

32/446(481.1) 2<sup>e</sup>ex.

**BIBLIOTHEEK  
STARINGGEBOUW**

**Uitspoeling van bestrijdingsmiddelen uit kasgronden naar  
waterlopen**

**Gegevens over de kasteelssystemen**

**A.M. Matser**

**M. Leistra**

**H.A.J. Pellikaan-van Harten**

**F. van den Berg**

**W.Th. Runia**

**Rapport 481.1**

**DLO-Staring Centrum, Wageningen, 1996**

25 FEB. 1997

lsn 920016x

## REFERAAT

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 kasteelssystemen*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 481.1. 66 blz.; 9 fig.; 9 tab.; 45 ref.

Onderzocht is of de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen uit kasgronden via drainagestelsels naar waterlopen kan worden teruggedrongen. De belasting van de bodem kan worden verminderd door de gewasbehandelingsmiddelen meer gewasgericht toe te dienen. De watergiften in kassen zijn hoger dan nodig is; dit vergroot het uitspoelingsrisico aanzienlijk. De omzettingssnelheid van de voorbeeldmiddelen diazinon, heptenofos en tolclofos-methyl in kasgronden werd gemeten. Vervluchtiging en fotochemische omzetting leveren nauwelijks een bijdrage aan de afname van de middelen op het bodemoppervlak in kassen. Dit onderzoek levert de invoergegevens die nodig zijn voor uitspoelingsberekeningen met een standaardmodel.

Trefwoorden: bodem, drainage, gewasbescherming, glastuinbouw, milieubescherming, waterverontreiniging

ISSN 0927-4499

©1996 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.

## **Inhoud**

	blz.
Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
2 Depositie op de bodem bij gewasbehandeling	13
3 Watervoorziening en waterhuishouding in kassen	15
3.1 Inleiding	15
3.2 Gerapporteerde waterbalansen	16
3.3 Waterhuishouding van vier bedrijven	17
3.3.1 Werkwijzen	17
3.3.2 Chrysantenbedrijf op zavelgrond (bedrijf A)	18
3.3.3 Chrysantenbedrijf op kleigrond (bedrijf B)	20
3.3.4 Radijsbedrijf op zandgrond (bedrijf C)	21
3.3.5 Fresiabedrijf op veengrond (bedrijf D)	22
3.4 Verband met het risico van uitspoelen van bestrijdingsmiddelen	23
4 Risico's van bodembehandelingen	27
5 Karakterisering van de voorbeeldbestrijdingsmiddelen	29
5.1 Inleiding	29
5.2 Diazinon	29
5.3 Heptenofos	31
5.4 Tolclofos-methyl	32
5.5 Adsorptiemetingen	33
5.5.1 Werkwijzen	33
5.5.2 Resultaten	34
5.6 Bespreking en conclusies	36
6 Omzettingssnelheid in kasgronden	39
6.1 Inleiding	39
6.2 Werkwijzen	40
6.2.1 Verzamelen van de gronden	40
6.2.2 Incubaties	40
6.2.3 Extractie en analyse	41
6.3 Resultaten en bespreking	42
6.3.1 Diazinon	42
6.3.2 Heptenofos	44
6.3.3 Tolclofos-methyl	45
6.4 Algemene bespreking en conclusies	46
7 Afname aan het bodemoppervlak	49
7.1 Inleiding	49
7.2 Werkwijzen	50
7.3 Resultaten	52

7.3.1 Verdamping van water	52
7.3.2 Afname van diazinon	53
7.3.3 Afname van heptenofos	55
7.3.4 Afname van tolclofos-methyl	56
7.4 Algemene bespreking en conclusies	57
8 Conclusies en aanbevelingen	59
8.1 Conclusies uit het onderzoek	59
8.2 Aanbevelingen voor de praktijk	60
8.3 Aanbevelingen voor nader onderzoek	60
Literatuur	63

## 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 begin 1995 tot medio 1996. De werkzaamheden werden gecoördineerd in de Projectgroep 'Uitspoeling van chemische gewasbeschermingsmiddelen in grondgebonden teelten', van het Proefstation voor Bloemisterij en Glasgroente, het Hoogheemraadschap van Delfland en DLO-Staring Centrum.

Mede-auteur mevrouw W.Th. Runia is werkzaam bij het Proefstation voor Bloemisterij en Glasgroente.

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 Landbouw, Natuurbeheer en Visserij;
- 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.

Voorafgaand aan dit rapport verscheen de rapportage van W.Th. Runia et al. (1996) 'Uitspoeling van chemische gewasbeschermingsmiddelen in grondgebonden teelten'. Aansluitend op dit rapport volgt de rapportage over de uitspoelingsberekeningen van J.R. van de Veen et al. (1997).

Dank is verschuldigd aan de glastuinders die hun medewerking verleenden aan het onderzoek. Tevens onze dank voor de informatie en adviezen die werden verkregen van dr. ir. Ph. Hamaker (SC-DLO), ing. P. Korsten (PBG), dr. ir. J.P.G. Loch (Universiteit Utrecht) en dr. ir. N.A.M. van Steekelenburg (PBG).

## Samenvatting

In meetprogramma's voor waterlopen in glastuinbouwgebieden worden regelmatig vrij hoge concentraties van bestrijdingsmiddelen gemeten. Daarbij worden de normen voor de waterkwaliteit regelmatig overschreden. De cholinesterase-remming ligt vrijwel altijd aanzienlijk boven de grenswaarde en in toetsen met watervlooiën is de sterfte hoog.

