heptenofos in de bodemoplossing in deze laag 4 µg l^{-1} en deze nam af tot 0,2 µg l^{-1} op 3 dagen na toepassing. Het front van heptenofos met een concentratie van 0,1 µg l^{-1}, ten gevolge van de eerste toepassing, bereikte de laag 0,05-0,10 m niet. Direct na de derde toepassing, met een relatief hoge dosering, werd de concentratie in het bodemvocht van de bovenste 0,05 m van de grond berekend op een tiental µg l^{-1}; in de daaropvolgende dagen nam de concentratie weer snel af. Ten gevolge van deze toepassing bereikte het front van 0,1 µg l^{-1} wèl de laag van 0,05-0,10 m. De concentraties van heptenofos in het drainagewater bleven tijdens het hele jaar beneden het niveau van 0,01 µg l^{-1}.

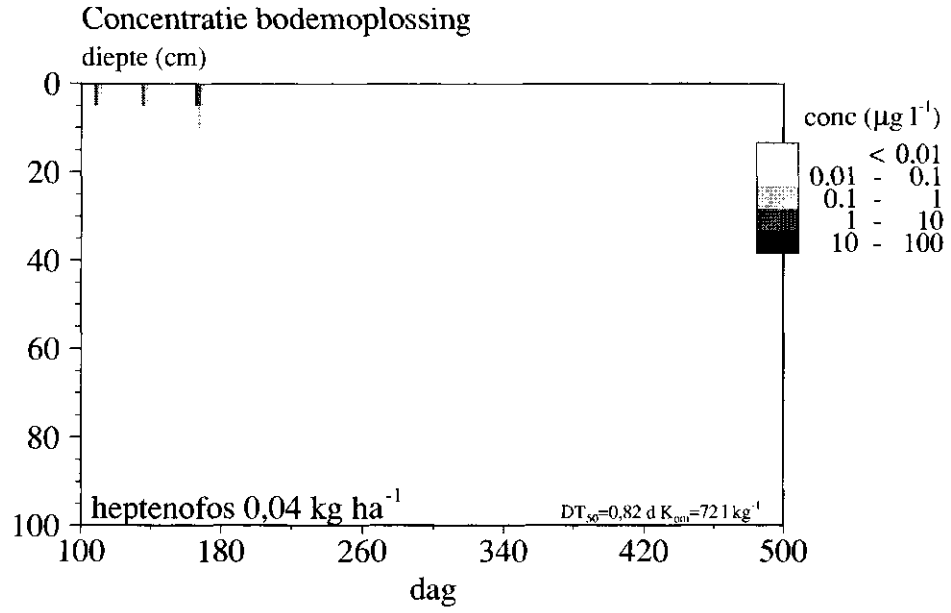

Fig. 13 Beweging van heptenofos in kassysteem A met chrysant op zavelgrond

De resterende massa van dit middel in de grond bedroeg 1 dag na elk van de toepassingen 45% van de dosering. Een week na de toepassing resteerde minder dan 0,1% van de dosering. De grootste diepte van het front van 0,1 µg l^{-1} werd bereikt binnen enkele dagen na de laatste toepassing. Het grootste deel van de dosering bleef in de bovenste 0,05 m.

De gemeten tweewekelijkse concentraties heptenofos in drainagewater variëren van beneden de bepalingsgrens (0,01 µg l^{-1}) tot 0,09 µg l^{-1}; het 90-percentiel ligt bij 0,04 µg l^{-1} (Runia et al., 1996). De hoogste tweewekelijkse concentraties werden gemeten in periode eind maart -medio juni 1994, variërend van 0,09 µg l^{-1} (eind maart/begin april) tot 0,06 µg l^{-1} (1e helft mei). Vanaf medio juni lagen de concentraties beneden 0,01 µg l^{-1}. De relatief hoge concentraties werden gemeten in de periode dat heptenofos toegepast werd (zie tabel 4). De concentraties van heptenofos gemeten in het drainagewater zijn duidelijk hoger dan op basis van de berekeningen wordt verwacht.

De beweging van heptenofos, diazinon en tolclofos-methyl in kassysteem A met chrysant op zavelgrond werd berekend voor een fictieve bodembelasting van 0,1 kg ha^{-1}. In figuur 14 is de beweging van deze middelen weergegeven. Bij een dosering van 0,1 kg ha^{-1} bereikt het front van heptenofos met een concentratie van 0,1 µg l^{-1} een maximale diepte van 0,10 m enkele dagen na toepassing. Door de snelle omzetting van dit middel in de zavelgrond nemen de gehalten in grond daarna snel af. Tolclofos-methyl heeft een veel tragere omzetting en de gehalten in de bovenste 0,05 m nemen daardoor slechts zeer geleidelijk af. Tolclofos-methyl wordt relatief sterk geadsorbeerd waardoor het front met een concentratie van 0,1 µg l^{-1} in het eerste jaar na toepassing de laag bereikt van 0,10-0,15 m. De mate van beweging van diazinon is hoger dan die van tolclofos-methyl, ondanks het feit dat de mate van

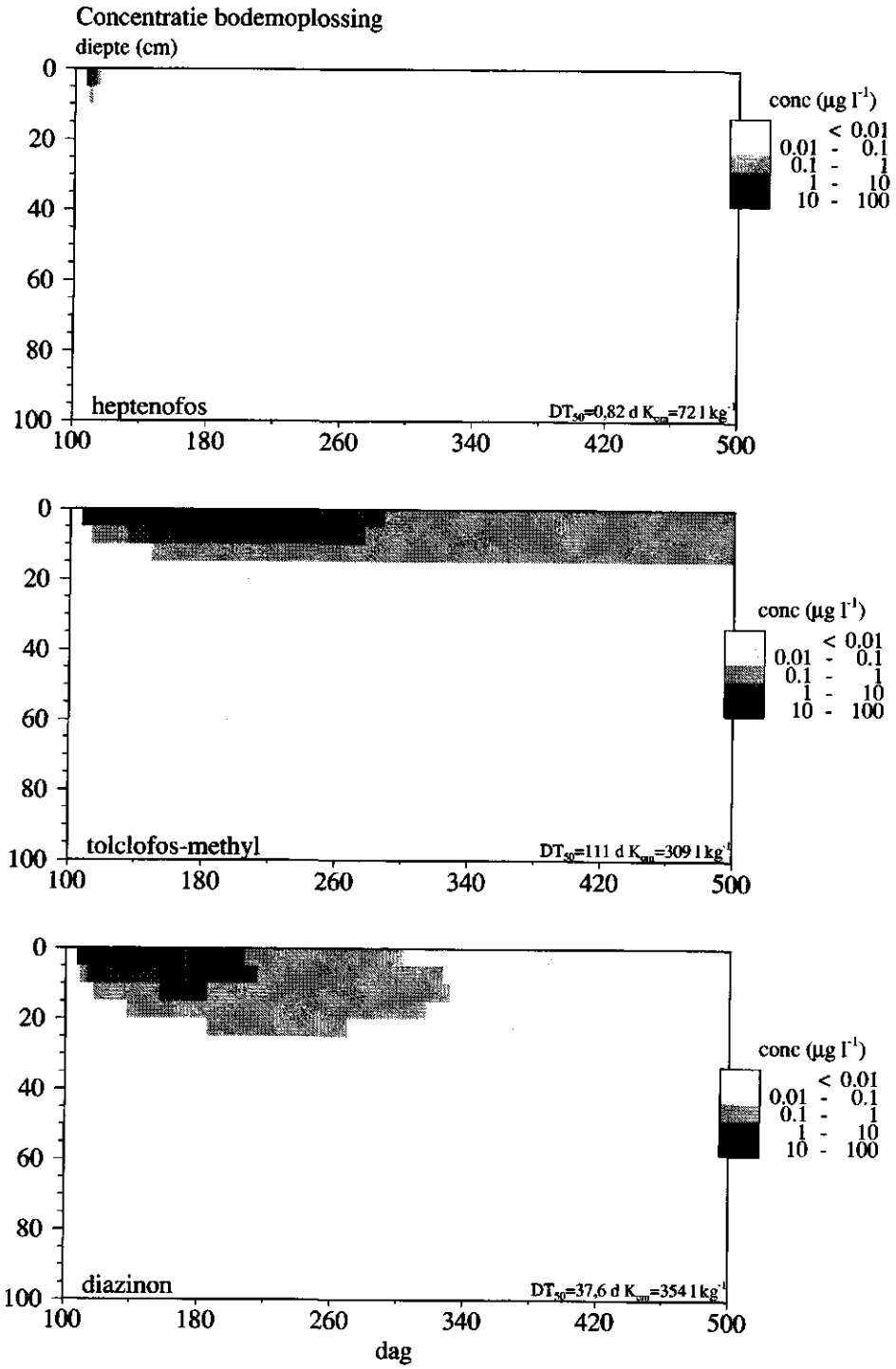

Fig. 14 Beweging van heptenofos(boven), tolclofos-methyl(midden) en diazinon(onder) in kassysteem A met chrysant op zavelgrond bij een fictieve bodembelasting van 0,1 kg ha^{-1}

adsorptie van diazinon hoger is. De maximale diepte van het front met een concentratie van 0,1 µg l^{-1} bedraagt 0,25 m (70 à 150 dagen na toepassing). Het verschil kan verklaard worden uit de hogere waarde van de Freundlich-exponent van diazinon in vergelijking met die voor tolclofos-methyl.

4.3 Kassysteem B: chrysant op klei

4.3.1 Hydrologie

In figuur 15 is de berekende drainage per dag weergegeven. In het begin van het monitoringsjaar werd een dagelijkse afvoer via drainage berekend variërend van 0,5 tot 2 mm d^{-1}. In de periode juli-augustus (dag 180-230) werden aanzienlijk hogere dagelijkse drainage-afvoeren berekend: tot ongeveer 6 mm d^{-1}. De berekende drainage-afvoer in de periode van dag 94 in 1994 tot en met dag 93 in 1995 bedraagt 395 mm (1,08 mm d^{-1}). Het berekende grondwaterstandsniveau varieert tussen 0,90 en 1,10 m diepte.

Een overzicht van aanvoer- en afvoertermen van de waterbalans voor kassysteem B is gepresenteerd in figuur 16. De cumulatieve watergift in kassysteem B gedurende de periode van dag 94 in 1994 tot en met dag 93 in 1995 bedraagt 1117 mm, hetgeen overeenkomt met gemiddeld 3,06 mm d^{-1}. De verdamping van het chrysantgewas in deze periode bedraagt 744 mm (gemiddeld 2,04 mm d^{-1}). De kwel werd berekend op 22 mm (gemiddeld 0,06 mm d^{-1}).

De berekende cumulatieve afvoer via drainage gedurende het monitoringsjaar is duidelijk lager dan de door het PBG gemeten afvoer (628 mm; afvoer wekelijks gemeten). Dit verschil wordt grotendeels veroorzaakt doordat in de berekeningen met SWAP 1993 geen rekening kon worden gehouden met laterale inzijging vanuit het oppervlaktewater. De inzijging werd geschat op 246 mm (gemiddeld 0,67 mm d^{-1}; Korsten, 1997). Het verschil tussen de totale gemeten afvoer via drainage en de inzijging (= drainage uit profiel) wordt geschat op 382 mm. Dit komt redelijk overeen met de afvoer via drainage berekend met SWAP 1993 (zonder inzijging). De bijdrage van het stomen aan de waterbalans werd in de berekeningen ook buiten beschouwing gelaten; deze term is relatief klein.

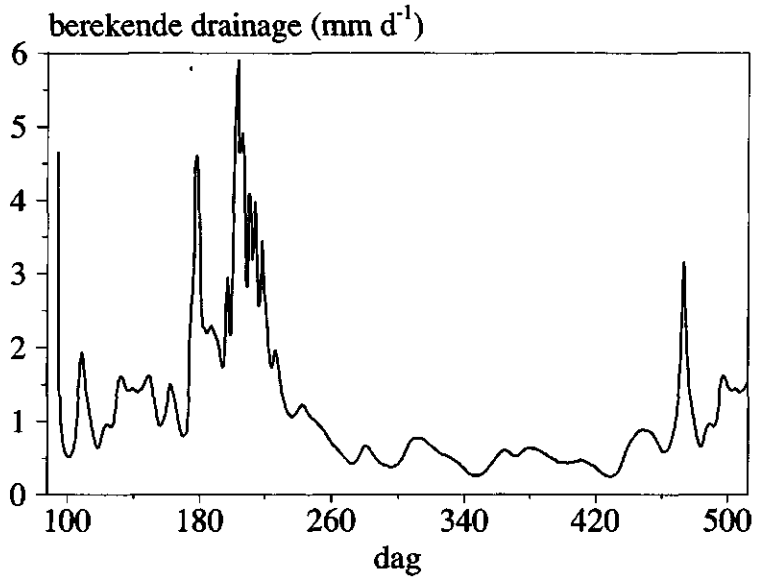

Fig. 15 Berekende dagelijkse afvoer van water via drainage in kassysteem B met chrysant op kleigrond in de periode 17 april 1994 - 17 april 1995

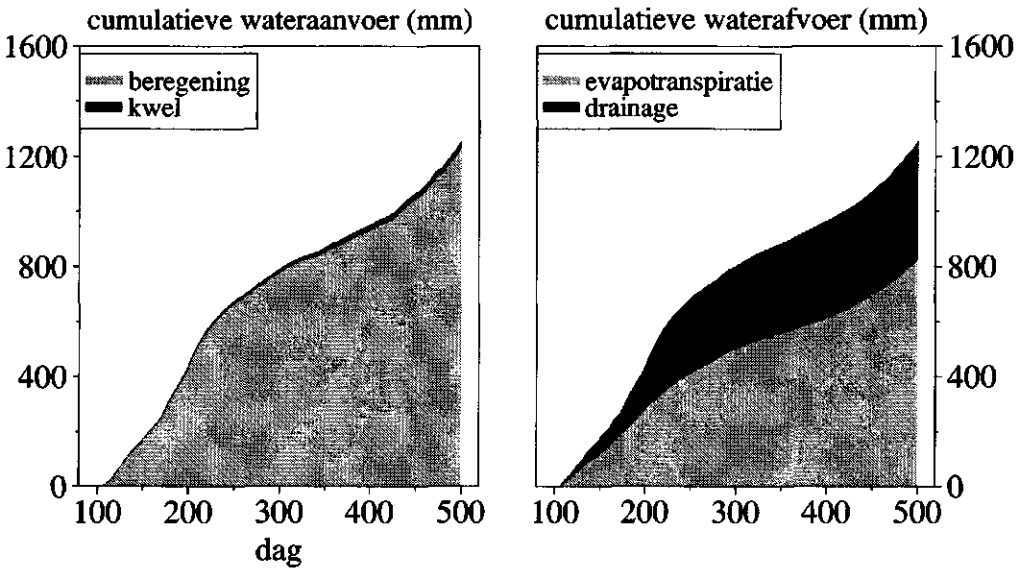

Fig. 16 Cumulatieve aanvoer- en afvoertermen van de waterbalans in kassysteem B met chrysant op kleigrond in de periode 17 april 1994 - 17 april 1995. Afvoertermen berekend met SWAP 1993

4.3.2 Transport van heptenofos en tolclofos-methyl

De resultaten van de berekeningen met PESTLA 3.0 voor de beweging van heptenofos in het kassysteem chrysant op kleigrond zijn weergegeven in figuur 17 (boven). In het begin van de periode van maart 1994 tot maart 1995 vond driemaal (april 1994, januari en februari 1995) een toediening van dit middel plaats. In de berekeningen werd aangenomen dat de toepassingen plaatsvonden op dag 108 van 1994 en dagen 15 en 44 van 1995. De hoogste concentraties werden berekend in de bovenste 0,05 m. De concentratie van heptenofos in de bodemoplossing in deze laag nam af van een tiental $\mu g\ l^{-1}$ direct na de eerste toepassing tot beneden 0,01 $\mu g\ l^{-1}$ op 30 dagen na toepassing. Het front van heptenofos met een concentratie van 0,1 $\mu g\ l^{-1}$ bereikte de laag 0,05-0,10 m op enkele dagen na de toepassing. In diepere lagen bleef de berekende concentratie beneden deze waarde. De berekende concentraties van heptenofos in het drainagewater bleven gedurende het hele jaar beneden het niveau van 0,01 $\mu g\ l^{-1}$.

De resterende massa van heptenofos in de bodem bedroeg 1 dag na toepassing 79% van de dosering. Ongeveer 1 maand na de eerste toepassing resteerde minder dan 0,1% van de dosering. Op de dag waarop het front van 0,1 $\mu g\ l^{-1}$ de grootste diepte bereikte, resteerde nog ruwweg de helft van de dosering. Het grootste deel van de dosering bleef in de bovenste 0,05 m. Door de lagere dosering van de toepassing in 1995 bleven de concentraties in de bodem beneden die ten gevolge van de eerste toepassing.

De resultaten van de berekeningen met PESTLA 3.0 voor de beweging van tolclofos-methyl in het kassysteem chrysant op kleigrond zijn weergegeven in figuur 17 (onder). In het begin van de periode van april 1994 tot maart 1995 vond achtmaal (redelijk verdeeld over de hele periode) een toediening van dit middel plaats. De hoogste concentraties werden berekend in de bovenste 0,05 m. De concentratie in oplossing in deze laag bedroeg ongeveer 20 $\mu g\ l^{-1}$ gedurende de eerste dagen na de eerste toepassing en nam verder toe tot 115 $\mu g\ l^{-1}$ kort na de zesde toepassing (dag 240). Het front van tolclofos-methyl met een concentratie van 0,1 $\mu g\ l^{-1}$ bereikte de laag 0,15-0,20 m op ongeveer 130 dagen na de eerste toepassing. In het monitoringsjaar kwam dit front niet beneden 0,20 m; door de hoge persistentie zal dit middel geleidelijk ook diepere lagen bereiken. De concentraties van tolclofos-methyl in het drainagewater bleven gedurende het hele jaar beneden een niveau van 0,01 $\mu g\ l^{-1}$.

De resterende massa van tolclofos-methyl in de grond bedroeg een week na de eerste toepassing 98% van de dosering. Op 257 dagen na de eerste toepassing resteerde 46% van de cumulatief gedoseerde massa in 1994. Het grootste deel van de dosering bleef in de bovenste 0,10 m.

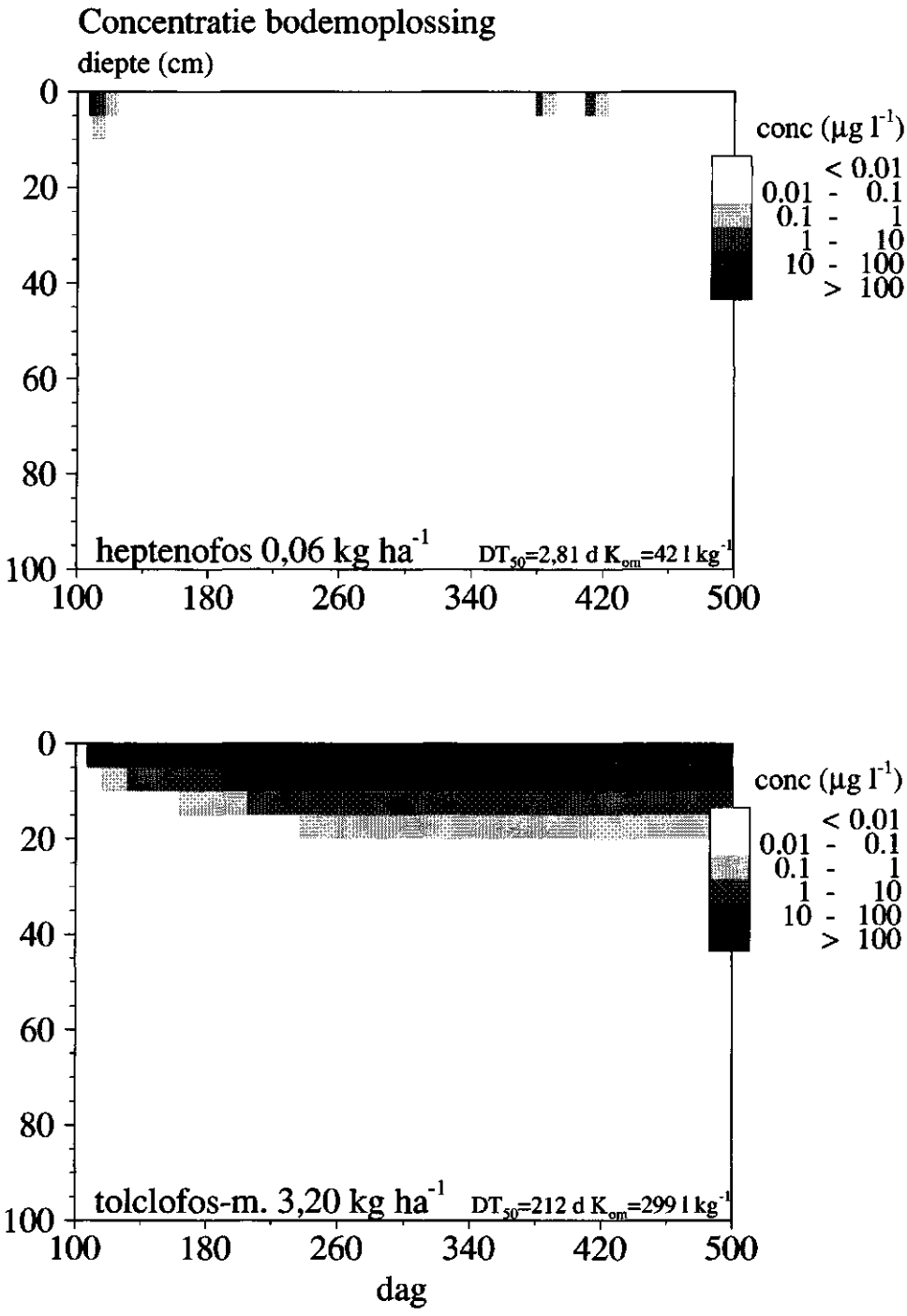

Fig. 17 Beweging van heptenofos (boven) en tolclofos-methyl (onder) in kassysteem B met chrysant op kleigrond

De gemeten tweewekelijkse concentraties van heptenofos in het drainagewater varieerden van beneden de bepalingsgrens (0,01 µg l^{-1}) tot 1,40 µg l^{-1}. De 90-percentiel-waarde ligt bij 0,12 µg l^{-1}. De hoogste concentraties werden gemeten in april 1994, nl. 1,40 en 0,83 µg l^{-1}. Het voorkomen van deze concentraties is mogelijk te relateren met de toepassing van dit middel in de periode 28 maart - 24 april 1994. In de drie daaropvolgende maanden daalde de concentratie naar een niveau van enkele honderdsten µg l^{-1} (Runia et al., 1996). Het voorkomen van enigszins verhoogde concentraties in januari-februari 1995 heeft mogelijk ook te maken met de twee toepassingen van heptenofos in deze periode (zie tabel 6).

De gemeten tweewekelijkse concentraties van tolclofos-methyl in het drainagewater varieerden van < 0,03 tot 7,84 µg l^{-1}. De 90-percentiel-waarde ligt bij 1,12 µg l^{-1}. De twee-wekelijkse concentraties van tolclofos-methyl lagen meestal op een niveau van enkele tienden µg l^{-1}; de hoogste concentraties werden gemeten in augustus 1994 en februari 1995 (Runia et al., 1996). Tolclofos-methyl werd gedurende het monitoringsjaar regelmatig toegepast (in negen perioden), waardoor gedurende het gehele meetjaar relatief hoge concentraties in het drainagewater werden gemeten. Door de lange halfwaardetijd van dit middel in de kleigrond (212 dagen), hebben ook toepassingen van dit middel vóór de start van het monitoringsjaar mogelijk bijgedragen aan de concentraties in het drainagewater.

De beweging van heptenofos, diazinon en tolclofos-methyl in kassysteem B met chrysant op kleigrond werd ook berekend voor een fictieve bodembelasting van 0,1 kg ha^{-1}. Net als bij het kassysteem met chrysant op zavelgrond (paragraaf 4.2.2) bereikt het front van heptenofos met een concentratie van 0,1 µg l^{-1} geen laag beneden 0,10 m en wordt de maximale verspreiding binnen enkele dagen bereikt. Door de hoge omzettingssnelheid van dit middel nemen de concentraties in de bodem daarna snel af. Tolclofos-methyl wordt in de kleigrond sterker geadsorbeerd dan in de zavelgrond, waardoor het front met een concentratie van 0,1 µg l^{-1} minder diep doordringt (niet beneden 0,10 m). Door de trage omzetting van tolclofos-methyl nemen de gehalten in de bodem slechts zeer geleidelijk af. Net als in het kassysteem met chrysant op zavelgrond is de mate van penetratie van diazinon in het kassysteem met chrysant op kleigrond iets hoger dan dat van tolclofos-methyl.

4.4 Kassysteem C: radijs op zand

4.4.1 Hydrologie

In figuur 18 is de berekende drainage per dag weergegeven. In de eerste twee maanden (tot dag 160) werd geen afvoer van water via drainage berekend. In de periode van dag 160 tot dag 168 werd een relatief lage afvoer berekend: enkele tienden mm d^{-1}. Na een korte terugval nam de berekende dagelijkse afvoer via drainage vervolgens snel toe tot ongeveer 7 mm d^{-1}. Hierna nam de berekende dagelijkse afvoer via drainage vrij snel af tot een niveau van enkele tienden mm d^{-1}. Gedurende de rest van het monitoringsjaar bleef de dagelijkse drainage op een relatief laag niveau. De berekende drainage-afvoer gedurende het monitoringsjaar bedroeg

177 mm (0,48 mm d^{-1}). De berekende diepte van de grondwaterspiegel is gemiddeld ongeveer 0,80 m; het hoogste berekende niveau van het grondwater lag op 0,5 m beneden het grondoppervlak.

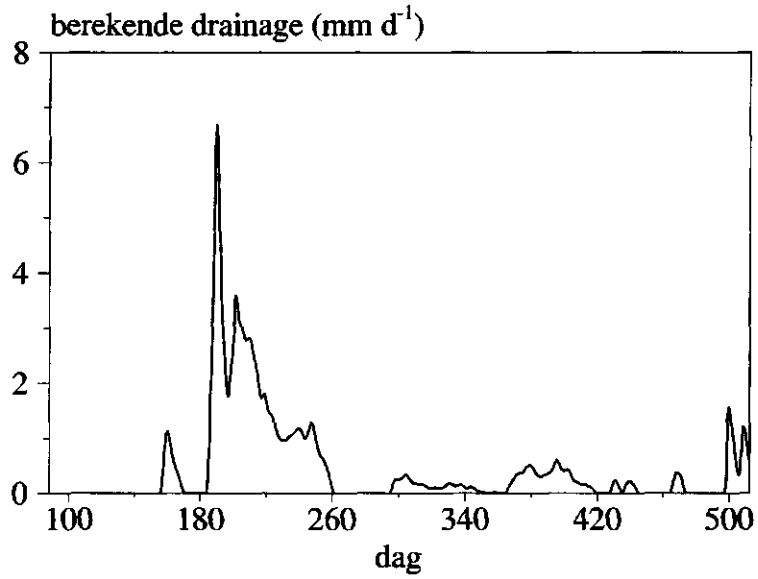

Fig. 18 Berekende dagelijkse afvoer van water via drainage in kassysteem C met radijs op zandgrond in de periode 17 april 1994 - 17 april 1995

In figuur 19 wordt het verloop gegeven van de cumulatieve gemeten en berekende drainage met de tijd. De verschillen worden voor een belangrijk deel veroorzaakt door laterale inzijging van water vanuit de omliggende poldersloten. De bijdrage van deze route aan de afvoer via de drainagebuizen werd met SWAP 1993 niet gesimuleerd. Extra wateraanvoer vond plaats via stomen (9 mm). De aanvoer van water via deze route en de afvoer ervan via drainage werd niet met SWAP 1993 gesimuleerd. Omdat het begin van het najaar van 1994 zeer nat was, werd in die periode (rond dag 250) waarschijnlijk ook enigermate regenwater via het drainage-systeem afgevoerd.

Een overzicht van aanvoer- en afvoertermen van de waterbalans voor kassysteem C is gepresenteerd in figuur 20. De cumulatieve watergift in kassysteem C in de periode van dag 94 in 1994 tot en met dag 93 in 1995 bedroeg 678 mm, hetgeen overeenkomt met gemiddeld 1,86 mm d^{-1}. Een deel van het jaar lag de grond in deze kas braak. De som van de verdamping van het radijsgewas en dat van de bodem bedroeg 459 mm (gemiddeld 1,26 mm d^{-1}). Ook werd voor kassysteem C extra waterafvoer berekend via wegzijging naar het diepere grondwater. Deze waterafvoer werd berekend op 44 mm in de periode van dag 94 in 1994 tot en met dag 93 van 1995 (gemiddeld 0,12 mm d^{-1}).

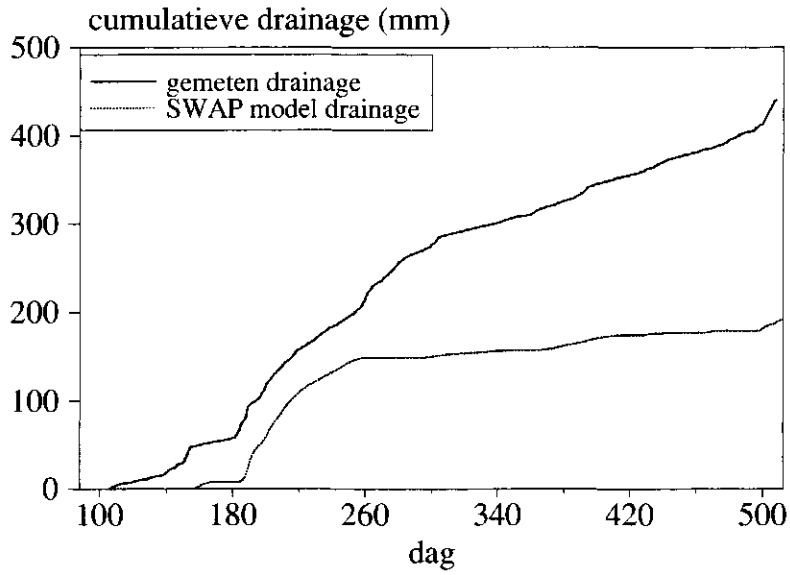

Fig. 19 Berekende en gemeten cumulatieve afvoer van water via drainage in kassysteem C met radijs op zandgrond in de periode 17 april 1994 - 17 april 1995

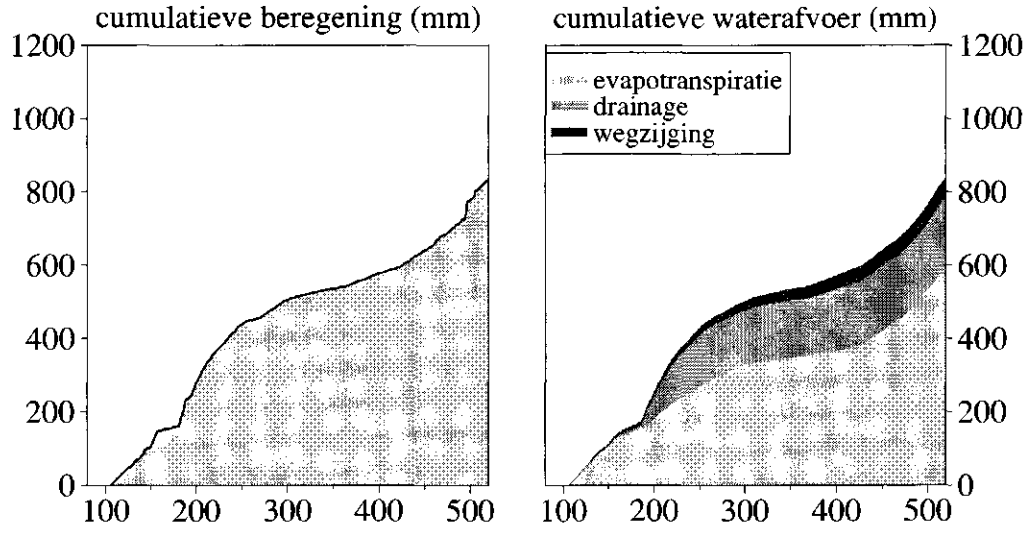

Fig. 20 Cumulatieve aanvoer- en afvoertermen van de waterbalans in kassysteem C met radijs op zandgrond in de periode 17 april 1994 - 17 april 1995. Afvoertermen berekend met SWAP 1993

Metingen van de afvoer van water via drainage (Korsten, 1997) wezen op een aanzienlijke netto aanvoer via laterale inzijging, namelijk 203 mm (gemiddeld 0,56 mm d^{-1}) voor de periode van dag 94 in 1994 tot en met dag 93 in 1995. De totale afvoer van water via drainage bedroeg in deze periode 431 mm (1,18 mm d^{-1}).

De laterale inzijging overtreft in belangrijke mate de met SWAP 1993 berekende wegzijging.

4.4.2 Transport van diazinon en tolclofos-methyl

De resultaten van de berekeningen met PESTLA 3.0 voor de beweging van diazinon in het kassysteem radijs op zandgrond zijn weergegeven in figuur 21. In het begin van de periode van maart 1994 tot maart 1995 vond éénmaal (april 1994) een toediening van dit middel plaats. De hoogste concentraties werden berekend in de bovenste 0,05 m van de bodem. De concentratie in deze laag nam af van 19 µg l^{-1} op de dag van toepassing tot 0,1 µg l^{-1} op 74 dagen na toepassing. Het front van diazinon met een concentratie van 0,1 µg l^{-1} bereikte een maximale diepte van ongeveer 0,1 m op 38 dagen na de toepassing. De berekende concentraties van diazinon in het drainagewater bleven gedurende het hele jaar beneden het niveau van 0,01 µg l^{-1}.

De resterende massa van diazinon in de grond bedroeg een week na toepassing 63% van de dosering. Op 105 dagen na toepassing resteerde minder dan 0,1% van de dosering. Op de dag waarop het front van 0,1 µg l^{-1} de grootste diepte bereikte, resteerde nog 8% van de dosering. Het overgrote deel van de dosering bleef in de bovenste 0,15 m.

De resultaten van de berekening met PESTLA 3.0 voor de beweging van tolclofos-methyl in het kassysteem radijs op zandgrond zijn weergegeven in figuur 21 (onder). In het begin van de periode van maart 1994 tot maart 1995 vond negenmaal (vrij regelmatig, maar geen toepassing in de zomer) een toediening van dit middel plaats. De hoogste concentraties werden berekend in de bovenste 0,05 m. De concentratie in deze laag nam af van 60 µg l^{-1} direct na de eerste toepassing tot 14 µg l^{-1} op 159 dagen na toepassing. Hierna nam de concentratie weer toe als gevolg van de nieuwe toepassing. De berekende concentratie in oplossing was het hoogst kort na de laatste toepassing in het monitoringsjaar: 350 µg l^{-1}. Het front van tolclofos-methyl met een concentratie van 0,1 µg l^{-1} bereikte de laag 0,15-0,20 m op 136 dagen na de eerste toepassing; in het monitoringsjaar kwam dit front niet dieper. De concentraties van tolclofos-methyl in het drainagewater bleven gedurende het hele jaar beneden het niveau van 0,01 µg l^{-1}.

De resterende massa van tolclofos-methyl in de grond bedroeg een week na de eerste toepassing 97% van de dosering. Aan het eind van het monitoringsjaar resteerde nog 56% van de cumulatieve dosering. Op de dag waarop het front van 0,1 µg l^{-1} de grootste diepte bereikte, resteerde nog 54% van de cumulatieve dosering. Het grootste deel van de dosering bleef in de bovenste 0,10 m.

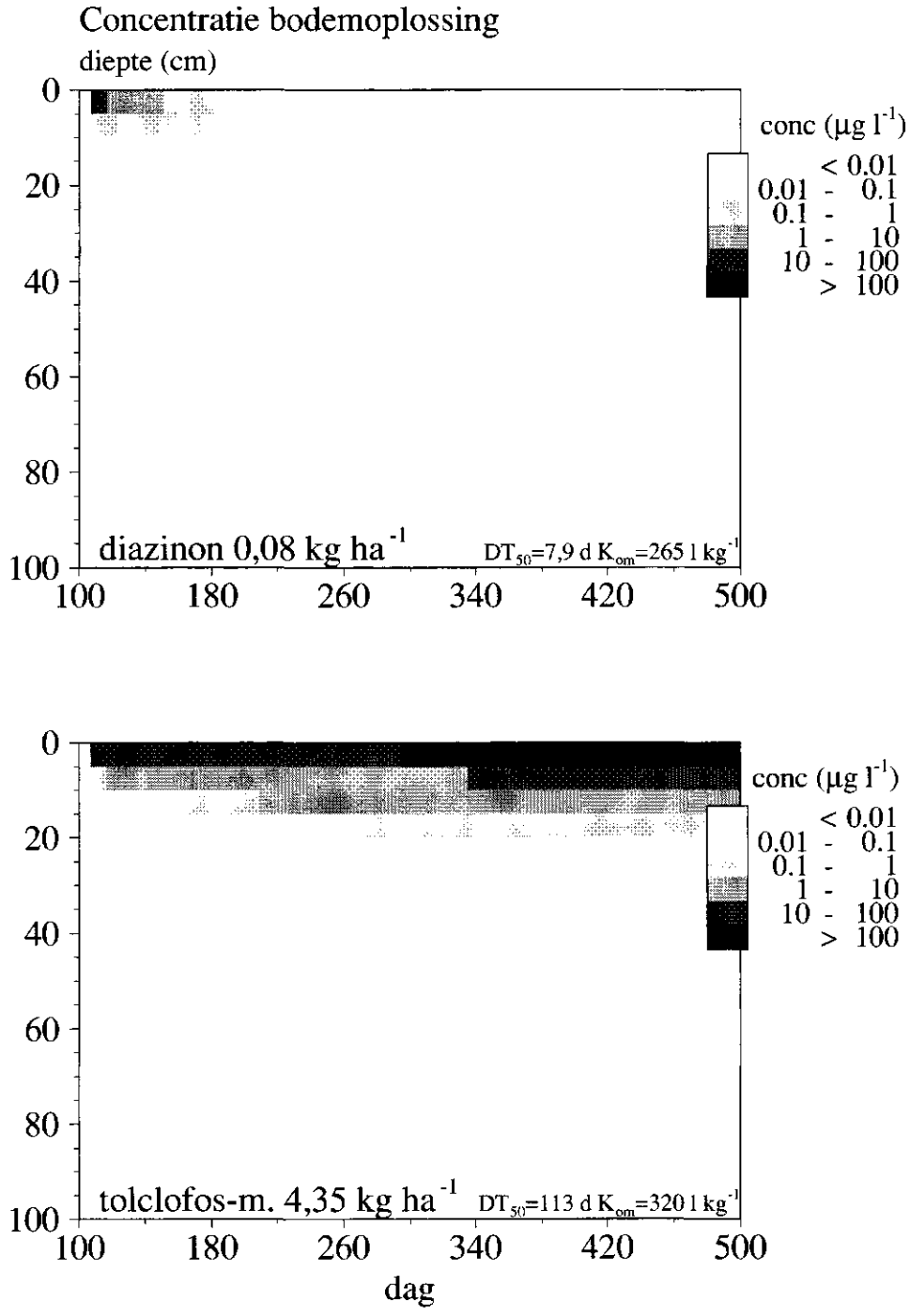

Fig. 21 Beweging van diazinon (boven) en tolclofos-methyl (onder) in kassysteem C met radijs op zandgrond

De beweging van heptenofos, diazinon en tolclofos-methyl in kassysteem C met radijs op zandgrond werd berekend voor een fictieve bodembelasting van 0,1 kg ha^{-1}. In figuur 22 is de beweging van deze middelen in dit kassysteem weergegeven. De hoge omzettingssnelheid van heptenofos leidt ertoe dat het middel al na korte tijd uit het profiel is verdwenen. Tolclofos-methyl is veel persistenter, maar penetreert relatief traag in de bodem door de vrij sterke adsorptie aan de gronddeeltjes. Diazinon heeft in de zandgrond een vrij lage halfwaardetijd en is in ongeveer 3 maanden uit het profiel verdwenen. Net als bij de hierboven beschreven praktijktoepassing blijft het middel in de bovenste 0,15 m van de bodem.