Eén van de mogelijke emissieroutes is uitspoeling van bestrijdingsmiddelen uit de kasgronden en afvoer via het drainagesysteem naar de waterlopen. De wet- en regelgeving is erop gericht lozingen van drainagewater met bestrijdingsmiddelen sterk terug te dringen. Het doel van dit onderzoek is om na te gaan in hoeverre met beperkte aanpassingen in kassen en teeltwijzen de gewenste emissiereductie kan worden bereikt.

Resultaten van onderzoek naar de depositie van bestrijdingsmiddelen op de bodem bij de behandeling van glastuinbouw-gewassen werden geïnventariseerd. Bij toedieningen met gangbare technieken in hoog opgaande teelten werden bodemdeposities van omstreeks 10 tot 34% van de dosering gemeten. Bij vlakke-beddenteelten met een goed ontwikkeld chrysantengewas en smalle paden bleef de bodemdepositie veelal beperkt tot 8% of minder. Mogelijkheden tot vergroting van het percentage depositie op het gewas dienen verder te worden ontwikkeld. Over de afspoeling van bestrijdingsmiddelen vanaf het gewas door de beregening is te weinig bekend.

Gegevens werden verzameld over de watervoorziening en waterhuishouding in kassen en deze werden in verband gebracht met het risico van uitspoelen van bestrijdingsmiddelen. De beregening is veelal aanzienlijk hoger dan de verdampingsvraag van het gewas; soms zelfs omstreeks tweemaal zo hoog. Er treden pieken op in beregening en drainage-afvoer die niet nodig lijken.

Ruimte voor het verminderen van het beregeningsoverschot in kassen, via het beter afstemmen van de watergift op de behoefte van het gewas, is in hoge mate aanwezig. Recent is kwantitatieve informatie over de verdeling van het beregeningswater over het kasgrond-oppervlak beschikbaar gekomen. Bij ongelijkmatige waterverdeling wordt veel meer uitspoeling van bestrijdingsmiddelen verwacht. In situaties met ondiep grondwater kan dit mogelijk beter worden benut voor de gewassen.

Bij bodembehandelingen met bestrijdingsmiddelen worden relatief hoge doseringen gebruikt. Bovendien komt vrijwel de volledige dosering op de bodem terecht. Een deel van deze middelen wordt ingeregend/ingespoeld in de bodem om de wortelstelsels over een flinke diepte te beschermen. Bij de toepassing met de watergeefsystemen komt plaatselijk veel water met bestrijdingsmiddel terecht. Deze factoren maken dat toedieningen van bodembehandelingsmiddelen verhoogd risico van uitspoelen opleveren.

Bij dit onderzoek zijn drie organofosfaat-bestrijdingsmiddelen als voorbeeldmiddel gebruikt: diazinon, heptenofos en tolclofos-methyl. Via een literatuurstudie en aanvullende metingen werden ze gekarakteriseerd. Ze behoren tot de matig-vluchtige bestrijdingsmiddelen. Heptenofos is goed oplosbaar in water, diazinon is matig oplosbaar en tolclofos-methyl is slecht oplosbaar. De volgorde van de sterkte van adsorptie aan gronden is heptenofos < diazinon < tolclofos-methyl. De tijd die nodig is voor halvering door omzetting in gronden uit het veld is voor heptenofos omstreeks 1 dag, voor diazinon omstreeks 40 dagen en voor tolclofos-methyl omstreeks 70 dagen.

In twee van de vier kasgronden verliep de omzetting van diazinon sneller dan eerder gemeten voor gronden uit het veld. Mogelijk zijn de micro-organismen in deze gronden geadapteerd, waardoor ze het middel versneld kunnen omzetten. De omzetting van heptenofos in de vier kasgronden verliep snel; dit komt overeen met de eerder gemeten snelle omzetting in gronden uit het veld. In drie van de vier kasgronden was de omzettingssnelheid van tolclofos-methyl lager dan gemiddeld in eerdere incubatie-studies met gronden uit het veld. Voor nauwkeurige uitspoelings-berekeningen zijn deze specifieke metingen van de omzettingssnelheid in kasgronden nodig.

De snelheidscoëfficiënt voor de omzetting van de bestrijdingsmiddelen nam af in de tijd, vermoedelijk door afname van de beschikbaarheid voor micro-organismen in de bodem. Residuen zouden daardoor lang in de bodem aanwezig kunnen zijn en later op een laag niveau alsnog uitspoelen. Een vraag is in hoeverre de omzetting van bestrijdingsmiddelen in relatief natte kasgronden (door hoge beregening) wordt vertraagd.

De snelheid van afname van diazinon en heptenofos aan de kasgrond-oppervlakken was wat lager dan de omzettingssnelheid in deze gronden. De afname van tolclofos-methyl aan de kasgrond-oppervlakken verliep wat sneller dan de omzetting in de gronden. Vervluchtiging en fotochemische omzetting van deze middelen aan het kasgrond-oppervlak spelen geen belangrijke rol in enkele dagen tijd. Het heeft dan ook geen zin om via uitstellen van de beregening na de toediening van de middelen extra tijd te verschaffen voor de afname aan het bodemoppervlak, om zo het uitspoelingsrisico te verminderen.