De gemeten tweewekelijkse concentraties van diazinon in het drainagewater varieerden van beneden de bepalingsgrens (0,02 µg l^{-1}) tot 3,24 µg l^{-1}. De 90-percentiel-waarde voor deze concentraties bedroeg 0,28 µg l^{-1} (Runia et al., 1996). Relatief hoge concentraties werden gemeten in maart en april 1994. De hoogste tweewekelijkse concentratie van diazinon werd gemeten in een periode (13-27 april) die grotendeels overeenkomt met die waarin het middel werd toegepast.

De gemeten tweewekelijkse concentraties van tolclofos-methyl in het drainagewater varieerden van beneden de bepalingsgrens (0,03 µg l^{-1}) tot 3,17 µg l^{-1}. De 90-percentiel-waarde van deze concentraties lag bij 1,19 µg l^{-1}. De hoogste concentraties werden gemeten in maart-april 1994 en in oktober 1994- maart 1995 (Runia et al., 1996). Gedurende het meetjaar werd tolclofos-methyl in deze perioden toegepast. In de periode zonder toepassingen van dit middel (mei-september) bleef de concentratie in het drainagewater op een relatief laag niveau (tot 0,1 µg l^{-1}). Door de lange halfwaardetijd van dit middel in de zandgrond (113 dagen), hebben ook toepassingen van dit middel vóór de start van het monitoringsjaar mogelijk bijgedragen aan de concentraties in het drainagewater.

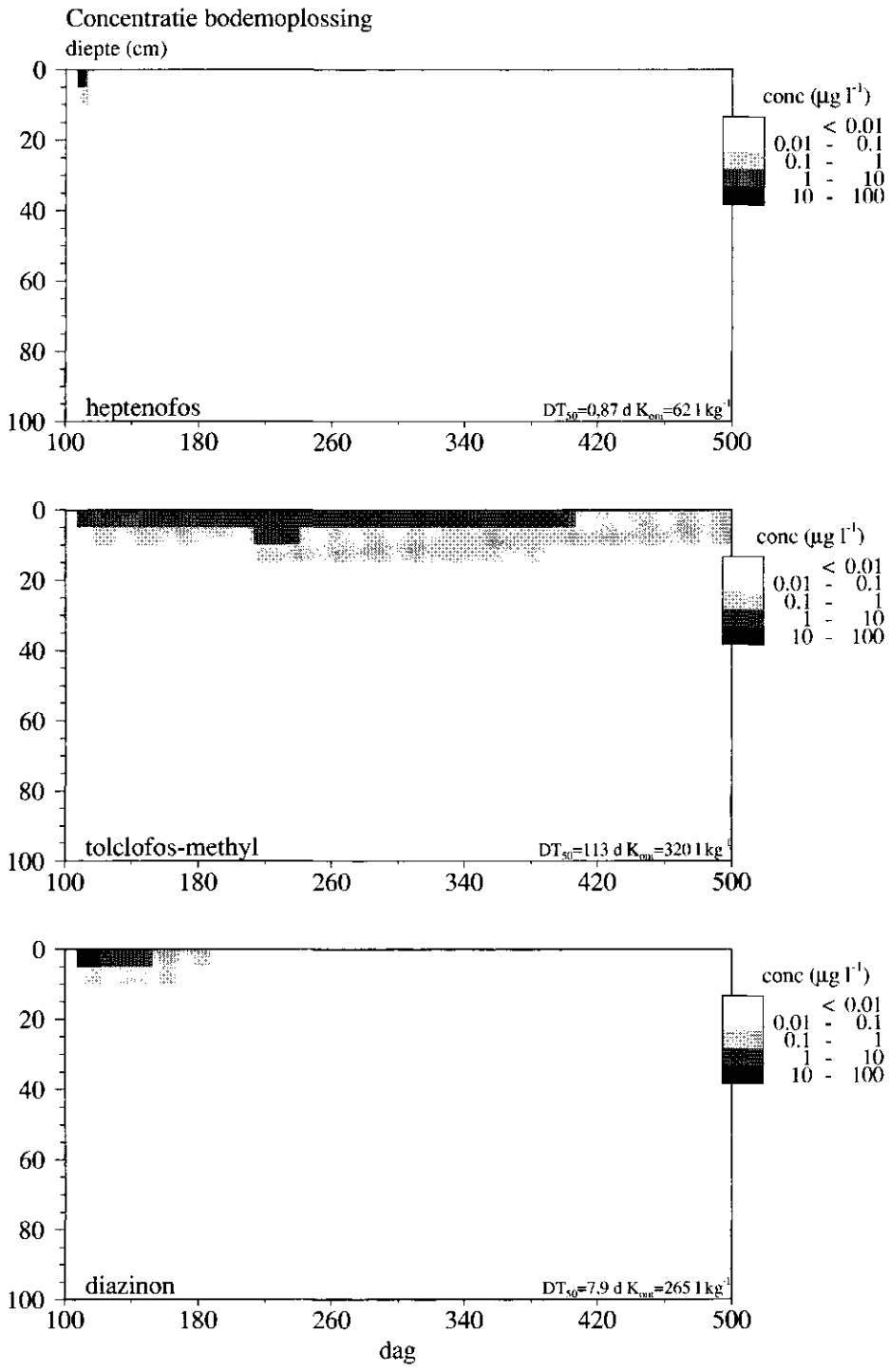

Fig. 22 Beweging van heptenofos (boven), tolclofos-methyl (midden) en diazinon (onder) in kassysteem C met radijs op zandgrond bij een fictieve bodembelasting van 0,1 kg ha^{-1}

4.5 Kassysteem D: fresia op veen

4.5.1 Hydrologie

De berekende dagelijkse drainage is gedurende de hele simulatieperiode constant vanwege de aanname van een constant grondwaterniveau. In figuur 23 zijn de berekende en gemeten cumulatieve drainage weergegeven. De berekende cumulatieve afvoer via drainage in de periode dag 178 van 1994 tot en met dag 177 van 1995 bedraagt 345 mm (gemiddeld 0,95 mm d^{-1}).

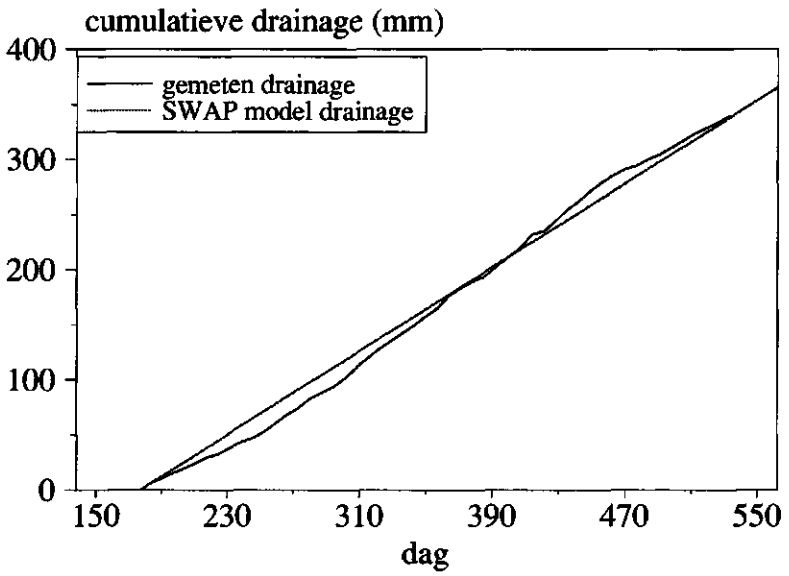

Fig. 23 Berekende en gemeten cumulatieve afvoer van water via drainage in kassysteem D met fresia op veengrond in de periode 27 juni 1994 - 25 juni 1995

De gemeten cumulatieve drainage over de periode van dag 178 in 1994 tot en met dag 177 in 1995 bedraagt 346 mm (gemiddeld 0,95 mm d^{-1}; Korsten, 1997). Een groot deel van deze afvoer wordt veroorzaakt door laterale inzijging van water vanuit de boezemsloot, waarvan het niveau op 0,30 m beneden het maaiveld ligt (persoonlijke mededeling tuinder).

Een overzicht van aanvoer- en afvoertermen van de waterbalans voor kassysteem D is gepresenteerd in figuur 24. De cumulatieve watergift in kassysteem D gedurende de periode van dag 178 van 1994 tot en met dag 177 van 1995 bedraagt 272 mm, hetgeen overeenkomt met gemiddeld 0,75 mm d^{-1}. De extra aanvoer van water bij stomen bedroeg 60 mm (verspreid over het hele jaar). De aanzienlijke inzijging in dit veengebied wordt voor deze periode geschat op 439 mm (1,20 mm d^{-1}). De cumulatieve verdamping bedroeg 401 mm (gemiddeld 1,10 mm d^{-1}); hiervan werd (bij een geschatte LAI van 5,3) 374 mm toegeschreven aan verdamping door gewas en 27 mm aan verdamping vanaf de bodem.

Opgemerkt dient te worden dat de onderrandvoorwaarde in dit systeem, i.e. de diepte van de grondwaterspiegel, zodanig was gekozen dat de berekende afvoer via drainage overeenkwam met die gemeten (Korsten, 1997).

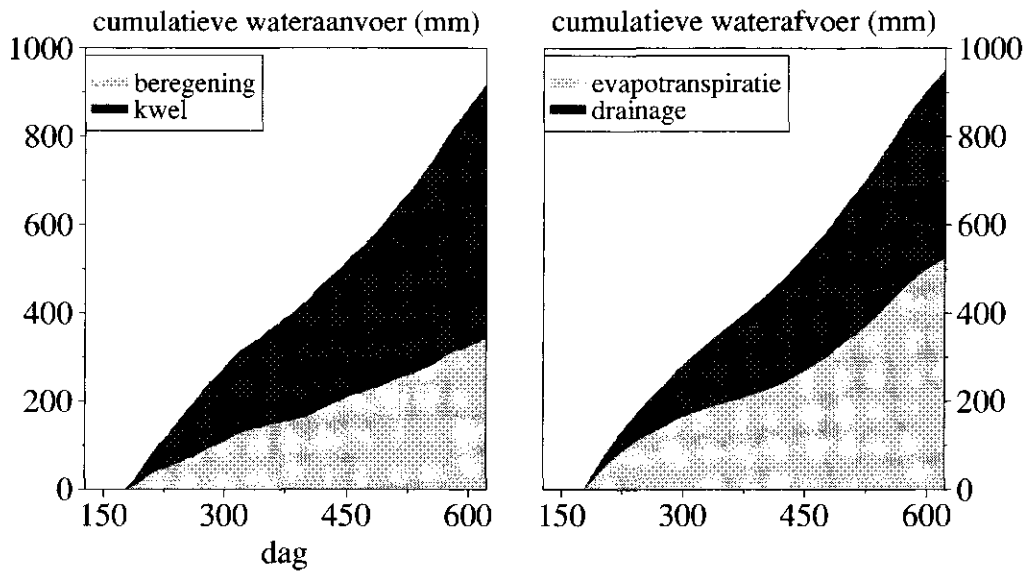

Fig. 24 Cumulatieve aan- en afvoertermen van de waterbalans in kassysteem D met fresia op veengrond in de periode 27 juni 1994 - 25 juni 1995. Afvoertermen berekend met SWAP 1993

4.5.2 Transport van heptenofos

De resultaten van de berekeningen met PESTLA 3.0 voor de beweging van heptenofos in het kassysteem fresia op veengrond zijn weergegeven in figuur 25. In het begin van de periode van april 1994 tot april 1995 vond tweemaal (september-oktober en november 1994) een toediening van dit middel plaats. De hoogste concentraties werden berekend in de bovenste 0,05 m van de bodem. De concentratie in deze laag nam af van 9,5 µg l^{-1} direct na toepassing tot minder dan 0,1 µg l^{-1} op ongeveer zes dagen na toepassing. Het front van heptenofos met een concentratie van 0,1 µg l^{-1} bereikte de laag van 0,05-0,10 m enkele dagen na de toepassing, maar kwam niet dieper. Na de tweede toepassing kwam dit front ook niet in de laag van 0,05-0,10 m. De berekende concentraties van heptenofos in het drainagewater bleven gedurende het hele jaar beneden het niveau van 0,01 µg l^{-1}.

De resterende massa van heptenofos in de veengrond bedroeg een dag na toepassing 42% van de dosering. Een week na toepassing resteerde minder dan 0,1% van de dosering. Op de dag waarop het front van 0,1 µg l^{-1} de grootste diepte bereikte, resteerde nog 10% van de dosering. Het overgrote deel van de dosering bleef in de bovenste 0,05 m.

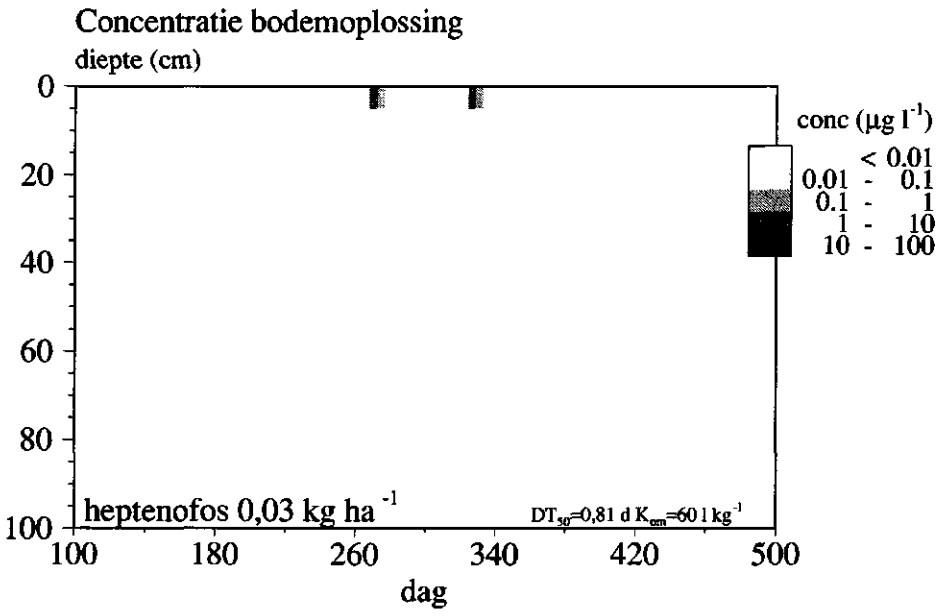

Fig. 25 Beweging van heptenofos in kassysteem D met fresia op veengrond

De gemeten tweewekelijkse concentraties van heptenofos in het drainagewater varieerden van < 0,01 tot 0,70 µg l^{-1}. De 90-percentiel-waarde van deze concentraties lag bij 0,08 µg l^{-1} (Runia et al., 1996). De hoogste concentraties werden gemeten in oktober-november 1994. De toepassing van dit middel op 2 oktober op ongeveer de helft van de oppervlakte van het bedrijf heeft waarschijnlijk aan de verhoogde concentratie in de periode 26 september - 10 oktober bijgedragen. Vóór oktober en na november lagen de concentraties op een niveau van enkele honderdsten µg l^{-1}. De toepassing van heptenofos op 19 november op ongeveer éénderde van de oppervlakte van het bedrijf heeft mogelijk bijgedragen aan de verhoogde concentratie in de periode 8-22 november.

De beweging van heptenofos, diazinon en tolclofos-methyl in kassysteem D met fresia op veengrond werd berekend voor een fictieve bodembelasting van 0,1 kg ha^{-1}. Net als in de andere kassystemen, is heptenofos door de hoge omzettingssnelheid al na korte tijd uit het profiel verdwenen. Tolclofos-methyl wordt in de veengrond aanzienlijk sneller omgezet en sterker geadsorbeerd dan in de zavel-, de klei- en de zandgrond, waardoor dit middel in de veengrond minder diep kan doordringen dan in de andere gronden. De snelheid van omzetting van diazinon in de veengrond is vergelijkbaar met die in de zandgrond, maar door de sterkere adsorptie van dit middel in de veengrond is de beweging van diazinon in de veengrond minder dan in de zandgrond: het middel blijft in de bovenste 0,10 m.

4.6 Algemene bespreking

De waterhuishouding in de vier kassystemen chrysant op zavelgrond, chrysant op kleigrond, radijs op zandgrond en fresia op veengrond, werd gesimuleerd met behulp van het computermodel SWAP 1993. Gegevens met betrekking tot de watergift werden verkregen via metingen en die voor gewasverdamping via schattingen. De waterbalans van drie van de vier systemen kon niet volledig beschreven worden, omdat in SWAP 1993 geen rekening is gehouden met inzijging van water vanuit nabijgelegen sloten. Daardoor viel de berekende drainage van water in de kassystemen chrysant op kleigrond en radijs op zandgrond lager uit dan die gemeten in deze systemen. Verwacht mag worden dat de inzijging heeft geleid tot een hogere grondwaterstand dan die berekend.