Dit onderzoek levert tevens de systeemgegevens die nodig zijn voor het uitvoeren van berekeningen over de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen uit kasgronden. De berekeningen worden zoveel mogelijk worden getoetst aan de hand van de vergelijking met de gemeten uitspoel-concentraties. Ook zijn invoergegevens beschikbaar gekomen voor het uitvoeren van scenario-berekeningen, die de perspectieven voor het verminderen van de uitspoeling nader kwantificeren.

## 1 Inleiding

In waterlopen in glastuinbouwgebieden worden regelmatig bestrijdingsmiddelen in vrij hoge concentraties gemeten. Analyses voor bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewater van Het Westland werden gerapporteerd door Van de Plassche et al. (1990). Zij toonden residuen van 23 bestrijdingsmiddelen aan. Geschat werd dat voor 14 middelen de 'veilige waarde voor het ecosysteem' werd overschreden.

Metingen betreffende de oppervlaktewaterkwaliteit in glastuinbouwgebieden worden regelmatig uitgevoerd door het Hoogheemraadschap van Delfland (Gorter et al., 1996). De 90-percentiel-waarden van diverse bestrijdingsmiddelen overschrijden de normen, soms in hoge mate. De cholinesterase-remming ligt vrijwel altijd aanzienlijk boven de grenswaarde van 0,5 µg/l paraoxon-equivalent. De sterfte van watervlooien in het oppervlaktewater in glastuinbouwgebieden is hoog. Het bestrijdingsmiddelen-niveau in water in glastuinbouwgebieden is aanzienlijk hoger dan dat in water in referentie-gebieden zonder glastuinbouw. Analyses voor bestrijdingsmiddelen in waterlopen in polders met veel glastuinbouw werden ook uitgevoerd door het Hoogheemraadschap van Rijnland (1993). Van de 12 onderzochte bestrijdingsmiddelen werden er zeven in normoverschrijdende concentraties aangetroffen.

Eén van de mogelijke emissieroutes is uitspoeling uit de kasbodem naar de waterlopen, veelal via het drainagesysteem in de kassen. Een deel van de kasteelten vindt plaats in substraat, waarbij er naar wordt gestreefd om de overtollige voedingsoplossing opnieuw te gebruiken via recirculatie. Een belangrijk deel van de kasteelten zal echter nog voor langere tijd of zelfs blijvend 'in de grond' plaatsvinden. Dit vanwege teeltrisico's bij een deel van de gewassen en de hoge investeringen voor het overgaan op substraatteelt.

Het gebruik van bestrijdingsmiddelen in kasteelten is relatief hoog, zowel bij toepassingen op het gewas als bij grondbehandeling. Vervanging van chemische gewasbescherming door biologische alternatieven is in beperkte mate mogelijk, bijv. bij sommige schadelijke insecten. Indien biologische bestrijding dreigt te mislukken dan moet met chemische middelen worden bijgestuurd om te grote schade aan het gewas te voorkomen. Voor schimmelbestrijding zijn er nog weinig biologische alternatieven. Corrigerende bodembehandelingen met chemische middelen tijdens de teelt zijn zo nu en dan nodig, waarbij het middel veelal via inspoelen in de wortelzone moet worden aangebracht.

In de Regeringsbeslissing Meerjarenplan Gewasbescherming (Ministerie van LNV, 1991) wordt als taak gesteld dat de emissie van bestrijdingsmiddelen naar het oppervlaktewater met minstens 90% wordt verminderd. Verder moet aan de strenge eisen voor de waterkwaliteit in waterlopen worden voldaan. Het Lozingenbesluit WVO Glastuinbouw is o.a. gericht op bevordering van hergebruik van water in kassen en op sanering van de restlozing van water met bestrijdingsmiddelen (Roos-Schalij et al., 1994). Drainagewater dat met bestrijdingsmiddelen is verontreinigd mag in principe niet worden geloosd op het oppervlaktewater. Het verplicht stellen van recirculatie van water bij de grondgebonden teelten behoort tot de mogelijkheden.



Het gaat bij kassen veelal om zeer grote drainage-volumina; tot enkele duizenden m<sup>3</sup> per ha per jaar. Zuivering van zulke grote volumina via een installatie geeft enorme kosten en dit lijkt daardoor niet haalbaar. Recirculatie en hergebruik van drainagewater vergt aanzienlijke investeringen en er kunnen problemen met de waterkwaliteit optreden (verzouting door wateropname door de wortels, inzijging en kwel).

Doel van dit onderzoek is na te gaan in hoeverre met beperkte aanpassingen in de kassen en in de teeltwijzen de emissie voldoende kan worden teruggedrongen of dat meer ingrijpende, en dus kostbare, aanpassingen nodig zijn.

Aan het huidige onderzoek gingen de metingen beschreven door Runia et al. (1996) vooraf. Bij dit laatstgenoemde onderzoek werden monsters genomen van drainagewater, gietwater en oppervlaktewater van/bij zeven glastuinbouwbedrijven met grondgebonden teelten. De organofosfor-bestrijdingsmiddelen die in de kassen werden gebruikt, werden regelmatig in het drainagewater gemeten. In een deel van de gevallen werden daarbij de (voorlopige) normen voor de oppervlaktewaterkwaliteit overschreden. Een aanzienlijk deel van de drainagewatermonsters was toxisch voor de watervlo *Daphnia magna* en vertoonde cholinesterase-remming boven de waterkwaliteitsnorm.

In het onderzoek beschreven in dit rapport werden de grondgebonden kasteeltsystemen nader bestudeerd. Eerst wordt aandacht besteed aan de depositie van bestrijdingsmiddelen op de bodem in de kas bij actuele toedieningsmethoden voor gewasbehandeling (hoofdstuk 2). De watervoorziening in kassen, zowel wat betreft de wijzen van watergeven als de hoeveelheden water, wordt besproken in hoofdstuk 3. De toepassingswijzen voor grondbehandeling in kassen worden besproken (hoofdstuk 4), in verband met mogelijke extra risico's van uitspoeling. De fysisch-chemische eigenschappen van drie voorbeeldbestrijdingsmiddelen en hun interacties met kasgronden worden behandeld in hoofdstuk 5. De omzettingssnelheden van de drie bestrijdingsmiddelen in vier kasgronden werden gemeten (hoofdstuk 6) om ze te kunnen vergelijken met die in gronden uit het veld. De afname van de drie voorbeeldbestrijdingsmiddelen vanaf het bodemoppervlak in kassen werd bestudeerd (hoofdstuk 7). Tenslotte (hoofdstuk 8) volgen de conclusies en aanbevelingen, speciaal gericht op mogelijke maatregelen om de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen te verminderen.

In vervolg op het hier beschreven onderzoek zijn modelberekeningen uitgevoerd betreffende de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen uit kasgronden via drainagebuizen naar waterlopen (Van de Veen et al., 1996). Daarbij worden de invoergegevens betreffende middelen, waterhuishouding en kasgronden uit het huidige onderzoek gebruikt. De berekende uitspoelconcentraties worden vergeleken met de metingen gerapporteerd door Runia et al. (1996). Via scenarioberekeningen wordt daarna de invloed van factoren en mogelijke maatregelen op de uitspoeling nader gekwantificeerd.

## 2 Depositie op de bodem bij gewasbehandeling

Bij de toepassingen van bestrijdingsmiddelen gericht op de gewassen in de kassen komt een deel van de dosering op de bodem terecht. Het uitspoelingsrisico van een bestrijdingsmiddel is ruwweg evenredig met de belasting van de bodem. De omvang van de depositie op de bodem wordt enerzijds bepaald door de toedieningstechniek en de toedieningswijze. Anderzijds wordt deze depositie bepaald door de interceptie van de spuitvloeistof door het gewas, die afhankelijk is van de gewasontwikkeling en van andere gewaseigenschappen.

De depositie van het insecticide methomyl in een kas met tomaten (gewashoogte 2,5 m) werd onderzocht door Crum et al. (1991). Bij gebruik van een handgedragen hoogvolumespuit werd 21% van de dosering op de bodem opgevangen. Ruimtebehandeling met een low-volume mister (LVM) gaf een depositie op de bodem van 9% van de dosering. De depositie op de paden was hoger dan die in de rijen.

De depositie van parathion bij toepassing met verschillende technieken in een kas met een jong tomatengewas werd gemeten door Bor et al. (1994). Bij toepassing met LVM bij een gewashoogte van 0,3 m bedroeg de depositie op de kasbodem 33% van de dosering. Bij de toepassing met een colfogger (gewashoogte 1,0 m) kwam 25% van de dosering op de bodem terecht, het meest op de paden. De spuitmast ingezet bij een gewashoogte van 1,3 m, leverde een bodemdepositie van 15%, die grotendeels op de paden terecht kwam.

Depositie metingen bij bespuiting van een volgroeid tomatengewas met kleurstof worden gerapporteerd door Koning (1995). Bij de toediening met een spuitmast in standaardafstelling kwam 33% van de dosering op de bodem terecht. Door afstelling en gebruik van de spuitmast te optimaliseren kon de depositie op de bodem worden teruggebracht naar 15%. Bij toediening met een spuitpistool bedroeg de depositie op de bodem eveneens 33%. Door een luchtondersteund elektrostatisch spuitpistool te gebruiken kon de bodemdepositie worden verminderd tot 23%. De LVM-toepassing gaf hier de relatief lage depositie op de bodem van 11% van de dosering.

Het totale traject van depositie op de bodem bij het hoge tomatengewas (reeks van 12 proeven) liep van 11 tot 34% van de dosering (Koning en Van der Knaap, 1995a). De deposities gemeten bij het tomatengewas zijn in principe representatief voor andere hoog opgaande rijenteelten, met globaal dezelfde vorm van het gewas. Aantal, vorm en stand van de bladeren kunnen echter nogal verschillen en daardoor ook de depositie van spuitvloeistof op de bodem.

Depositie metingen met kleurstof bij chrysantengewassen worden gerapporteerd door Koning en Van der Knaap (1995b). Bij bespuiting van een vol zomergewas chrysanten (93 cm hoog) gaf de spuitboom een depositie op de bodem van slechts 1,6% van de dosering. Bij bespuiting van een 7-weeks wintergewas chrysanten (70 cm hoog) met een spuitboom was er 5,8% depositie op de bodem. De gewasontwikkeling heeft dus grote invloed op de bodemdepositie. De bodemdepositie bij

LVM-toepassing aan chrysantengewassen bedroeg resp 6,4% (vol zomergewas) en 12,1% (7-weeks wintergewas) van de dosering; hierbij speelde interceptie door het gewas een kleinere rol. De spuitrobot (Spraymaster) gaf deposities van 3,5 en 7,5%, afhankelijk van de gewasontwikkeling. Met het spuitpistool werd een depositie gemeten van 5,6%. Door gebruik van een elektrostatisch spuitpistool nam dit af tot 3,4 % van de dosering.