De onderrandvoorwaarde voor de kassystemen chrysant op zavelgrond, chrysant op kleigrond en radijs op zandgrond was het optreden van kwel vanuit of wegzijging naar het diepere grondwater. De drukhoogte in de watervoerende laag en de stromingsweerstand in het afdekkend pakket zijn niet ter plaatse bepaald. De waarden werden ontleend aan een eerdere regionale studie in het gebied, die vermoedelijk een globaal beeld geeft. Aanbevolen wordt om in verder onderzoek naar de waterhuishouding in kassen ter plaatse de betreffende drukhoogte en weerstand te bepalen.

Voor het systeem fresia op veengrond kon de waterhuishouding van de bodem niet gesimuleerd worden met de beschikbare gegevens. De bijdrage van de laterale inzijging aan de toevoer van water in de veengrond was relatief groot en deze inzijging kon niet worden gesimuleerd met SWAP 1993. Daarnaast werd de op basis van literatuurgegevens berekende wegzijging mogelijk overschat. Als randvoorwaarde werd een constante diepte van de grondwaterspiegel aangenomen, die gecalibreerd werd op de gemeten afvoer van het drainagewater.

De invoergegevens voor SWAP met betrekking tot de verdamping van chrysant en radijs in de bestudeerde kasysstemen op dagbasis werden verkregen met behulp van een empirische relatie tussen de verdamping en de globale straling. Voor fresia werd de dagelijkse verdamping gelijkgesteld aan het daggemiddelde berekend uit de totale verdamping tijdens de teelt van dit gewas. De werkelijke verdamping van de gewassen in de bestudeerde kassystemen kan hebben afgeweken van die geïntroduceerd in de simulaties, maar de onzekerheid is vermoedelijk minder groot dan die bij andere termen van de waterbalans.

De beweging van bestrijdingsmiddel in de kasgrond werd berekend met PESTLA 3.0. De uitspoeling van heptenofos werd berekend voor de kassystemen A met chrysant op zavelgrond, B met chrysant op kleigrond en D met fresia op veengrond. De berekende concentraties van heptenofos in het drainagewater waren lager dan 0,01 $\mu g\ l^{-1}$. Daarentegen werden wel duidelijke concentraties in het water van de drainageputten van deze kassen gemeten (Runia et al., 1996). De 90-percentiel-waarden van de gemeten concentraties bedroegen 0,04, 0,12 en 0,08 $\mu g\ l^{-1}$ voor respectievelijk de kassystemen A, B en D.

Voor de kassystemen B met chrysant op kleigrond en C met radijs op zandgrond waren de berekende concentraties van tolclofos-methyl in het drainagewater lager dan 0,01 µg l^{-1}. De concentraties gemeten in het water van de drainageputten van kassen B en C waren aanzienlijk hoger (Runia et al., 1996). De 90-percentiel-waarden van deze concentraties bedroegen 1,12 en 1,19 µg l^{-1} voor respectievelijk de kassen B en C. Op basis van de lagere waarde voor de adsorptie van tolclofos-methyl in de zandgrond (K_d = 9,9 l kg^{-1}) dan die van dit middel in de kleigrond (K_d = 16,7 l kg^{-1}) zou men hogere concentraties in het drainagewater van de zandgrond verwachten. Daarentegen werd op de kleigrond meer beregend dan op de zandgrond, wat leidde tot hogere afvoeren via drainage: 1,6 vs 1,2 mm d^{-1}.

De berekende concentraties van diazinon in het drainagewater van kassysteem C met radijs op zandgrond waren lager dan 0,01 µg l^{-1}. In het water van de drainageput van kas C werden beduidend hogere concentraties gemeten (Runia et al., 1996). De 90-percentiel waarde van de gemeten concentraties bedroeg 0,28 µg l^{-1}.

De concentraties van de drie voorbeeldbestrijdingsmiddelen berekend met de combinatie SWAP 1993 en PESTLA 3.0 waren aanzienlijk lager dan die gemeten in het drainagewater (Runia et al., 1996). Dit duidt er op dat er preferente waterstroming en stoftransport heeft plaatsgevonden in de kasgronden. Dit kan o.a. het gevolg zijn van intensieve beregening, ongelijkmatige waterverdeling en ruimtelijke variabiliteit in de vochtkarakteristieken van de kasgrond. Mogelijk is ook plaatselijk extra water (met bestrijdingsmiddel) op de kasgrond terechtgekomen (bijv. condenswater, afdruipwater). In hoofdstuk 6 wordt nadere aandacht besteed aan de mogelijke complicaties bij het transport van bestrijdingsmiddelen in kasgronden.

Diazinon en heptenofos zijn beide gewasbehandelingsmiddelen. In de berekeningen werd aangenomen dat 10% van de dosering op de bodem terecht komt. Mogelijk was de werkelijke bodemdepositie hoger door de toedieningsmethode en de gewaseigenschappen. Ook kan er middel zijn afgespoeld vanaf de gewassen bij de beregening. Met het beregeningswater werden ook bestrijdingsmiddelen meegevoerd. Andere wijzen van bodembelasting met water plus bestrijdingsmiddelen zijn mogelijk, maar hiernaar werden geen waarnemingen verricht. Een verhoging van de bodembelasting geeft uiteraard een hoger uitspoelingsrisico.

De concentraties van een middel als tolclofos-methyl dat traag wordt omgezet zijn mogelijk deels het gevolg van toepassingen die vooraf gingen aan de start van het meetprogramma. De bijdrage van eerdere toepassingen aan de drainagewater-concentratie van middelen met een lange halfwaardetijd kon door Runia et al. (1996) niet worden gekarakteriseerd.

Bij de eerste metingen van organofosfaat-bestrijdingsmiddelen in drainagewater van enkele kassen (Runia et al., 1996) kan verontreiniging via de drainageputten in de kassen hebben plaatsgevonden. Dit kan o.a. door depositie vanuit de kaslucht en door instroming van water vanaf de kasoppervlakken. De bijdrage van het inzijgende oppervlaktewater aan de concentraties in het drainagewater is niet bekend. Afhankelijk van de concentratie in het inzijgende water is er een bijdrage aan of verdunning van de concentratie die van boven uitspoelt uit het bodemprofiel.

5 Berekeningen voor scenario's

5.1 Inleiding

Op basis van de uitkomsten van het monitoringsprogramma (Runia et al., 1996), het onderzoek naar de kassystemen (Matser et al., 1996) en die van de berekeningen voor de kassystemen A, B, C en D (hoofdstukken 3 en 4) werden scenario's opgesteld voor berekeningen. Het doel was om meer inzicht te krijgen in het effect van maatregelen (met betrekking tot bijvoorbeeld beregening, bodembelasting) op de uitspoeling, alsmede in het effect van grondsoort, omzettingssnelheid en sorptiecoëfficiënt.

Om een overzicht te krijgen van de te verwachten uitspoeling van bestrijdingsmiddelen bij grondteelten in kassen, zijn vijf klassen van middelen onderscheiden van laag tot hoog uitspoelingsrisico. De indeling volgt uit de beoordeling van deze middelen in het standaardscenario voor toelating. Uit elke klasse is een voorbeeldmiddel gekozen. Voor deze vijf middelen wordt de uitspoeling berekend in het kassysteem met chrysantenteelt op zavelgrond.

Overzicht van de scenarioberekeningen:
- berekeningen met vijf voorbeeldmiddelen uit de klassen van laag tot hoog uitspoelingsrisico voor chrysantenteelt op zavelgrond bij een éénmalige dosering van 1 kg ha^{-1} op dag 108, i.e. 18 april 1994;
- invloed van de watergift op de beweging van een 'matige uitspoeler' door beregening op het niveau van 175%, 150% en 125% van de potentiële evapotranspiratie;
- invloed van de grondsoort (klei, zand, veen) op het gedrag van een 'matige uitspoeler';
- invloed van variatie in de omzettingssnelheid van de 'matige uitspoeler': gemiddelde ± standaardafwijking;
- invloed van variatie in de sorptiecoëfficiënt K_{om} van de 'matige uitspoeler': gemiddelde ± standaardafwijking;
- invloed van het niveau van de belasting van de bodem door de 'matige uitspoeler' bodemdepositie van 5%, 10%, 20%, 40% en zoals bij bodembehandeling;
- invloed van de dikte van de doorstroomde laag beneden de grondwaterspiegel; dikte als in bestudeerde kassysteem ± 50% van deze dikte;
- invloed van inspoelen op de beweging van de 'matige uitspoeler' (als voorbeeld voor mobiel bodemnematicide): met en zonder een inspoelen met 50 mm water.

5.2 Rubricering bestrijdingsmiddelen

De bestrijdingsmiddelen toegestaan in de grondteelten in kassen zijn ingedeeld in een zestal klassen, hetgeen is weergegeven in tabel 12. Het indelingscriterium is het niveau van uitspoelen berekend voor het standaardscenario in de toelatingsprocedure voor bestrijdingsmiddelen, zoals vermeld in de Milieufiches van het RIVM. De indeling op uitspoelingsrisico (concentratie in bovenste grondwater) in tabel 12 geldt voor vollegrondsteelten. Uit de verbruikscijfers over 1993 voor bestrijdingsmiddelen in glasteelten (ISBEST) werd inzicht verkregen in de middelen die toegepast werden in de glastuinbouw. Het totale verbruik is op te delen in vollegrondsteelten (zoals fabrieksaardappel, suikerbiet, snijmaïs), opgaande teelten (boomteelt, appel, peer) en de teelten onder glas.

Tabel 12 Uitspoelconcentraties van bestrijdingsmiddelen volgens de standaardbeoordeling in de toelating[a]

	Uitspoelconcentratie (µg l^{-1})			
> 10	1-10	0,1-1	0,01-0,1	0,001-0,01
aldicarb	**carbofuran**	buprofezin	dichloran	carbaryl
carbendazim	cyromazin	dimethoaat	methaldehyde	ethoprofos
benomyl	ethiofencarb	fenamifos	**methomyl**	linuron
thiofanaat-methyl	oxamyl	**furalaxyl**		methamidofos
chloorthalonil/HTI	thiram	lindaan		**triazofos**
etrimfos/metab.		trichloorfon		
propoxur				

[a] De meeste middelen toegepast in kasteelten geven een uitspoeling in het standaardscenario te zien van < 0,001 µg l^{-1}.

Aldicarb, oxamyl, ethoprofos en fenamifos worden gebruikt ter bescherming van de wortels tegen nematoden-aantasting vanuit de bodem. Een goede verdeling in de wortelzone moet vaak worden bereikt via inspoeling. Oxamyl wordt ook gebruikt voor gewasbehandeling tegen schadelijke insecten.

Het fungicide carbendazim is tevens het werkzame omzettingsproduct van benomyl en thiofanaat-methyl. Deze middelen worden o.a. verspoten over het gewas tegen schimmelaantastingen. Verder kennen deze middelen giet- en grondbehandelingen tegen voetrot en wortelrot. Ook het fungicide furalaxyl kent gewas-, giet- en grondbehandelingen.

Andere fungiciden in tabel 12 voor gewasbehandeling zijn: chloorthalonil en thiram. Het fungicide dichloran wordt gebruikt voor grondbehandelingen.

Diverse insecticiden in tabel 12 worden verspoten over de gewassen: etrimfos, propoxur, cyromazin, buprofezin, dimethoaat, trichloorfon, methomyl, carbaryl, methamidofos en triazofos. Propoxur kent tevens bodembehandelingen tegen insecten. Carbofuran, ethiofencarb en lindaan zijn grondbehandelingsmiddelen tegen aantasting door insecten.

Metaldehyde wordt in korrels op de grond gestrooid tegen slakkenvraat. Het gebruik van herbiciden (i.c. linuron) in kassen is beperkt.

De volgende vijf voorbeeldmiddelen zijn gekozen (vetgedrukt in tabel 12): carbendazim, carbofuran, furalaxyl, methomyl en triazofos. De berekende concentraties van deze middelen in het bovenste grondwater in het standaardscenario zijn resp. 20, 1, 0,9, 0,01 en 0,002 µg l^{-1}.

5.3 Scenarioberekeningen

Voor de gekozen middelen in paragraaf 5.2 werden berekeningen uitgevoerd voor het kassysteem chrysanten op zavelgrond in een wegzijgingsgebied. Opgemerkt dient te worden dat het hier om een 'natte tuinder' gaat. Er is beregend met hoeveelheden die overeenkomen met 186-197% van de jaarlijkse berekende (1994-1995) potentiële evapotranspiratie (i.e. gewasverdamping en bodemverdamping). Een toediening als bodembehandelingsmiddel werd aangenomen met een dosering van de actieve stof van 1,0 kg ha^{-1} op 18 april 1994 (dag 108). De gemeten dagwaarden voor beregening en de geschatte waarden voor de evapotranspiratie zijn gebruikt als invoergegevens voor de periode van april 1994 tot april 1995. Voor ieder volgend jaar zijn de beregenings-en verdampingsgegevens gelijk genomen aan die voor deze periode.

5.3.1 Gedrag van middelen uit verschillende uitspoelingsklassen

De gegevens over de halfwaardetijd DT_{50} en de adsorptiecoëfficiënt K_{om} van carbendazim, carbofuran, furalaxyl, methomyl en triazofos voor de berekening van het effect van de stofeigenschappen op de uitspoeling zijn vermeld in tabel 13. De waarden zijn gemiddelden die gebruikt zijn voor de standaardberekening met het PESTLA-model in de toelatingsprocedure. Uit de tabel blijkt duidelijk dat er tussen de middelen grote verschillen in DT_{50} en K_{om} zijn.

Tabel 13 Halfwaardetijden (DT_{50}) en adsorptiecoëfficiënten (K_{om}) van vijf bestrijdingsmiddelen gebruikt als invoer voor berekeningen met PESTLA voor het kassysteem met zavelgrond

Middel	DT_{50} (d)	K_{om} (l kg^{-1})
carbendazim[a]	88	18
carbofuran[b]	26	18
furalaxyl[c]	49	40
methomyl[d]	8	12,4
triazofos[e]	102	208

Literatuur: [a] Maslankiewics & Linders (1993); [b] Jansma & Linders (1993); [c] Lössbroek (1988); [d] Luttik & Linders (1990); [e] Panman & Linders (1991).

De Freundlich-exponent N voor de adsorptie-isotherm werd voor elk middel op 0,9 gesteld. De TSCF-waarden (transpiratiestroomconcentratiefactor) voor passieve wortelopname werden berekend uit log (K_{ow}) waarden, een parameter die de mate van lipofiliteit van een stof aangeeft (K_{ow} = coëfficiënt voor de verdeling van middel tussen n-octanol en water). Volgens Behrendt en Brüggeman (1993) is de log (K_{ow}) van carbofuran 1,82, terwijl volgens Jansma en Linders (1993) deze waarde -1,23

is. Bij de berekeningen voor dit scenario is de waarde van Behrendt en Brüggeman (1993) genomen. Deze waarde levert een TSCF op van 0,784 voor carbofuran, welke een bijna optimale opname voorstelt. Voor carbendazim bedraagt de geschatte waarde voor TSCF 0,729, die voor furalaxyl 0,554, en die voor methomyl 0,240. Voor triazofos was de log (K_{ow})-waarde onbekend en werd een TSCF van 0,50 aangehouden.

De figuren 26 en 27 laten de beweging van de vijf voorbeeldmiddelen zien in de bovenste meter van de zavelgrond van het kassysteem met chrysant, als gevolg van een bodembehandeling met 1,0 kg ha^{-1}. Uit figuur 26 blijkt dat toepassing van een middel met relatief zwakke sorptie en trage omzetting in grond, zoals carbendazim, een hoge mate van uitspoeling oplevert. De uitspoeling is laag voor een middel met een sterke sorptie aan gronddeeltjes, zoals triazofos (figuur 27). De uitspoeling is ook relatief laag voor een middel met zwakke sorptie en snelle omzetting (bijvoorbeeld methomyl).

De berekende cumulatieve afvoer via de drainagebuizen (op 0,90 m diepte) over de periode 17 april 1994 - 31 december 1997 bij een bodembehandeling met 1,0 kg actieve stof ha^{-1} is voor elk van de voorbeeldmiddelen weergegeven in tabel 14. De hoogste uitspoeling werd berekend voor carbendazim, namelijk 3,8% van de dosering in 3,7 jaar. De laagste uitspoeling werd berekend voor triazofos, deze is ongeveer 1/10 000 maal die voor carbendazim. De relatief hoge uitspoeling van carbendazim is het gevolg van de geringe mate van adsorptie van dit middel aan gronddeeltjes (lage waarde voor K_{om}). Hoewel methomyl een vergelijkbare K_{om} heeft, is de berekende uitspoeling van dit middel veel lager. Dit kan verklaard worden uit de snelle omzetting van methomyl in grond (lage waarde voor DT_{50}).

Tabel 14 Berekende cumulatieve uitspoeling van de vijf voorbeeldmiddelen en de afvoer ervan via drainagewater voor chrysantenteelt op zavel 3,7 jaar na toepassing. Dosering 1 kg ha^{-1}.

Bestrijdingsmiddel	Uitspoeling (% van dosering)
carbendazim	3,8110
carbofuran	0,1883
furalaxyl	0,1094
methomyl	0,0039
triazofos	0,0003

In figuur 28 is voor carbendazim het verloop van de berekende concentratie in het drainagewater met de tijd weergegeven. Ook de cumulatieve uitspoeling is gegeven, uitgedrukt als percentage van de dosering. De concentratie in het drainagewater is berekend bij een profieldiepte van 1,70 m. De grondwaterstand varieerde van ongeveer 0,80 m tot 0,50 m beneden maaiveld. De concentratie bereikt een maximum van ongeveer 10 µg l^{-1} op ongeveer een half jaar na de toepassing. Incidenteel worden hogere concentraties berekend als gevolg van hoge watergiften. Gedurende het eerste jaar na toepassing loopt de cumulatieve uitspoeling op tot ongeveer 3% van de dosering; daarna neemt de cumulatieve uitspoeling nog maar geleidelijk toe.