Voor het totaal van 26 proeven die bij chrysantengewassen werden uitgevoerd liep de depositie op de bodem uiteen van 0,6% tot 23% van de dosering (Koning en Van der Knaap, 1995b). De ontwikkeling van het beddengewas bepaalt de interceptie van de spuitvloeistof en heeft daardoor grote invloed op de depositie op de bodem. Het chrysantengewas staat model voor vlakke beddenteelten. De gemeten bodemdepositie kan globaal worden vertaald naar vergelijkbare teelten, zoals fresia. De bodembelasting kan bij deze teelten vooral worden beperkt door de paden tussen de bedden smal te houden en de bespuiting van de paden te minimaliseren.

Voor situaties waarin geen depositiemetingen zijn verricht leveren de best passende combinaties van toedieningsapparatuur en gewaseigenschappen in het bovenstaande overzicht een eerste schatting van de depositie op de bodem.

De vraag rijst in hoeverre er na de gewasbespuiting bestrijdingsmiddel kan afspoelen vanaf de planten met het beregeningswater, waardoor de belasting van de bodem wordt verhoogd. De tijd tussen de toediening van een bestrijdingsmiddel op een gewas en een beregeningsbeurt is vaak slechts een fractie van een dag. De tijd die beschikbaar is voor de penetratie van het bestrijdingsmiddel in de plant is daardoor beperkt. Hetzelfde geldt voor de tijd voor vervluchtiging en fotochemische omzetting op de plantoppervlakken. Daardoor zou bij beregening een aanzienlijk deel van de dosering vanaf de planten kunnen afspoelen naar de bodem. Vermoedelijk is het gunstig om de tijd tussen het bespuiten van het gewas en de eerstvolgende beregening zo groot mogelijk te maken. Er zijn echter nog geen concrete gegevens geïnventariseerd over de afspoelbaarheid van de bestrijdingsmiddelen vanaf de gewassen (regenvastheid) als functie van de tijd na de bespuiting. Mogelijk kan door het verminderen van de afspoeling van de bestrijdingsmiddelen de werking worden verlengd en de frequentie van de toediening worden verlaagd. Verder onderzoek naar mogelijkheden ter vermindering van de afspoeling vanaf het gewas is gewenst.

## **3 Watervoorziening en waterhuishouding in kassen**

### **3.1 Inleiding**

Bij de bestudering van het gedrag van bestrijdingsmiddelen in kassen en de uitspoeling ervan via de kasgronden dienen de waterstromen in de kassen te worden beschreven. De watervoorziening van de gewassen vindt vooral plaats via regenleidingen met sproeiers. De beregening kan plaatsvinden over het gewas heen of laag bij de grond. Ook vindt watertoevoer plaats via leidingen op de grond met druppelaars of gaatjes bij de plantvoeten. Een deel van het water in de bodem wordt opgenomen door het gewas en gebruikt voor transpiratie. Ook treedt verdamping van water vanaf het bodemoppervlak op. Veel kasgronden zijn intensief gedraineerd met buizensystemen. Bij relatief hoge slootwaterstanden (hoog polderpeil) wordt het drainagewater eerst opgevangen in een verzamelput. Van daaruit wordt het regelmatig (vlotterschakelaar) in het oppervlaktewater gepompt. Het verschil tussen de grondwaterstand en het slootwaterpeil bepaalt of er inzigging van oppervlaktewater in de kasgrond (naar de drainagebuizen) plaatsvindt of dat er wegzijging naar de waterlopen is. Uitwisseling met het diepere grondwater vindt plaats via wegzijging of kwel, afhankelijk van het drukhoogteverschil met de bovenste watervoerende laag.

De waterbehoefte van een gewas hangt af van verschillende factoren. Jonge gewasstadia vertonen weinig transpiratie en vragen daarom minder water dan de (bijna) volgroeide gewassen. Wel is voldoende water nodig voor de wortelontwikkeling. Bij de hoge globale straling en de lange dagen in de zomer is de transpiratie door de gewassen hoger dan in de winter. De vochthoudendheid van zandige gronden is relatief laag; daardoor moet er vaker water worden gegeven dan bij een kleigrond of veengrond. Bij een ondiepe grondwaterstand is de behoefte aan extra watertoevoer kleiner. Ook speelt de persoonlijke voorkeur van de tuinders een rol; men spreekt wel van 'droge tuinders' en 'natte tuinders'.

Voor het verzamelen van beregeningswater is op een deel van de glastuinbouwbedrijven met grondgebonden teelten een bassin aanwezig, waarin het regenwater via het kasdek wordt opgevangen. Het condenswater uit de kassen kan ook hierin worden opgevangen. Het beregeningswater wordt zonodig aangevuld met oppervlaktewater of leidingwater. Soms vindt hergebruik plaats van drainagewater, opgevangen in een onderbemalingsput. Een vrij hoge zoutconcentratie in dit water levert echter het risico van het te hoog oplopen van de zoutconcentratie in de wortelzone. De actuele situatie wat betreft de herkomst van het beregeningswater op een reeks bedrijven wordt beschreven door Runia et al. (1996).