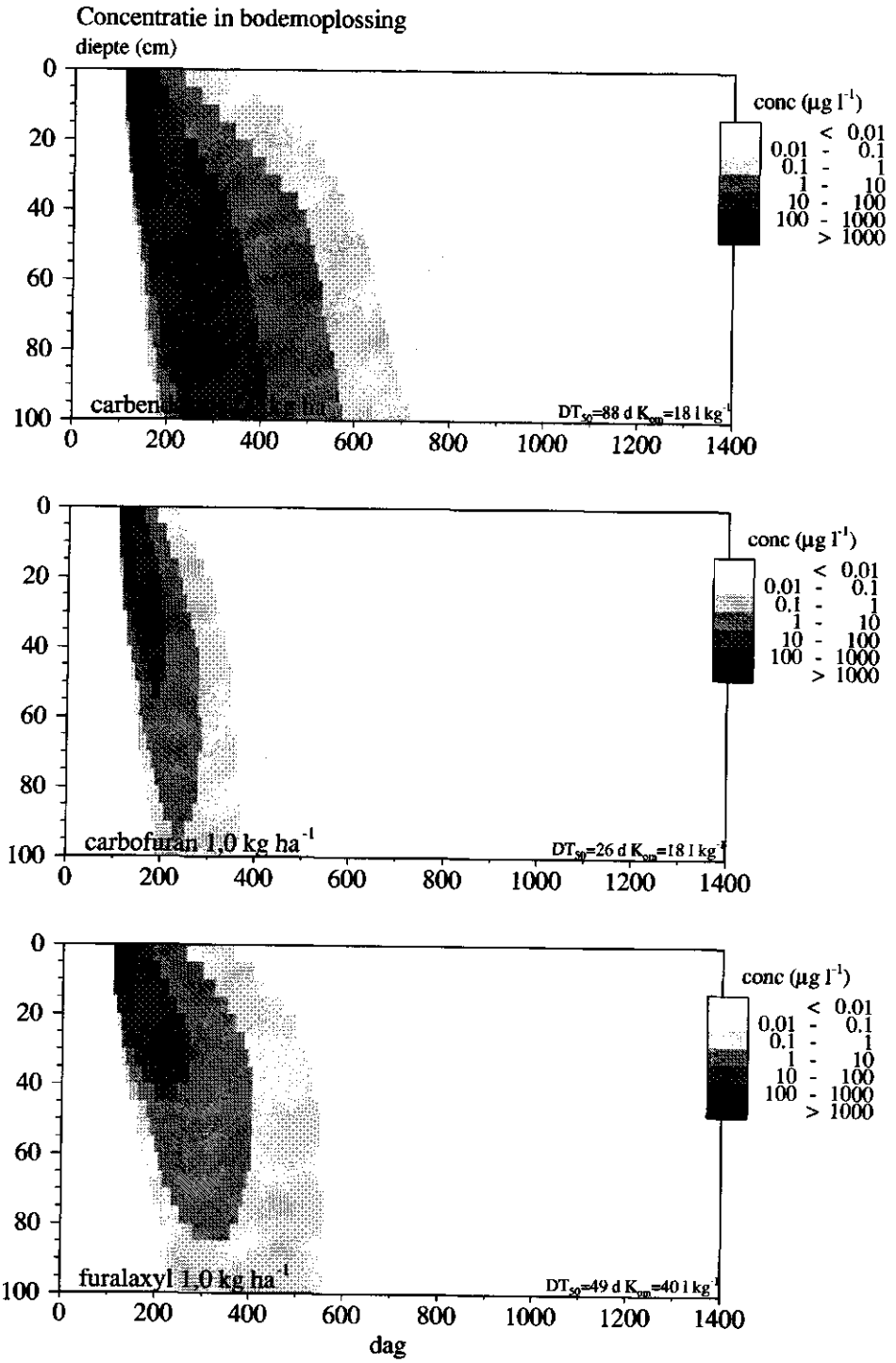

Fig. 26 Concentratie van carbendazim (boven), carbofuran (midden) en furalaxyl (onder) in het bodemvocht van de zavelgrond van het kassysteem met chrysant, berekend voor de periode 1994-1997

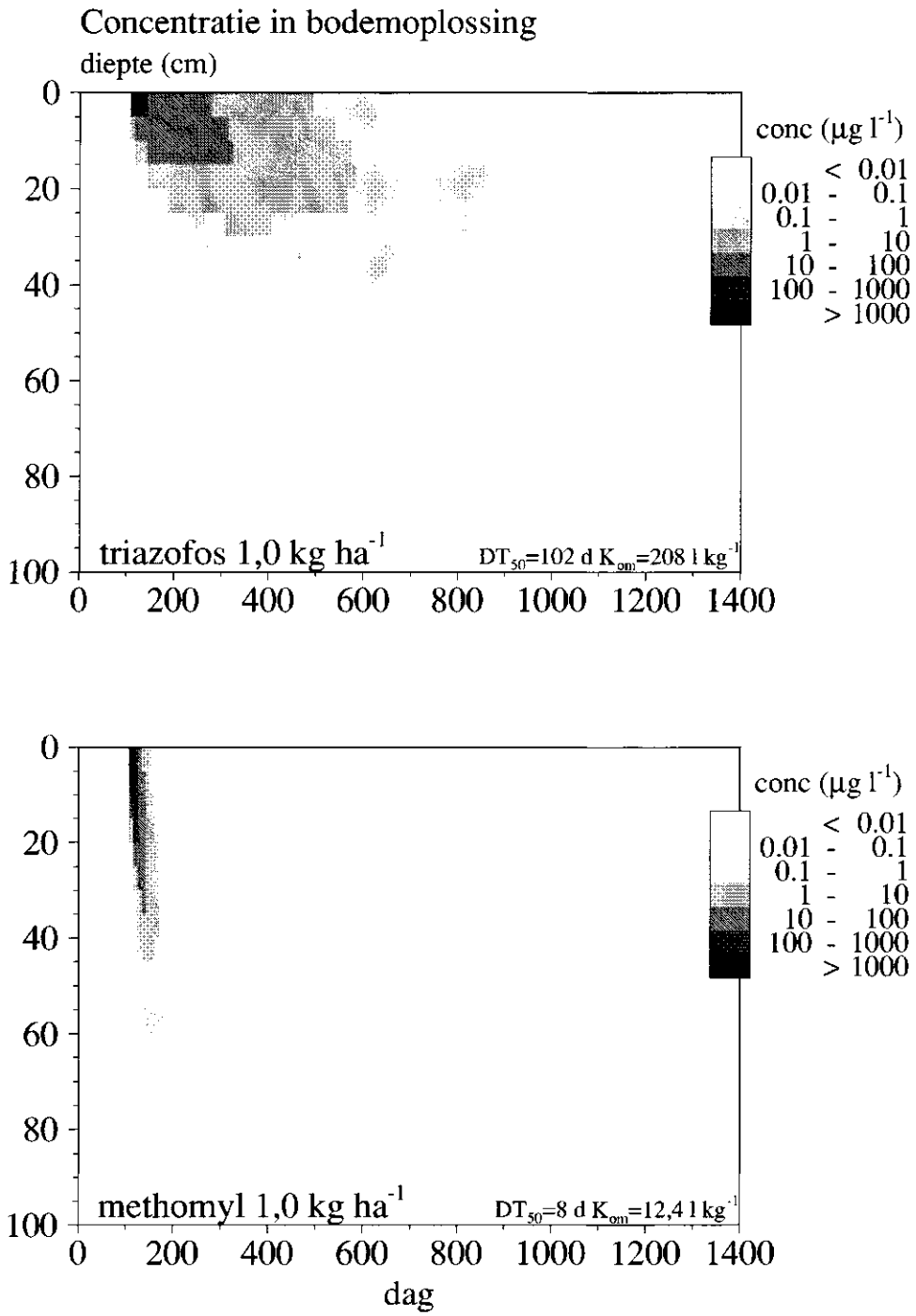

Fig. 27 Concentratie van triazofos (boven) en methomyl (onder) in het bodemvocht van de zavelgrond van het kassysteem met chrysant, berekend voor de periode 1994-1997

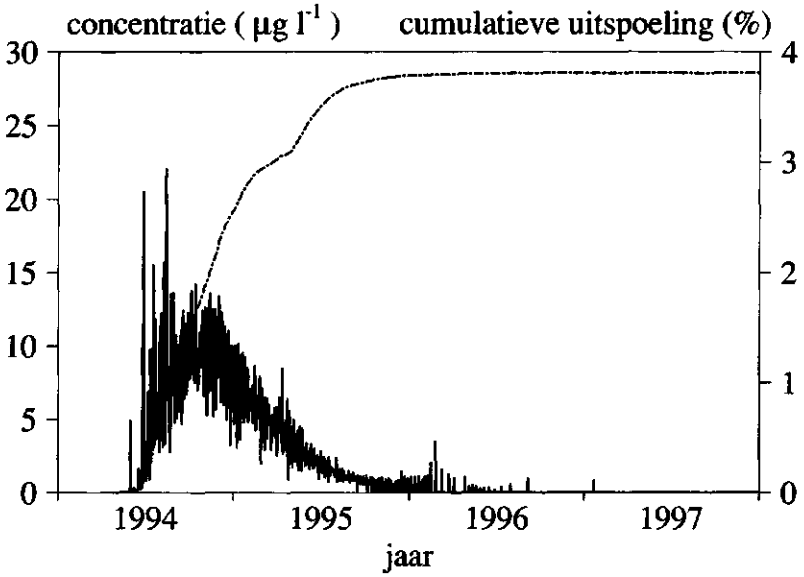

Fig. 28 Berekende concentratie van carbendazim in drainagewater en cumulatieve uitspoeling

Triazofos is in het drainagewater van het kassysteem met chrysant op zavel aangetoond (Runia et al., 1996). De gemeten tweewekelijkse concentraties lagen in het traject van beneden de bepalingsgrens (0,03 µg l^{-1}) tot 0,06 µg l^{-1}. Dit middel werd echter gedurende het monitoringsjaar in dit systeem niet toegepast. Mogelijk wordt de aanwezigheid van dit middel in het drainagewater veroorzaakt door a) residuen van eerdere toepassingen, b) het gebruik van triazofos bevattend water bij de beregening of c) aanvoer van triazofos via laterale inzijging van water uit naastliggende watergangen.

5.3.2 Watergift

De watergift zoals toegepast in kassysteem A met chrysant op zavel bedroeg gemiddeld bijna tweemaal de hoeveelheid benodigd voor evapotranspiratie (paragraaf 4.2.1). In het volgende scenario wordt de invloed van beperking van de watergift op de mate van uitspoeling van het voorbeeldmiddel carbofuran (een 'matige uitspoeler') berekend. Hiertoe wordt de watergift in dit systeem verminderd tot 175%, 150% en 125% van de hoeveelheid water nodig voor evapotranspiratie van een chrysantgewas.

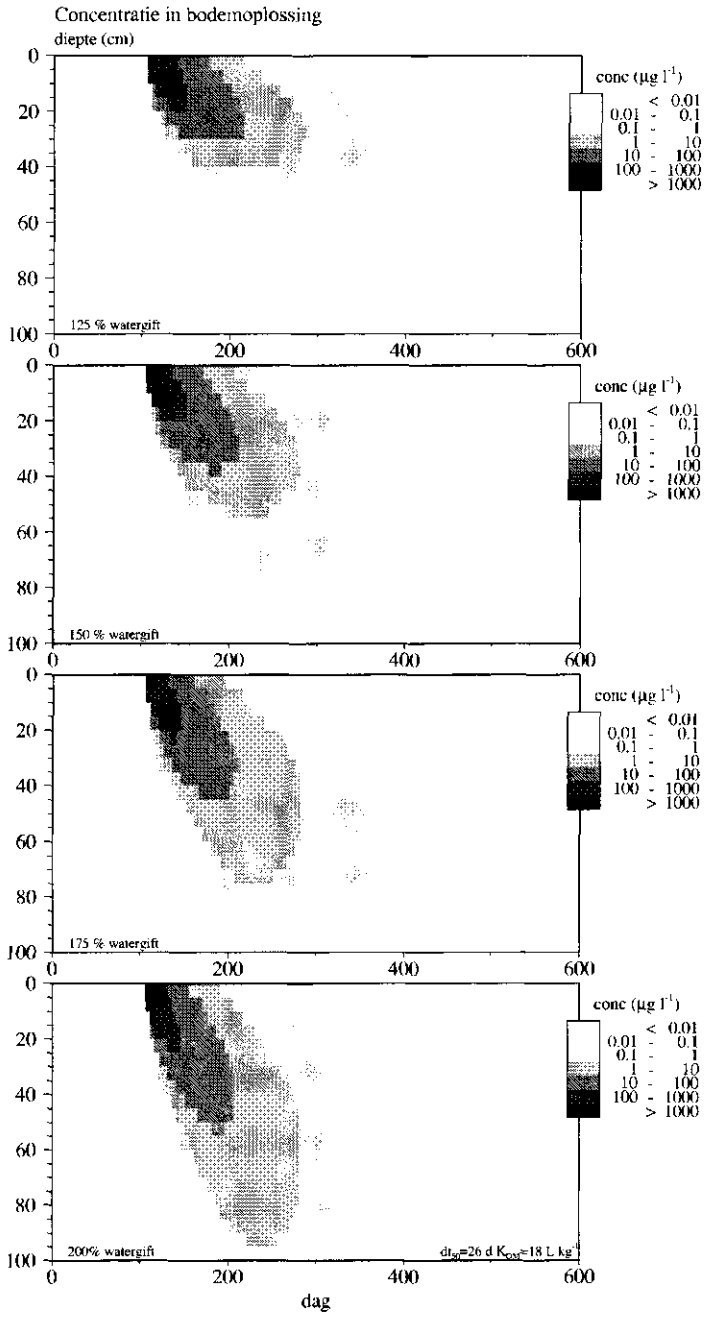

Fig. 29 Concentratie van carbofuran in het bodemvocht van de zavelgrond van het kassysteem met chrysant bij vier niveaus van watergift voor de periode 1994-1997. Een 100% watergift komt overeen met de hoeveelheid water gelijk aan de potentiële evapotranspiratie

De beweging van het voorbeeldmiddel carbofuran in de bovenste meter van de zavelgrond van het kassysteem met chrysant bij de vier verschillende beregeningsscenario's is weergegeven in figuur 29. De gevoeligheid van de mate van uitspoeling voor verschillen in waterregiem in de kas blijkt duidelijk uit het verspreidingspatroon van carbofuran. Bij een beregeningsregiem van 1,25 maal de evapotranspiratie blijft het middel in de bovenste 0,65 m en wordt geen uitspoeling berekend. In de standaardsituatie (tweemaal de evapotranspiratie) reikt het concentratiefront dieper dan 1,0 m en treedt er een duidelijke uitspoeling op.

De cumulatieve uitspoeling van carbofuran voor elk beregeningsscenario gedurende een periode van 3,7 jaar is vermeld in tabel 15. Beperking van de watergift heeft groot effect op de mate van uitspoeling van carbofuran. In de standaardsituatie van een watergift gelijk aan tweemaal de benodigde hoeveelheid water voor evapotranspiratie bedraagt de cumulatieve uitspoeling 0,19 % van de dosering. Bij een reductie van de watergift tot 1,75 maal de evapotranspiratie is de cumulatieve uitspoeling ongeveer 1/10 maal die in de standaardsituatie. Bij verdere reductie van de watergift tot 1,25 maal de evapotranspiratie wordt de uitspoeling verwaarloosbaar.

Tabel 15 Watergiften, cumulatieve drainage van water en cumulatieve uitspoeling van carbofuran berekend voor het kassysteem met chrysant op zavelgrond voor een periode van 3,7 jaar

Watergift (% van evapotranspiratie)	Drainage (mm water)	Uitspoeling (% van dosering)
200	2149	0,1883
175	1495	0,0201
150	847	0,00041
125	221	« 10^{-6}

5.3.3 Grondsoort

De invloed van de bodemeigenschappen op de uitspoeling van carbofuran in kassysteem A met chrysant werd bepaald door naast de berekeningen met de bodemkarakteristieken van de zavelgrond ook berekeningen uit te voeren met die van de klei-, de zand- en de veengrond. Voor de kleigrond werden de hydrologische karakteristieken van matig zware klei (de ondergrond in het kassysteem met chrysant op kleigrond) gebruikt. Bij invoer van de karakteristieken voor lichte klei (de bovengrond in het kassysteem met chrysant op kleigrond) trad plasvorming op als gevolg van de relatief hoge watergiften in het kassysteem en de relatief lage waterdoorlatendheid van deze grond. De invoergegevens voor de bodem betreffen de Van Genuchten-parameters, de organische-stofverdeling in het bodemprofiel en de droge bulkdichtheid. De potentiële evapotranspiratie van het chrysantgewas werd voor elke grondsoort redelijk goed benaderd. De omzettingssnelheid en de sorptie-eigenschappen van carbofuran in de klei-, de zand- en de veengrond werden, evenals die voor de zavelgrond gelijkgesteld aan het gemiddelde voor grond. De gemiddelde DT_{50} van carbofuran in grond bedraagt 26 d en de gemiddelde K_{om} is 18 l kg^{-1}. De dosering van carbofuran werd gesteld op 1,0 kg ha^{-1}.

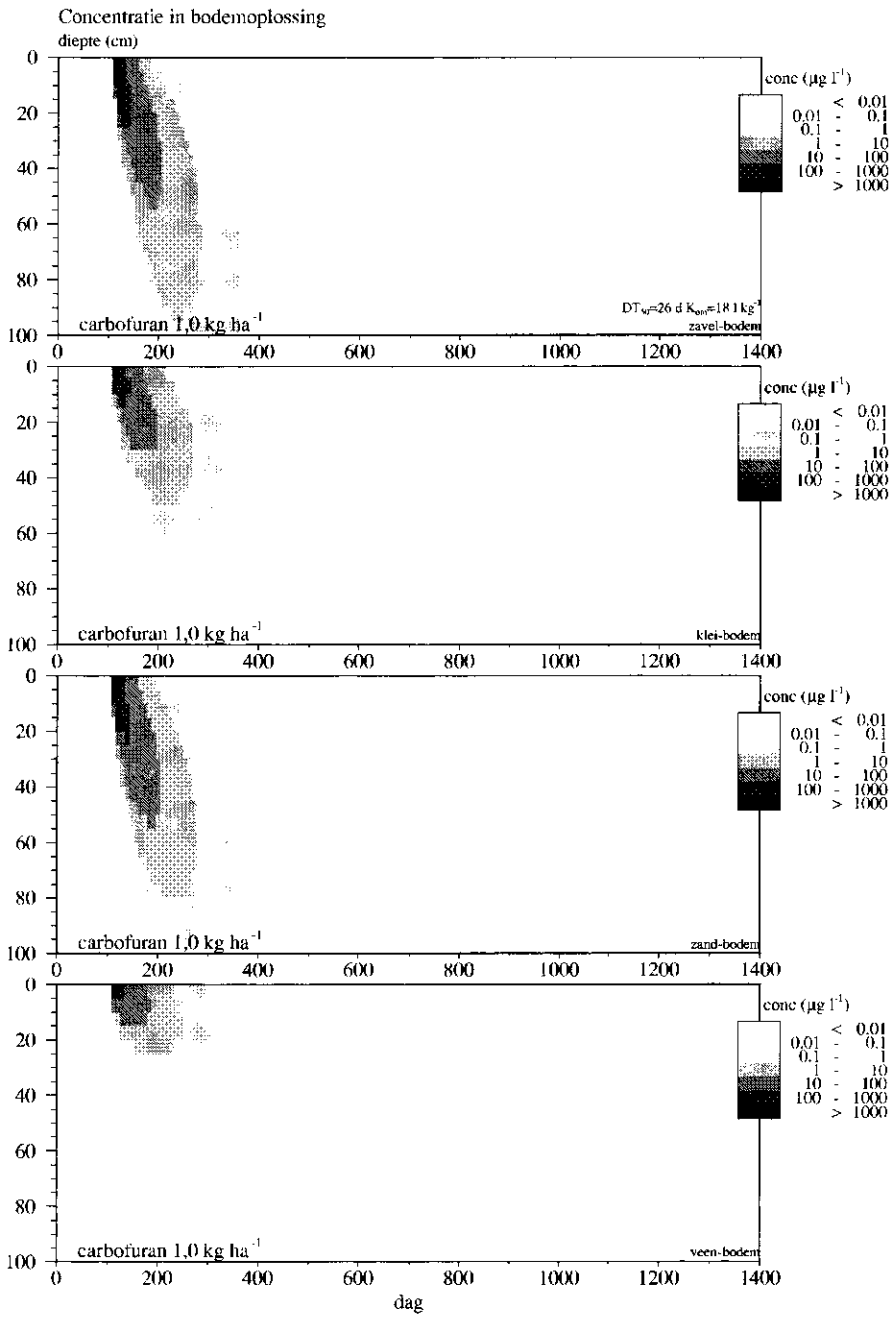

Fig. 30 Concentratie van carbofuran in het bodemvocht van de grond in het kassysteem met chrysant voor zavel-, klei-, zand- en veengrond in de periode 1994-1997

De beweging van het voorbeeldmiddel carbofuran in de bovenste meter van het bodemprofiel in het kassysteem met chrysant voor de vier verschillende grondsoorten is weergegeven in figuur 30. Uit deze figuur blijkt de invloed van de bodemeigenschappen op de concentratie in de bodem. In de zavelgrond met een relatief laag organische-stofgehalte reikt het concentratiefront tot beneden de diepte van de drainagebuizen (0,9 m) van het kassysteem met chrysant, terwijl in een veengrond het middel in de bovenste 0,40 m van het profiel blijft.