De waterbalans van kassen is een aantal malen onderzocht; de resultaten van de gerapporteerde studies worden in paragraaf 3.2 kort besproken. Zeer recente informatie over de watervoorziening en waterbalans werd verzameld voor vier praktijkbedrijven, met verschillende gewassen en grondsoorten (paragraaf 3.3). Tenslotte wordt de informatie over de waterhuishouding in de kassen in verband

gebracht met het risico van uitspoelen van bestrijdingsmiddelen via het drainagewater (paragraaf 3.4).

### 3.2 Gerapporteerde waterbalansen

Op diverse glastuinbouwbedrijven met verschillende gewassen is onderzoek gedaan naar de waterbalans in specifieke teeltperioden. De resultaten van de schatting van de waterbalans van vijf chrysantenbedrijven over de periode april 1993 tot april 1994 (Korsten et al., 1994) geven aan dat de berekening nogal hoog was (tabel 1). De verdamping van het chrysantengewas werd geschat op gemiddeld 2,0 mm/dag. Bij de chrysantenbedrijven 1, 4 en 5 was er vrij sterke inzijging van water in de kasgrond, in het traject van 0,9 tot 1,2 mm/dag. Bij deze bedrijven was de berekening het laagst. Bij de chrysantenbedrijven 2 en 3 was er een vrij kleine wegzijging van resp. 0,1 en 0,3 mm/dag. Bij de bedrijven 3, 4 en 5 vond een aanzienlijk hergebruik van drainagewater als gietwater plaats: gemiddeld 1,1 mm/dag.

Tabel 1 Gerapporteerde waterbalansen (mm/dag) van kasgronden. - = geen drainagestelsel

Teelt	Aanvoer berekening	Afvoer		Referentie
		verdamping	drainage	
Chrysant 1	2,8	2,0	1,7	Korsten et al., 1994
Chrysant 2	3,9	2,0	1,8	
Chrysant 3	3,6	2,0	1,3	
Chrysant 4	3,2	2,0	2,3	
Chrysant 5	2,4	2,0	1,6	
Radijs 1	1,2	1,4	2,3	Korsten en Voogt, 1994
Radijs 2	2,2	1,4	0,3	
Radijs 3	1,7	1,4	1,0	
Radijs 4	1,8	1,2	-	
Radijs 5	1,0	1,4	-	
Komkommer	3,7	2,0	1,4	Hamaker et al., 1977, 1978
Tomaat, hoofdteelt	3,3	2,0	1,4	Hamaker et al., 1977, 1978, 1979
Tomaat, nateelt	2,4	1,7	0,7	Hamaker et al., 1979

De waterbalansen van vijf radijsbedrijven in de periode april 1993 tot april 1994, gerapporteerd door Korsten en Voogt (1994), zijn eveneens weergegeven in tabel 1. De berekende verdamping vanaf gewas en grond, gemiddeld over een jaar, liep weinig uiteen; de werkelijke verschillen in verdamping kunnen echter groter zijn geweest. Op radijsbedrijf 1 werd relatief weinig beregend; toch was er veel drainage-afvoer. De oorzaak was dat er veel inzijging van water in de kasgrond plaatsvond, dat ook via het drainagesysteem werd afgevoerd. Hetzelfde type situatie werd aangetroffen bij radijsbedrijf 3, zij het met meer berekening en minder inzijging dan bij bedrijf 1. Op de radijsbedrijven 2 en 4 was er aanzienlijke wegzijging; op deze bedrijven was de berekening het hoogst. Op radijsbedrijf 5 vond een deel van de wateraanvoer plaats door capillaire opstijging uit het grondwater. Op de bedrijven 4 en 5 was geen drainagestelsel aanwezig.

Enkele gegevens over grondteelten van komkommer en tomaat zijn opgenomen in tabel 1 omdat ze representatief zijn voor hoogopgaande gewassen met veel blad. Het onderzoek bij komkommer betrof één bedrijf over twee perioden: 1 aug. tot 15 nov. 1975 (Hamaker en Van Beusekom, 1977) en 1 aug. tot 15 nov. 1976 (Hamaker en Van der Burg, 1978). Het onderzoek bij de hoofdteelt tomaten betrof een eerste bedrijf over de twee perioden 15 nov. 1975 tot 15 juli 1976 (Hamaker en Van Beusekom, 1977) en 15 nov. 1976 tot 15 juli 1977 (Hamaker en Van der Burg, 1978), en een tweede bedrijf over de periode 15 dec. 1977 tot 1 juli 1978 (Hamaker en Van der Burg, 1979). De gegevens voor de nateelt tomaten hebben betrekking op één bedrijf in de periode van 10 juli tot 1 dec. 1978 (Hamaker en Van der Burg, 1979). De waterstromen in tabel 1 zijn weergegeven voor waterbalansperioden. De groeiperioden van de gewassen waren wat korter dan de waterbalansperioden; de waterstromen tijdens de teelten waren daardoor wat hoger dan weergegeven.