De cumulatieve uitspoeling van carbofuran bij de verschillende grondsoorten gedurende een periode van 3,7 jaar is vermeld in tabel 16. Uit de tabel blijkt dat de hoogste cumulatieve uitspoeling werd berekend voor de zavelgrond met het laagste organische-stofgehalte. De cumulatieve uitspoeling bedroeg in deze grond 0,19% van de dosering. De andere drie gronden hebben hogere organische-stofgehalten, waardoor de cumulatieve uitspoeling lager is dan die in de zavelgrond. Door het hoge organische-stofgehalte in de veengrond is de cumulatieve uitspoeling van carbofuran in deze grond verwaarloosbaar.

Tabel 16 Berekende cumulatieve uitspoeling van carbofuran en de afvoer ervan via drainage voor chrysantenteelt op vier verschillende grondsoorten op 3,7 jaar na toepassing

Grondsoort	Uitspoeling (% van dosering)
zavel	0,1883
klei	0,000358
zand	0,006041
veen	0,000013

5.3.4 Omzettingssnelheid

De invloed van de omzettingssnelheid op de uitspoeling werd berekend voor de uitspoeling van carbofuran in het kassysteem met chrysant op zavel met als referentie een gemiddelde waarde voor de omzettingssnelheid. Daarnaast werden ook berekeningen uitgevoerd met een omzettingssnelheid gelijk aan het gemiddelde verminderd met de standaardafwijking van de meetwaarden en berekeningen met een omzettingssnelheid gelijk aan het gemiddelde vermeerderd met de standaardafwijking van de meetwaarden.

De beweging van het voorbeeldmiddel carbofuran in de bovenste meter van het bodemprofiel in het kassysteem met chrysant bij drie verschillende omzettingssnelheden in de grond is weergegeven in figuur 31. Uit deze figuur blijkt de invloed van de omzettingssnelheid. Als gevolg van verschillen in de omzettingssnelheid in de gronden kan de afvoer van een bestrijdingsmiddel via het drainagewater sterke verschillen vertonen.

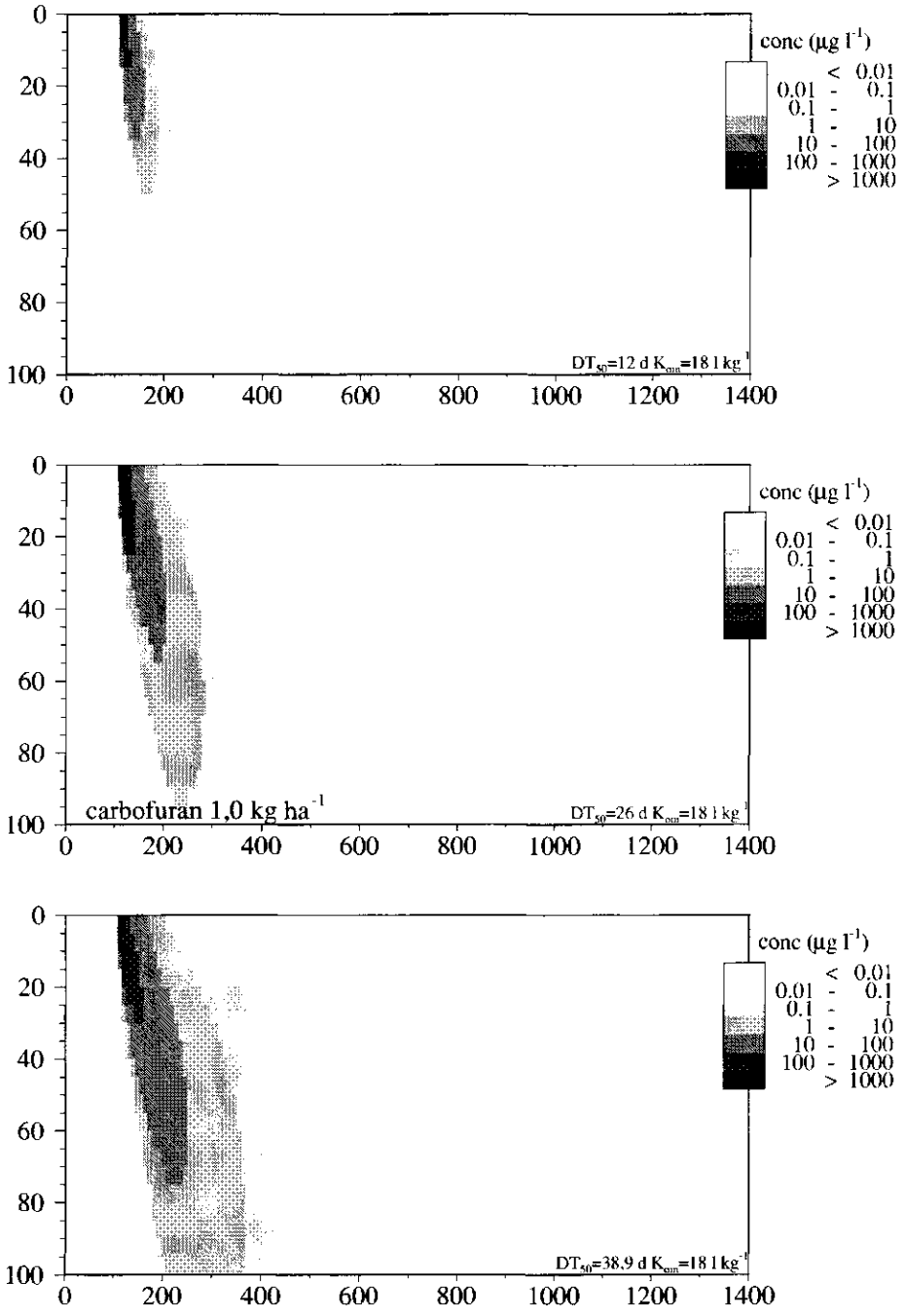

Fig. 31 Concentratie van carbofuran in het bodemvocht van de zavelgrond van het kassysteem met chrysant in de periode 1994-1997 bij verschillende halfwaardetijden in grond

De cumulatieve uitspoeling van carbofuran bij verschillende waarden voor de omzettingssnelheid gedurende een periode van 3,7 jaar is vermeld in tabel 17. Voor de korte halfwaardetijd van 12 dagen wordt een cumulatieve uitspoeling berekend van 1/25 maal die voor een gemiddelde halfwaardetijd. Bij een 1,5 maal zo lange halfwaardetijd ten opzichte van het gemiddelde wordt de berekende cumulatieve uitspoeling ruim driemaal zo hoog.

Tabel 17 Berekende cumulatieve uitspoeling van carbofuran en de afvoer ervan via drainage op 3,7 jaar na toepassing bij drie verschillende waarden voor de halfwaardetijd in de bovenlaag van de grond

Halfwaardetijd (DT_{50}) (d)	Uitspoeling (% van dosering)
12,0	0,007924
26,0	0,1883
38,9	0,605

5.3.5 Sorptiecoëfficiënt

De invloed van de sorptiecoëfficiënt K_{om} op de uitspoeling van carbofuran in het kassysteem met chrysant op zavelgrond werd berekend, met een gemiddelde waarde voor de sorptiecoëfficiënt als referentie. Berekeningen werden uitgevoerd met een sorptiecoëfficiënt waarvan de waarde gelijk was aan het gemiddelde verminderd met de standaardafwijking van de meetwaarden. Hetzelfde werd gedaan voor een K_{om}-waarde van het gemiddelde vermeerderd met de standaardafwijking. Uit literatuurgegevens over de sorptie van carbofuran berekenden Jansma en Linders (1993) een gemiddelde waarde voor de K_{om} van 19,2 l kg^{-1} (n = 8). De standaardafwijking bedroeg 10,7 l kg^{-1}. De waarden van K_{om} waarvoor berekeningen werden uitgevoerd bedroegen 9,3, 18,0 en 27,7 l kg^{-1}. De waarde van de exponent N van de Freundlich adsorptie-isotherm werd op 0,9 gesteld.

De beweging van het voorbeeldmiddel carbofuran in de zavelgrond van het kassysteem met chrysant bij de drie verschillende waarden voor K_{om} is weergegeven in figuur 32. Een verhoging van de K_{om} van 9 tot 28 l kg^{-1} leidt tot een duidelijke vermindering van de uitspoeling.

De berekende cumulatieve uitspoeling van carbofuran over een periode van 3,7 jaar na de toepassing van 1,0 kg ha^{-1} bij de drie verschillende waarden voor K_{om} is vermeld in tabel 18. Bij een halvering van de waarde van de K_{om} wordt de berekende cumulatieve uitspoeling 3,4 maal zo hoog. Bij een 1,5 maal zo hoge waarde van K_{om} ten opzichte van het gemiddelde wordt de berekende cumulatieve uitspoeling verlaagd tot 0,23 maal de referentiewaarde.

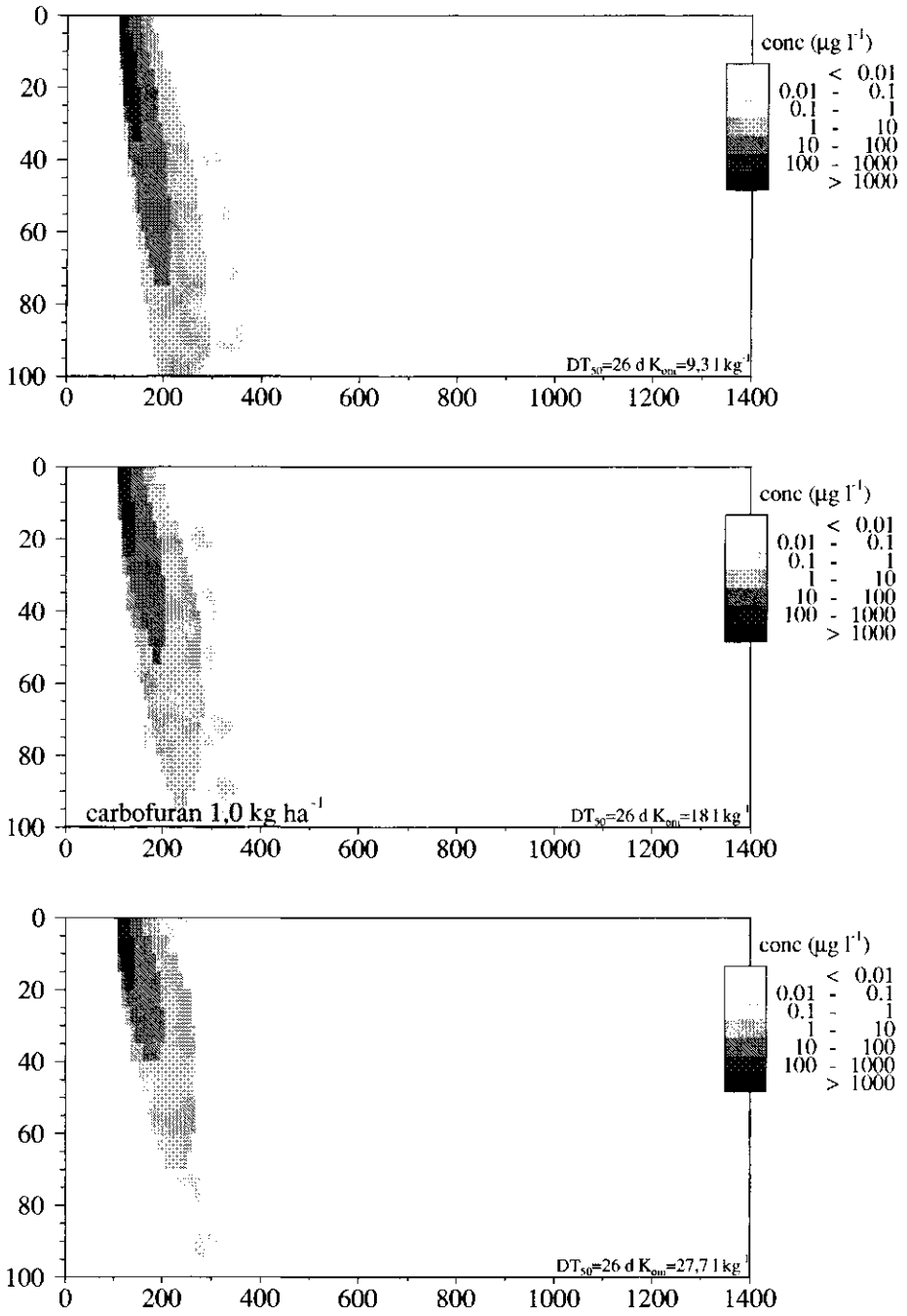

Fig. 32 Concentratie van carbofuran in het bodemvocht van de zavelgrond van het kassysteem met chrysant in de periode 1994-1997 bij verschillende waarden voor de sorptiecoëfficiënt K_{om}

Tabel 18 Berekende cumulatieve uitspoeling van carbofuran en de afvoer ervan via drainage op 3,7 jaar na toepassing bij drie verschillende waarden voor de sorptiecoëfficiënt

K_{om} (l kg^{-1})	Uitspoeling (% van dosering)
9,3	0,6438
18	0,1883
27,7	0,0427

5.3.6 Bodembelasting

De invloed van de bodembelasting op de uitspoeling van carbofuran in het kassysteem met chrysant op de zavelgrond werd bepaald door berekeningen uit te voeren voor vier andere niveaus van bodembelasting naast 1,0 kg ha^{-1}. Bij een bodembehandeling komt de volledige dosering op het bodemoppervlak; bij een gewasbehandeling komt slechts een deel van de dosering op de bodem terecht. Het percentage van de dosering dat bij een gewasbehandeling op de bodem terechtkomt is vooral afhankelijk van de bespuitingstechniek, de structuur van het gewas en het gewasstadium. De niveaus van bodembelasting werden gesteld op 5%, 10%, 20% en 40% van de toegepaste dosering, i.e. resp. 0,05, 0,10, 0,20 en 0,40 kg ha^{-1}.

De beweging van carbofuran in de zavelgrond van het kassysteem met chrysant bij vijf verschillende niveaus van bodembelasting is weergegeven in figuur 33. De vermindering van het deel van de dosering dat op de bodem terechtkomt leidt tot een duidelijke vermindering van de uitspoeling. Bij een lagere bodembelasting blijven de hogere concentraties in het bodemvocht meer beperkt tot de bovenste bodemlagen.

De berekende cumulatieve uitspoeling van carbofuran over een periode van 3,7 jaar na de toepassing bij verschillende niveaus van bodembelasting staat in tabel 19. Bij een vermindering van de bodembelasting neemt de cumulatieve uitspoeling sterker af dan de bodembelasting. Als de bodembelasting afneemt tot 1/20 deel (van 1,00 naar 0,05 kg ha^{-1}), dan neemt de uitspoeling af tot 1/50 deel van die bij de hoogste belasting. De oorzaak van deze relatief sterke afname is de kromming in de adsorptie-isotherm, waardoor de adsorptie bij de lagere concentraties in de bodemoplossing relatief sterk is.

Tabel 19 Berekende cumulatieve uitspoeling van carbofuran en de afvoer ervan via drainage voor chrysantenteelt op zavel bij vijf niveaus van bodembelasting, op 3,7 jaar na toepassing

Bodembelasting (kg ha^{-1})	Uitspoeling (% van dosering)
0,05	0,003632
0,10	0,009331
0,20	0,02352
0,40	0,05822
1,00	0,1883

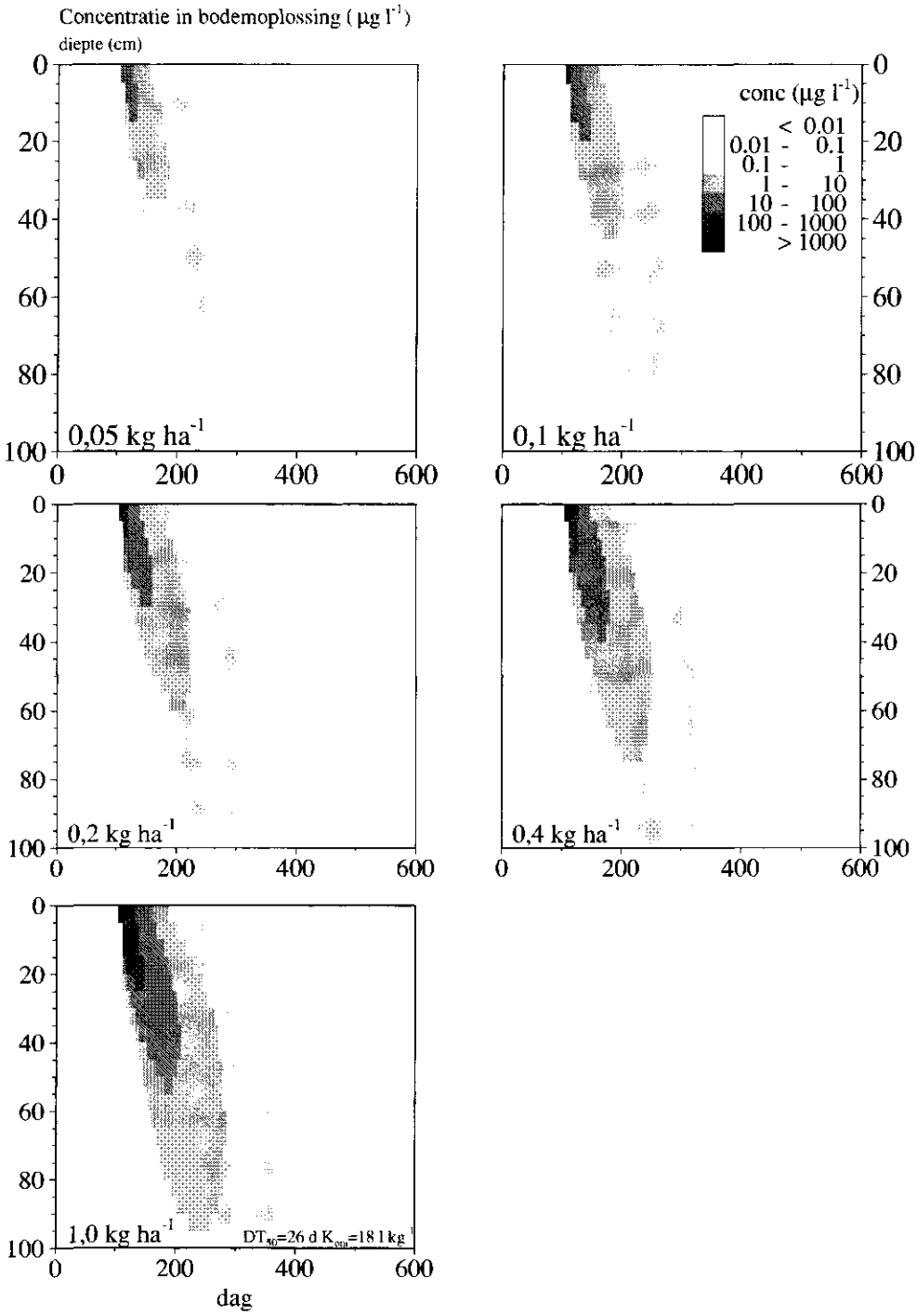

Fig. 33 Concentratie van carbofuran in het bodemvocht van de zavelgrond van het kassysteem met chrysant in de periode 1994-1997 bij vijf niveaus van bodembelasting

5.3.7 Profieldiepte

Bij de berekening van de concentratie van bestrijdingsmiddel in het drainagewater is de bijdrage van elk van de waterverzadigde bodemcompartimenten aan de totale afvoer van water via drainage van groot belang. Aangenomen wordt dat een goed doorlatend waterverzadigd deel van de bodem gelijkmatig draineert op de drainagebuizen. In de praktijk kunnen 'storende' lagen voorkomen, waardoor de dikte van de bodemlaag die bijdraagt aan de afvoer van water via drainage kleiner is. De invloed van de profieldiepte op de uitspoeling van carbofuran in het kassysteem met chrysant op zavelgrond werd bepaald door naast de berekeningen met de referentie-profieldiepte van 1,70 m (paragraaf 3.4.1) berekeningen uit te voeren met een ondieper en een dieper bodemprofiel. De dikten van het profiel werden bepaald door de diepte van de drainagebuis niet te vermeerderen met een kwart van de afstand tussen de drainagebuizen, maar met ⅛ en ⅜ van die afstand. De profieldiepten bedragen dan respectievelijk 1,30 en 2,10 m.

De beweging van carbofuran in de zavelgrond van het kassysteem met chrysant bij de drie verschillende profieldiepten is weergegeven in figuur 34. In de figuur zijn geen grote verschillen zichtbaar in de verspreiding van het middel in de bovenste meter van het profiel.

De berekende cumulatieve uitspoeling van carbofuran in een periode van 3,7 jaar voor de drie profieldiepten is vermeld in tabel 20. Voor het ondiepere profiel bedraagt de cumulatieve uitspoeling 1,5 maal die voor de referentie-profieldiepte. Bij het diepere profiel is de berekende uitspoeling 0,75 maal die in de referentie-situatie. De orde van grootte van de cumulatieve uitspoeling is voor de drie verschillende profieldiepten gelijk. Ook valt het tijdstip van de berekende maximale concentratie van het middel in het drainagewater op dezelfde dag na toepassing.

Tabel 20 Berekende cumulatieve uitspoeling van carbofuran en de afvoer ervan via drainage voor chrysantenteelt op zavel bij drie profieldiepten, op 3,7 jaar na toepassing

Diepte profiel (m)	Uitspoeling (% van dosering)
1,30	0,2835
1,70	0,1883
2,10	0,1416

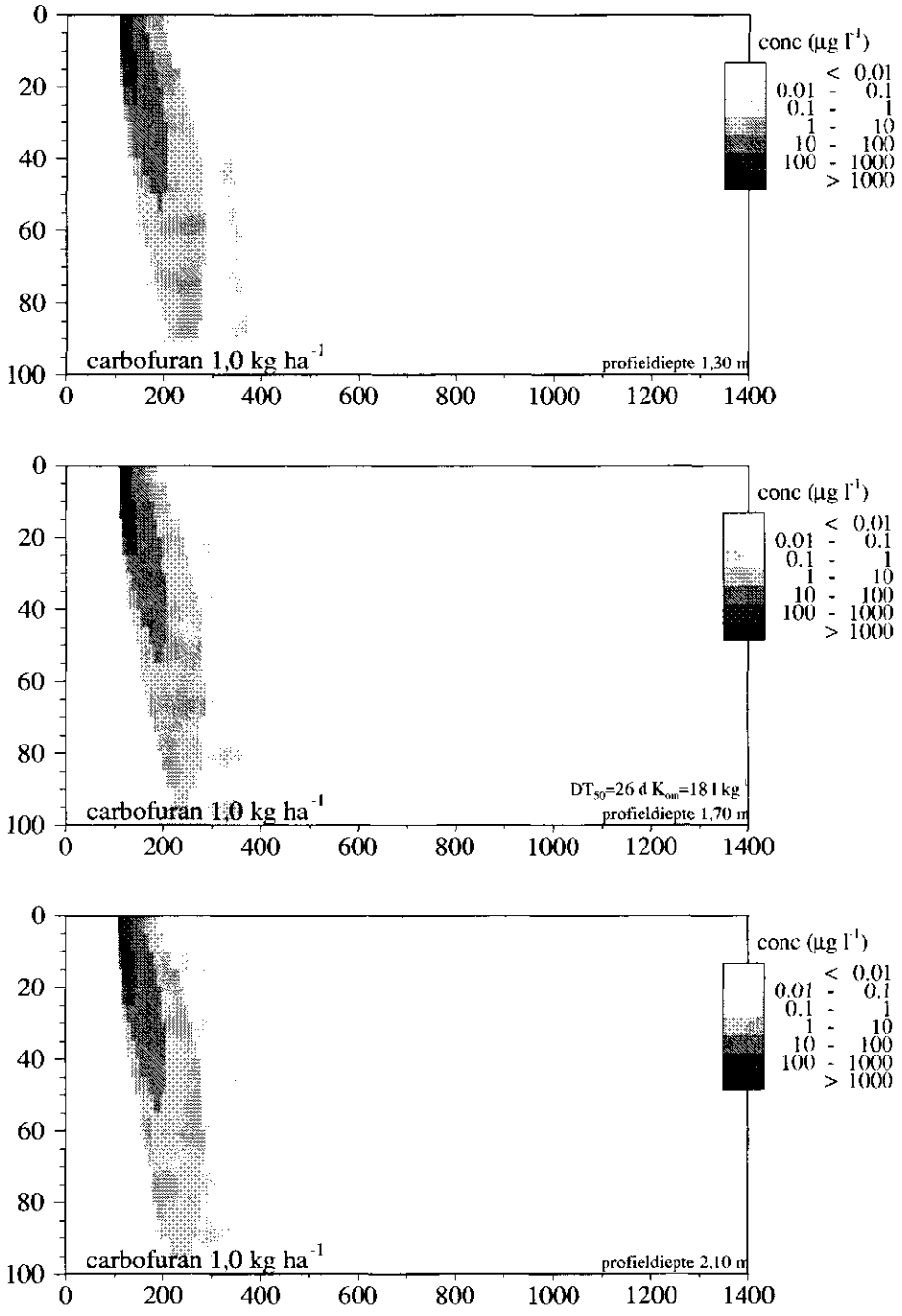

Fig. 34 Concentratie van carbofuran in het bodemvocht van de zavelgrond van het kassysteem met chrysant op zavel in de periode 1994-1997 bij drie profieldiepten

5.3.8 Inspoelen

De invloed van inspoelen op de beweging van carbofuran in het kassysteem met chrysant op zavelgrond werd geschat door berekeningen uit te voeren voor de situatie waarbij direct na de toepassing een extra watergift van 50 mm werd gegeven. Deze extra watergift werd gelijkmatig verdeeld over twee dagen (de dag van toepassing en de dag erna) en hierbij trad in het bestudeerde systeem geen plasvorming op.

De beweging van carbofuran in de zavelgrond van het kassysteem met chrysant zonder en met inspoelen met 50 mm water gedurende de eerste twee dagen na toepassing is weergegeven in figuur 35. De berekende concentratieprofielen geven geen grote verschillen te zien. Opgemerkt dient te worden dat in de figuur concentratieklassen zijn weergegeven en binnen een klasse is een verschil tot een factor 10 mogelijk.

Zeer kort na toepassen en inspoelen werden reeds hoge concentraties bestrijdingsmiddel in het drainagewater berekend. Dit is het gevolg van het stijgen van de grondwaterspiegel tot in de toplaag. De modelcombinatie simuleert dan snelle afvoer uit de toplaag naar de drainagebuizen. In werkelijkheid treedt er transport en omzetting op in de lagen tussen toplaag en drainageniveau. Binnen enkele dagen liep de berekende uitspoeling terug tot vrijwel niets. Aangezien de modelcombinatie bij sterk gestegen grondwaterspiegel een flinke overschatting van de afvoerconcentratie levert, dient voor zulke situaties eerst verdere modelontwikkeling plaats te vinden.

In de scenario's met en zonder inspoelen begon na omstreeks 30 dagen de 'normale' uitspoelingsgolf op gang te komen. In het scenario met inspoelen werd op 71 dagen na toepassen (bij een diepere grondwaterspiegel) een maximum uitspoelconcentratie berekend van 5,8 $\mu g\ l^{-1}$. Voor het scenario zonder inspoelen was dat 4,6 $\mu g\ l^{-1}$, ook na 71 dagen. Deze resultaten geven aan dat inspoeling van bestrijdingsmiddel kan leiden tot enige verhoging van de concentratie in drainagewater.

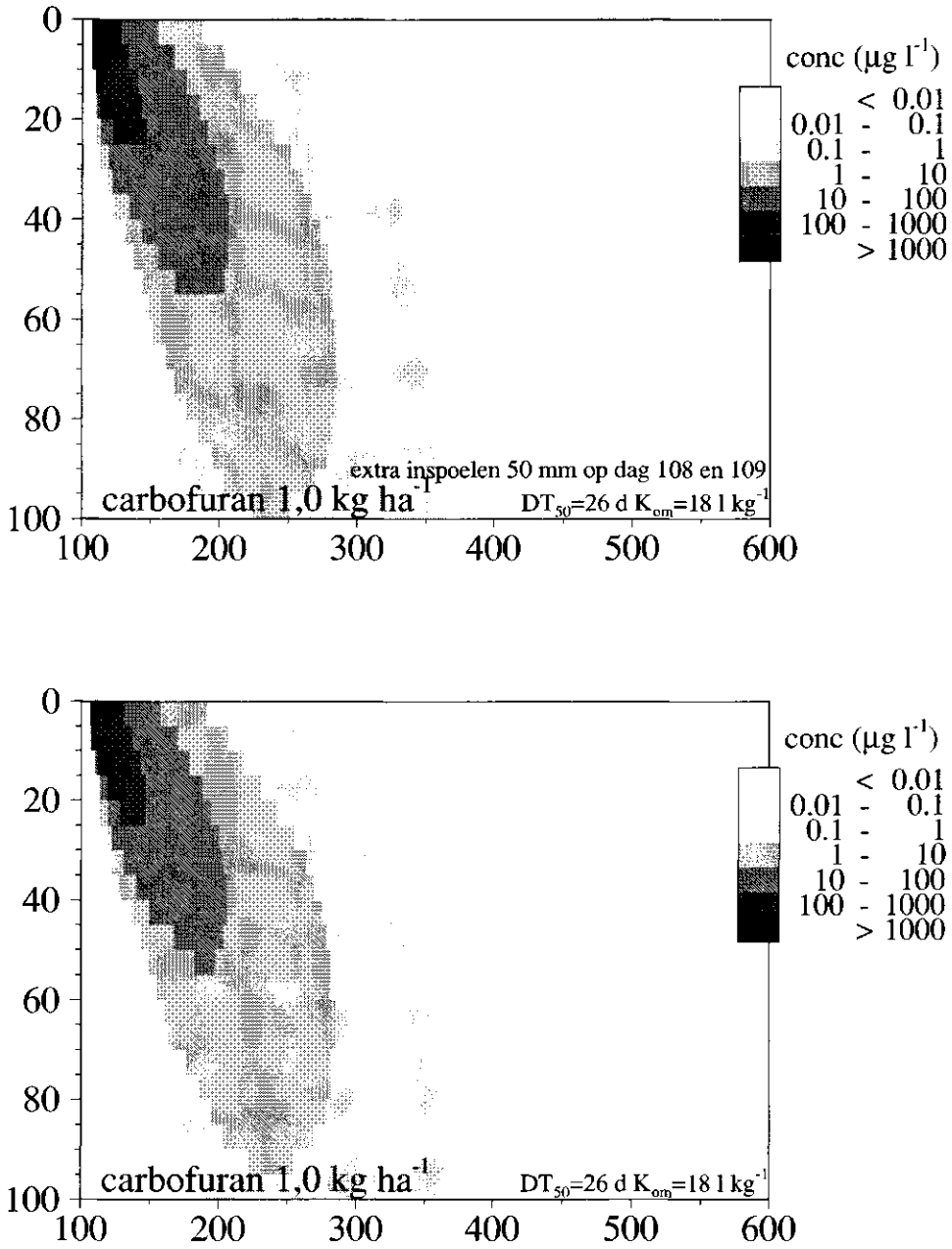

Fig. 35 Concentratie van carbofuran in het bodemvocht van de zavelgrond van het kassysteem met chrysant in de periode 1994-1997 met en zonder inspoelen kort na toediening

5.4 Algemene bespreking

De scenarioberekeningen geven aan op welke wijze de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen reageert op de teeltomstandigheden en op teeltmaatregelen. Verder geven ze een indruk van de grootte van het effect van de teeltfactoren op de uitspoeling. Gezien de grote verschillen tussen de berekende en gemeten resultaten (hoofdstuk 4) is er nog geen sprake van voorspellingen over de werkelijke niveaus van uitspoeling van bestrijdingsmiddelen.

Bij de inventarisatie van bestrijdingsmiddelen met uitspoelrisico volgens de toelatingsprocedure kwamen ruim 20 middelen naar voren die ook regelmatig in grondteelten in kassen worden gebruikt. Het risico van uitspoelen van deze middelen is groter dan dat van de organofosfaat-bestrijdingsmiddelen in de metingen van Runia et al. (1996) voor drainagewater in kassen. Zo behoren de voorbeeldmiddelen heptenofos, diazinon en tolclofos-methyl (hoofdstuk 4) niet tot deze risicogroep.

Middelen met uitspoelrisico als aldicarb (de oxidatieproducten) en methomyl zijn eerder in het drainagewater van kasgronden aangetroffen (Leistra et al., 1984a, 1984b). Voor de ruim 20 andere middelen met uitspoelrisico zijn nog geen metingen in drainagewater van kasgronden verricht.

Bij de berekening van de beweging van de voorbeeldmiddelen door kasgrond komt duidelijk de grote rol van de mate van adsorptie en de omzettingssnelheid naar voren. Relatief zwak geadsorbeerde middelen met een relatief trage omzetting (i.c. carbendazim) leveren de grootste berekende uitspoeling. Zowel sterke adsorptie als snelle omzetting leveren een lage berekende uitspoeling.

De berekende concentatie van carbendazim in het drainagewater bereikte het niveau van omstreeks 10 $\mu g\ l^{-1}$ op een half jaar na de toepassing. De berekende cumulatieve uitspoeling bedroeg 3,8% van de dosering. Het andere uiterste bij de voorbeeldmiddelen is triazofos, waarvan de berekende uitspoelconcentratie beneden 0,01 $\mu g\ l^{-1}$ bleef (uitspoeling < 0,0003% van de dosering).

De hoogte van de watergift heeft grote invloed op de berekende uitspoeling van een 'matige uitspoeler' (voorbeeld: carbofuran). Bij beregening met tweemaal de evapotranspiratie loopt de concentratie op drainageniveau op tot boven 1 $\mu g\ l^{-1}$ (cumulatieve uitspoeling 0,19% van de dosering). Bij 1,25 maal de evapotranspiratie bleven de concentraties op drainageniveau beneden 0,01 $\mu g\ l^{-1}$ (cumulatieve uitspoeling < 10^{-6}%).

Bij de berekeningen voor de beweging in vier gronden nam de uitspoeling van de 'matige uitspoeler' sterk af in de volgorde zavelgrond > zandgrond > kleigrond > veengrond. De uitspoeling is lager naarmate de hoeveelheid organische stof in het bodemprofiel groter is (meer adsorptie, trager transport, meer tijd voor omzetting).

De variatie in de omzettingssnelheid van een bestrijdingsmiddel in uiteenlopende gronden leidt tot grote onzekerheid in de berekende uitspoeling. Voor nauwkeurige berekeningen (bijv. bij modeltoetsen) is het belangrijk om over gemeten waarden voor de omzettingssnelheid te beschikken.

De variatie in de coëfficiënt voor de adsorptie aan de organische stof in gronden levert eveneens onzekerheid bij de berekening van de uitspoeling. Bij nauwkeurige berekeningen voor kritische middel-grond combinaties is het gewenst dat de adsorptie wordt gemeten.

Bij afname van de bodembelasting met een bestrijdingsmiddel neemt de berekende uitspoeling extra sterk af. Dit komt door de kromming in de adsorptie-isotherm, waardoor de adsorptie bij de lagere concentraties in de bodemoplossing sterker is dan bij de hogere.

De dikte van de waterverzadigde bodemlaag die bijdraagt aan laterale waterstroming en stoftransport naar de drainagebuizen wordt o.a. bepaald door de bodemopbouw (bijv. storende laag) en de geometrie van het drainagesysteem. Uit de berekeningen blijkt dat de invloed van deze dikte op de afgevoerde concentratie bestrijdingsmiddel beperkt is.

Bij de simulatie van de invloed van het inspoelen van bestrijdingsmiddel in de kasgrond ontstond in de eerste dagen een kunstmatig hoge afvoer, omdat de grondwaterspiegel tot in de toplaag steeg. Voor dit type situatie moet eerst verdere modelontwikkeling plaatsvinden. De later optredende realistische afvoergolf gaf wat hogere drainagewater-concentraties voor het scenario mèt inspoelen van bestrijdingsmiddel.

6 Complicaties in kasgronden

In deze studie werden berekeningen uitgevoerd op basis van daggemiddelde waarden voor de watergift. In de praktijk wordt per dag slechts gedurende korte tijd beregend. Ook werd in de berekeningen aangenomen dat de watergift gelijkmatig over het hele kasgrondoppervlak plaatsvindt. Een intensieve en ongelijkmatige watergift leidt tot plaatselijk hogere stroomsnelheden van water in de bodem (preferente stroming). Gedetailleerde metingen en berekeningen zijn nodig om inzicht te krijgen in het effect van de intensiteit en ongelijkmatigheid van de watergift op het verloop met de tijd van de afvoer van water via drainage.

In het model SWAP 1993 wordt aangenomen dat de bodemstructuur in het horizontale vlak homogeen is. Hierdoor is het niet mogelijk om het effect van heterogeniteit in de bodemeigenschappen op het watertransport te kwantificeren. Transport van water via preferente stroombanen kan in de grond optreden, maar dit vormde geen onderdeel van de onderhavige studie.