De afvoer van water via verdamping + drainage verschilt soms duidelijk van de aanvoer via berekening (tabel 1). Indien de afvoer via verdamping + drainage groter is dan de aanvoer via berekening dan is er inzijging vanuit waterlopen en/of kwel vanuit de ondergrond. Soms is de afvoer via verdamping + drainage wat kleiner dan de berekening; er is dan sprake van wegzijging naar waterlopen en/of ondergrond.

De berekening lag in de meeste gevallen duidelijk boven de verdamping (tabel 1); aangenomen mag worden dat de actuele verdamping vrijwel overeen kwam met de verdampingsbehoefte. De verdamping is het hoogst voor hoog opgaande gewassen met veel blad, zoals komkommer en hoofdteelt tomaten. De verdamping bij de hoofdteelt tomaten is hoger dan bij de nateelt tomaten, omdat bij de eerste het gewas zich in de zomer volledig heeft ontwikkeld. Bij chrysant is de verdamping groter dan bij radijs (beide voor een jaar) omdat er bij chrysant meer blad is en er een hogere kastemperatuur wordt aangehouden (19 °C versus 12 °C bij radijs). Naarmate de verdampingsbehoefte van een gewas hoger is wordt er meer berekend. Bij chrysant en radijs werd er rekening gehouden met inzijging/kwel; als dat optrad was de berekening lager dan in situaties met wegzijging.

### **3.3 Waterhuishouding van vier bedrijven**

#### **3.3.1 Werkwijzen**

In het kader van recent emissie-onderzoek voor nutriënten en bestrijdingsmiddelen heeft het Proefstation voor Bloemisterij en Glasgroente de waterhuishouding op een reeks glastuinbouwbedrijven in detail bestudeerd. Relevante aspecten van de hydrologie op vier van deze bedrijven worden hier kort besproken. De informatie werd aangevuld via berekeningen, bedrijfsbezoeken en een enquête die door de tuinders werd ingevuld.

Voor het jaar van onderzoek op de bedrijven (voorjaar/zomer 1994 tot voorjaar/zomer 1995) is de waterbalans opgesteld per periode van 1 week:  
gietwater + stomen + inzijging = verdamping + drainage + wegzijging.

Het gietwater is wekelijks afgelezen op de watervolumemeter. Ook het volume water toegevoerd bij het stomen is wekelijks genoteerd. De verdamping van het chrysantengewas is berekend aan de hand van de relatie met de dagelijkse globale straling, indien relevant rekening houdend met de invloed van het stoken. Bijzonderheden hierover zijn gegeven door Van Harten (1996). De verdamping van het radijsgewas is berekend met een vergelijking die is gebaseerd op onderzoek naar de wateropname per teelt. Voor de fresia's is de verdamping geschat aan de hand van metingen voor vergelijkbare gewassen.

De volumina van de afvoer van de drainagesystemen zijn afgelezen op een watervolumemeter. De inzijging en wegzijging van water zijn moeilijk te meten. Ze worden geschat aan de hand van respectievelijk het overschot of het tekort op de waterbalans. De onzekerheid in de berekende verdamping geeft dan ook onzekerheid in de geschatte inzijging/wegzijging. Inzijging wordt gebruikt als verzamelterm, omdat het zonder gedetailleerd hydrologisch onderzoek niet mogelijk is om onderscheid te maken tussen inzijging vanuit waterlopen en kwel vanuit het diepere grondwater. Vooral de hoofdaspecten van de waterhuishouding op de geselecteerde bedrijven worden hier besproken; verdere details worden gegeven door Van Harten (1996).

### **3.3.2 Chrysantenbedrijf op zavelgrond (bedrijf A)**

Op bedrijf A worden gedurende het hele jaar chrysanten geteeld. Er zijn ongeveer vier teelten per jaar, wat neerkomt op ruim 12 weken per teelt. De teelt in de winterperiode duurt langer dan de zomerteelt, omdat de groeisnelheid in de winter lager is. Over het hele bedrijf zijn alle groeistadia van het chrysantengewas aanwezig. Er is steeds een afdeling die braak ligt, een afdeling met jonge planten, afdelingen met wat oudere planten en een afdeling waar (bijna) geoogst wordt. Dit bedrijf komt overeen met bedrijf 3411-03 in het rapport van Runia et al. (1996).

Het gietwater bestaat uit een mengsel van regenwater, leidingwater, drainagewater en condenswater, verzameld in een bassin. Het drainagewater wordt in principe opgevangen in het bassin en hergebruikt als gietwater. Tijdelijk vond echter geen recirculatie plaats als gevolg van gewasschade. In de zomer bestond het gietwater voor 42% uit drainagewater, dat volledig is hergebruikt. In de winter bestond 37% van het gietwater uit drainagewater, dat voor 71% is hergebruikt. De berekening vindt plaats via regenleidingen, over het gewas heen. In het oudere kasgedeelte hangen per kap (12,8 m breed) op een hoogte van 2,5 m zes regenleidingen waarop de sproeiers zijn bevestigd. De waterafgifte van de sproeiers is 1 mm waterlaag per min. In het nieuwere kasgedeelte hangen per kap op een hoogte van 4 m acht regenleidingen waarop pensproeiers zijn bevestigd. De waterafgifte van deze sproeiers is 1,45 mm/min. De afdelingen in de kas worden opeenvolgend beregend.