De inzijging van oppervlaktewater in de kasgrond is in veel situaties een omvangrijk proces. De simulatie ervan vergt de ontwikkeling van een uitgebreide module in het rekenmodel voor de waterhuishouding, zoals SWAP 1993. Daarna is verder hydrologisch onderzoek nodig om deze module te toetsen.

De informatie over de kwel uit en de wegzijging naar de bovenste watervoerende laag werd afgeleid uit een studie die globale gebiedsgewijze gegevens leverde. De situatie ter plaatse van een glastuinbouwbedrijf kan hiervan duidelijk afwijken. De indruk is dat deze termen beperkt van omvang waren, zodat de resulterende onzekerheid in de waterbalans van de kasgronden relatief klein is.

In de bestudeerde kassystemen werden geen metingen verricht naar de gelijkmatigheid van de verdeling van het middel op het bodemoppervlak na de toepassing. Vooral als op dezelfde plaatsen relatief veel middel en veel water terechtkomt wordt het risico van uitspoelen aanzienlijk vergroot.

De waarden voor een aantal invoerparameters, bijvoorbeeld met betrekking tot de vochtkarakteristiek van de bodem, het verloop van de omzettingssnelheid van bestrijdingsmiddel met de diepte, de mate van adsorptie van diazinon aan organische stof, werden geschat met behulp van gegevens in de literatuur. De werkelijke waarden van deze parameters weken mogelijk af van die gebruikt in de berekeningen. Metingen van deze parameters in het kassysteem kunnen de onzekerheid in de mate van beweging van bestrijdingsmiddelen in de kasgrond doen verminderen.

Het verschil tussen de berekende en gemeten concentraties van diazinon, heptenofos en tolclofos-methyl in het drainagewater werd mogelijk veroorzaakt door relatief snel transport van de middelen naar het grondwater via preferente stroombanen in het bodemprofiel. Dit als gevolg van intensieve beregening en heterogeniteit in de fysische bodemeigenschappen. Het voorkomen van preferente stroombanen in de

kasgrond houdt in dat de aanname van evenwichtssorptie niet meer juist is. De concentratie van het middel in de mobiele vloeistoffase van de bodem zal dan verschillen van die in de immobiele vloeistoffase. Het middel in de mobiele vloeistoffase kan relatief snel het grondwater bereiken. Nalevering van middel vindt plaats door transport van middel vanuit de immobiele naar de mobiele vloeistoffase. De beschrijving van het gedrag van het middel in PESTLA dient in dit opzicht aangepast te worden om het effect van preferente waterstroming in de bodem op de uitspoeling te kunnen beschrijven.

De relatief hoge gemeten concentraties van heptenofos in het drainagewater t.o.v. die berekend kunnen erop wijzen dat de omzetting van dit middel minder snel verloopt dan werd aangenomen. In de berekeningen werd uitgegaan van een constante snelheidscoëfficiënt voor de omzetting. Daarentegen werd in de incubatie-experimenten van Matser et al. (1996) na enkele dagen een vertraging in de omzetting gemeten. Ook werd in de berekeningen de snelheid van omzetting bij vochtgehalten boven dat bij veldcapaciteit constant verondersteld. Mogelijk verloopt de omzetting bij relatief hoge vochtgehalten minder snel dan werd aangenomen. Hoge vochtgehalten in de grond traden op in kassysteem A met chrysant op zavel als gevolg van de relatief hoge watergiften ('natte tuinder'). Door een tragere omzetting kan een grotere fractie van het middel het grondwater bereiken. Dit zou een aanmerkelijk effect kunnen hebben op de mate van uitspoeling van heptenofos, gezien de relatief lage coëfficiënt van de adsorptie van dit middel aan organische stof (72 l kg^{-1}). De halfwaardetijd zou dan wel meer dan een week moeten zijn, omdat voor een middel als methomyl met een lagere sorptie (K_{om} = 12,4 l kg^{-1}) en een halfwaardetijd van acht dagen slechts een geringe uitspoeling (0,004 % van de dosering) werd berekend.

De concentraties van de bestrijdingsmiddelen in het drainagewater werden gemeten voor twee-wekelijkse perioden. Hierdoor is geen nauwkeurige beoordeling mogelijk van de snelheid waarmee het middel het grondwater bereikt. De afvoer van water via drainage kan binnen twee weken sterk variëren en daarmee de fractie van de dosering die het grondwaterniveau bereikt. Een intensievere bemonstering van het drainagewater kan meer inzicht geven in de snelheid van uitspoelen van een middel naar het grondwater.

Belasting van het drainagewater met bestrijdingsmiddel kan plaatsvinden door toevoer van reeds met middel belast oppervlaktewater via laterale inzijging. Deze inzijging leverde een aanzienlijke bijdrage aan de waterhuishouding van de kassystemen B, C en D. Voor het kassysteem C met radijs op zandgrond waren de 90-percentielwaarden van de concentraties van diazinon en tolclofos-methyl in oppervlaktewater gelijk aan of groter dan die voor het drainagewater (Runia et al., 1996). Op dit bedrijf lag de drainagewaterput op korte afstand (enkele m) van de sloot waar de oppervlaktewatermonsters werden genomen. Ook bij kassysteem B met chrysant op klei en bij kassysteem D met fresia op veen lag het monsternamepunt voor oppervlaktewatermonsters dicht bij de drainageput. Bij kassysteem B met chrysant op klei waren de 90-percentielwaarden van de concentraties van heptenofos en tolclofos-methyl in oppervlaktewater duidelijk lager dan in drainagewater. Ook voor kassysteem D met fresia op veen lag de 90-percentielwaarde voor heptenofos

in oppervlaktewater duidelijk beneden die voor drainagewater. Van het oppervlaktewater werden steekmonsters genomen; daaruit is de inzijging van de bestrijdingsmiddelen niet goed te reconstrueren.

Indien de drainagewaterputten in de bestudeerde kassystemen zich in de kassen bevinden, kan verontreiniging van het water in deze putten kunnen optreden door depositie van spuitvloeistof, het invallen van gronddeeltjes met middel of toevoer van water met middel via oppervlakte-afstroming bij beregening. In enkele kassen waar door Runia et al. (1996) drainagewatermonsters werden genomen, kan in het begin van de bemonsteringsperiode een dergelijke verontreiniging opgetreden zijn.

Een mogelijke andere bron van toevoer van bestrijdingsmiddel in het kassysteem is het gietwater. Het gietwater in het kassysteem met chrysant op kleigrond bevatte aanzienlijke concentraties van tolclofos-methyl; het 90-percentiel van de metingen bedroeg 24,5 µg l^{-1} (Runia et al., 1996). Hier werd bemonsterd na het toedienen van het middel aan de regenleiding. De concentraties van diazinon en heptenofos (alleen verspoten) in het gietwater van de vier bestudeerde kassystemen waren duidelijk lager dan die van tolclofos-methyl; de 90-percentielwaarden van de metingen bedroegen 0,66 µg l^{-1} voor diazinon en varieerden van < 0,01 tot 1,12 µg l^{-1} voor heptenofos. Een concentratie bestrijdingsmiddel van 0,5 µg l^{-1} in 1000 mm waterlaag (bijvoorbeeld in 1 jaar) komt overeen met een dosering van 0,005 kg ha^{-1}. Dit is lager dan de bodembelasting bij gewasbehandeling, maar deze hoeveelheid komt vooral terecht op plaatsen waar ook veel gietwater terechtkomt.

7 Conclusies en aanbevelingen

7.1 Conclusies

In de studies naar de waterhuishouding van kasgronden konden de invoergegevens die nodig zijn om de wegzijging of kwel met SWAP 1993 te berekenen slechts globaal worden geschat. Het betreft zowel de drukhoogteverschillen als de stromingsweerstanden in de diepere lagen. Ook werden er geen grondwaterstanden gemeten waaraan de hydrologische berekeningen konden worden getoetst.

Het hydrologische rekenmodel SWAP 1993 beschrijft nog niet alle processen van belang voor de waterhuishouding van kasteeltsystemen. De belangrijkste beperking ten aanzien van de waterbalans betreft het niet beschrijven van de inzijging van oppervlaktewater in de kasondergrond.

De berekende concentraties van drie bestrijdingsmiddelen in drainagewater van kassen waren aanzienlijk lager dan de gemeten concentraties. Dit duidt erop dat in de kasgronden waterstroming en stoftransport via preferente stroombanen heeft plaatsgevonden. Het gebruikte standaard-rekenmodel is hierop niet van toepassing.

De hoge watergiften in de kassen vergroten het risico dat bestrijdingsmiddelen uitspoelen. Bovendien is de intensiteit van de beregening in kassen veelal hoog (veel water in korte tijd). Hierdoor wordt het optreden van preferente waterstroming en snel stoftransport via de grotere bodemholtes bevorderd.

De berekende uitspoeling kan deels te laag zijn door te gunstige invoergegevens voor de middelen. Zo kan de bodemdepositie hoger zijn geweest door de bijdrage via het gietwater en de afspoeling vanaf het gewas. Ook kan de omzettingssnelheid in de bodem onverwacht laag zijn geweest (te nat).

Vermindering van de bodembelasting met bestrijdingsmiddelen leidt tot een meer dan evenredige verlaging van het uitspoelingsrisico, omdat lagere concentraties in de bodem relatief sterk worden geadsorbeerd.

De relatief hoge doseringen van de bodembehandelingsmiddelen en de relatief hoge bodembelasting verhogen het risico van uitspoelen uit kasgronden. Bij het inspoelen met ruime hoeveelheden water wordt het uitspoelingsrisico verder verhoogd.

De uitspoeling van een bestrijdingsmiddel bij verschillende kassen kan aanzienlijk uiteenlopen als gevolg van de verschillen in bodemeigenschappen (bijv. hoeveelheid organische stof in het profiel), in de sterkte van adsorptie aan de organische stof en in de omzettingssnelheid.

De bijdragen van enkele mogelijke routes aan de concentraties van de bestrijdingsmiddelen gemeten in het drainagewater zijn niet bekend. Voorbeelden zijn plaatselijk hoge bodembelasting (bijv. uit leidingen en goten) en inzijging vanuit de waterlopen.

De organofosfaat-bestrijdingsmiddelen die in recent onderzoek regelmatig in het drainagewater werden aangetoond behoren tot de groep middelen met laag uitspoelingsrisico, volgens de beoordeling in de toelatingsprocedure.

De discrepantie tussen de berekeningen en metingen voor drainagewater is te groot om het toelatings- en toepassingsbeleid voor bestrijdingsmiddelen in grondteelten in de glastuinbouw degelijk te kunnen onderbouwen.

7.2 Aanbevelingen

Onderzoek

In nieuwe studies naar de waterbalans van kasteeltsystemen dienen de relevante drukhoogteverschillen en stromingsweerstanden te worden gemeten ter berekening van wegzijging of kwel. Ook zijn metingen van de grondwaterstand nodig.

Het rekenmodel SWAP 1993 dient te worden aangepast voor de berekening van de waterhuishouding van kasteeltsystemen, met name wat betreft de laterale inzijging van oppervlaktewater in de kasgronden en de afvoer daarvan via de buizendrainage. Ook de uitspoeling bij zeer ondiepe grondwaterstanden vergt verdere modelontwikkeling.

De berekeningen gaven aan dat er wateroverlast kan optreden in de kasgronden, met name onder de bouwvoor. Dit probleem dient nader te worden onderzocht via meting van grondwaterstanden, vochtdrukken en redoxpotentialen in het bodemprofiel. Ook dient onderzocht te worden of bij anaërobie de omzetting van de bestrijdingsmiddelen wordt vertraagd.

Onderzoek is nodig naar mogelijkheden om de watergiften in kassen te verminderen, met behoud van voldoende productie (kwantiteit, kwaliteit). Daarbij dient voorkomen te worden dat de concentratie van zouten in de bodemoplossing te hoog oploopt.

Voor kassituaties met ongelijkmatige waterverdeling en intensieve beregening dient een speciaal uitspoelingsmodel ontwikkeld te worden, waarin rekening wordt gehouden met preferente waterstroming en bestrijdingsmiddeltransport. Extra aandacht is nodig voor situaties waarin bestrijdingsmiddelen met de watergift worden toegediend.

Voor de toetsing van een uitspoelingsmodel is het nodig de concentraties van de bestrijdingsmiddelen in de kasgronden laagsgewijs te meten op verschillende tijdstippen. Tevens dienen de concentraties in het bovenste grondwater te worden gemeten. Het gebruik van een inerte tracer ter karakterisering van de waterstroming in kasgronden is zeer gewenst.

Gezien het extra risico van uitspoelen van bodembehandelingsmiddelen (hoge bodembelasting, inspoelen) is verder onderzoek naar het niveau van uitspoelen urgent. Ook dient te worden onderzocht hoe de uitspoeling van deze middelen kan worden teruggedrongen.

Praktijk

De watergiften (hoeveelheid en intensiteit) dienen te worden verminderd om de mate waarin snel preferent water- en bestrijdingsmiddeltransport optreedt te beperken.

Het bodemprofiel dient in een goede structuurtoestand te worden gebracht en gehouden voor een zo gelijkmatig mogelijke infiltratie en stroming van water. Waterverzadiging van de toplaag (neiging tot plasvorming) gevolgd door lokale afstroming dient te worden voorkomen.

Nagegaan dient te worden welke technische maatregelen in kassen nodig zijn om te voorkomen dat plaatselijk veel water (evt. met bestrijdingsmiddel) uit goten, buizen, etc. op de kasbodem terecht komt. Tevens dient directe verontreiniging van drainagewater (bijv. spuitdrift en afspoelen in de drainageputten) te worden uitgesloten.

Literatuur

Behrendt, H. en R. Brüggemann, 1993. 'Modelling the fate of organic chemicals in the soil plant environment - Model study of root uptake of pesticides'. *Chemosphere* 27: 2325-2332.

Boesten, J.J.T.I., 1986. *Behaviour of herbicides in soil: simulation and experimental assessment.* Wageningen, Pudoc, Centre for Agricultural Publishing and Documentation. Doctoral thesis.

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

Broek, B.J. van den en P. Kabat, 1994. 'SWACROP: dynamic simulation model of soil water and crop yield applied to potatoes'. In: *Modelling and parametrization of the soil-plant-atmosphere system; a comparison of potato growth models*, P. Kabat, B. Marshall, B.J. van den Broek, J. Vos & H. van Keulen (eds.), pp. 299-333. Wageningen Pers, Wageningen.

Gorter, M., B. van der Wal en J. Mangelaars, 1996. 'Veldtoets met watervlooien: een nuttige aanvulling op het chemisch onderzoek'. H_2O, 29: 354-357.

Hoogheemraadschap van Delfland, 1993. *Technisch Jaarverslag 1992.* 218 pp.

Korsten, P., 1997. *Mineralenbalansen bij teelten in kasgrond.* Naaldwijk, Proefstation voor Bloemisterij en Glasgroente (PBG). Rapport (in voorbereiding).

Leistra, M., A. Dekker en A.M.M. van der Burg, 1984a. 'Leaching of oxidation products of aldicarb from greenhouse soils to water courses'. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 13: 327-334.

Leistra, M., A. Dekker en A.M.M. van der Burg, 1984b. 'Computed and measured leaching of the insecticide methomyl from greenhouse soils into water courses'. *Water, Soil and Air Pollution* 23: 155-167.

Linden, A.M.A. van der en J.J.T.I. Boesten, 1989. *Berekening van de mate van uitspoeling en accumulatie van bestrijdingsmiddelen als functie van hun sorptiecoëfficiënt en omzettingssnelheid in bouwvoormateriaal.* Bilthoven, RIVM. Rapport 728800003, 52 pp.

Matser, A.M., M. Leistra, H.A.J. Pellikaan-van Harten, F. van den Berg en W.Th. Runia, 1996. *Uitspoeling van bestrijdingsmiddelen uit kasgronden naar waterlopen; deel 1. Gegevens over de kasteeltsystemen.* Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 481.1, 66 pp.

Rees Vellinga, E. van, 1976. *Hydrologie en waterkwaliteit van Midden West Nederland.* Wageningen, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding. ICW Regionale Studies 9, 101 pp.

Runia W.Th., M. Leistra en N.A.M. van Steekelenburg, 1996. *Uitspoeling van chemische gewasbeschermingsmiddelen in grondgebonden teelten.* Naaldwijk, Proefstation voor Bloemisterij en Glasgroente (PBG). Rapport 57, 147 pp.

Topografische Dienst Nederland, 1990a. *Topografische kaart van Nederland 1:25000, Blad 37B Naaldwijk.*

Topografische Dienst Nederland, 1990b. *Topografische kaart van Nederland 1:25000, Blad 37E Delft.*

Topografische Dienst Nederland, 1992. *Topografische kaart van Nederland 1:25000, Blad 31A Roelofsarendsveen.*

Veen, J.R. van de en J.J.T.I. Boesten, 1996. *Evaluation of field and lysimeter studies on the leaching of pesticides from soil using the PESTLA-model.* Wageningen, DLO-Winand Staring Centre. Report 117, 94 pp.

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

Niet-gepubliceerde bronnen

Boesten, J.J.T.I., 1993. *Users manual for version 2.3 of PESTLA.* Wageningen, DLO-Staring Centrum. Interne Mededeling 275, 39 pp.

Broek, B.J. van den, J.A. Elbers, J. Huygen, P. Kabat, J.G. Wesseling, J.A. van Dam en R.A. Feddes, 1994. *SWAP 1993, Input instructions manual.*Wageningen, DLO-Staring Centrum. Interne Mededeling 291, 66 pp.

Harten, H.A.J. van, 1995. *Gedrag van bestrijdingsmiddelen in de bodem, met speciale aandacht voor diazinon, heptenofos en tolclofos-methyl.* Wageningen, DLO-Staring Centrum. Interne Mededeling 382, 52 pp.

Harten, H.A.J. van, 1996. *Simulatie van de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen uit kasgronden met SWAP.* Wageningen, DLO-Staring Centrum. Interne Mededeling 403, 56 pp.

Jansma, J.W. en J. Linders, 1993. *Milieufiche carbofuran.* Bilthoven, RIVM. Adviesrapport 93/679101/099, 55 pp.

Lössbroek, T.G., 1988. *Milieufiche furalaxyl.* Wageningen, IOB. Rapport, 6 pp.

Luttik, R. en J. Linders, 1990. *Milieufiche methomyl*. Bilthoven, RIVM. Adviesrapport 88/678801/014, 5 pp.

Maslankiewicz, L. en J. Linders, 1993. *Milieufiche carbendazim*. Bilthoven, RIVM. Adviesrapport 93/679101/098, 87 pp.

Panman, E. en J. Linders, 1991. *Triazofos*. Milieufiche. Bilthoven, RIVM, Adviesrapport 88/678801/082, 22 pp.

Veen, J.R. van de, 1997. *Uitspoeling van bestrijdingsmiddelen uit kasgronden naar waterlopen; deel 2. Simulatie met het model PESTLA 3.0. Bijlagen met gedetailleerde informatie*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Interne mededeling (in voorbereiding).