Afhankelijk van het gewasstadium en het seizoen wordt elke afdeling 1 tot 7 keer per week beregend. Een jong gewas wordt vaker beregend en krijgt per keer ongeveer de helft of minder van de watergift aan een ouder gewas. In de winter is de beregeningsfrequentie relatief laag. Tijdens de zomermaanden waren de gietwater-

hoeveelheden (rond 48 mm/week) ruim twee maal zo hoog als tijdens de wintermaanden (rond 22 mm/week). Aan het einde van het onderzoeksjaar bedroeg de cumulatieve watergift 1655 mm (gemiddeld 4,5 mm/dag).

Gedurende 12 weken vanaf eind juli 1994 werd regelmatig een nieuw gedeelte van de kasgrond gestoomd. Berekend op het totale kasgrondoppervlak werd hierbij per week ongeveer 3 mm water aan de grond toegevoegd. De totale wateraanvoer in de kas door stomen was 36 mm.

De berekende verdamping lag in de zomer rond 22 mm/week en deze daalde daarna tot rond 8 mm/week in de winter. De hogere verdamping in de zomer hangt samen met de hogere straling en de grotere daglengte in dat seizoen. De cumulatieve verdamping vanaf gewas en bodem werd berekend op 749 mm (gemiddeld 2,1 mm/dag).

Het kasoppervlak bestaat uit twee delen, met elk een systeem van buizendrainage met onderbemalingsput. Per kap (12,8 m breed) liggen er vier drainagebuizen op 0,9 m diepte. De wekelijkse afvoer van water via de drainagebuizen lag in de zomer rond 18 mm, met enkele uitschieters naar boven en beneden. In de winter lag de drainagewaterafvoer rond 12 mm/week. De cumulatieve drainagewaterafvoer tijdens het onderzoeksjaar bedroeg 751 mm (gemiddeld 2,0 mm/dag).

Als gevolg van grondwateronttrekking nabij bedrijf A is er enige wegzijging van water naar diepere bodemlagen. Uit de waterbalans werd geschat dat er in het meetjaar 190 mm door wegzijging werd afgevoerd (gemiddeld 0,5 mm/dag).

De waterbalansen van chrysantenbedrijf A voor het zomer- en winterhalfjaar, en voor het hele meetjaar, zijn weergegeven in tabel 2. De totale watergift van 1655 mm per jaar (gemiddeld 4,5 mm/dag) was zeer hoog. Het stomen leverde slechts een bescheiden bijdrage aan de wateraanvoer naar de kasgrond. Zoals verwacht was de verdamping vanaf gewas en bodem in de zomer hoger dan in de winter. De waterafvoer door drainage was in de zomer hoger dan in de winter; de watergift in de zomer werd sterker verhoogd dan overeenkomt met de grotere verdampingsvraag in dat seizoen.

*Tabel 2 Waterbalans van chrysantenbedrijf A per seizoen en voor het hele meetjaar van april 1994 tot april 1995*

Seizoen	Wateraanvoer (mm)		Waterafvoer (mm)		
	watergift	stomen	verdamping	drainage	wegzijging
Zomer	1030	31	495	429	137
Winter	625	5	254	322	53
Totaal	1655	36	749	751	190



### 3.3.3 Chrysantenbedrijf op kleigrond (bedrijf B)

Op bedrijf B worden het hele jaar chrysanten geteeld. Per jaar zijn er bijna vijf teelten; elke teelt duurt dus gemiddeld 10 weken. Over het gehele bedrijf zijn alle groeistadia van het gewas aanwezig. Dit bedrijf komt overeen met bedrijf 3411-04 in het rapport van Runia et al. (1996).

Het gietwater bestaat uit een mengsel van regenwater, drainagewater en condenswater, opgevangen in bassins. Ongeveer 40% van het gietwater bestond uit hergebruikt drainagewater. Van de totale hoeveelheid drainagewater is in de zomer 74% hergebruikt en in de winter was dat 69%. In de zomer van 1994 is tijdelijk oppervlaktewater gebruikt als gietwater. Afhankelijk van het gewasstadium en het seizoen wordt elke kasafdeling 1 tot 4 keer per week beregend. Een jong gewas wordt vaker beregend en krijgt per keer ongeveer één derde van de watergift aan een ouder gewas.

De beregening vindt plaats met de regenleiding boven het gewas. Per kap (6,4 m breed) hangen er twee regenleidingen op 2,8 m hoogte. De afstand tussen de roterende sproeiers is 1,5 m. De waterafgifte bedraagt 0,5 mm/min. Tijdens de zomermaanden lagen de (sterk wisselende) gietwaterhoeveelheden rond 40 mm per week; tijdens de wintermaanden lagen deze rond 12 mm/week. Aan het einde van het onderzoeksjaar bedroeg de cumulatieve watergift 1111 mm (gemiddeld 3,0 mm/dag).

In het najaar van 1994 werd regelmatig een nieuw gedeelte van de kasgrond gestoomd. Gerekend over het hele kasoppervlak werd per week 2,5 mm water aan de bodem toegevoerd. De totale wateraanvoer in de kas door stomen was 30 mm.

In de zomer lag de berekende verdamping rond 22 mm/week. In het najaar was er een geleidelijke afname en in de winter lag de verdamping rond 8 mm/week. De hogere verdamping in de zomer stemt overeen met de relatief hoge straling en grote daglengte. De cumulatieve verdamping vanaf gewas en bodem werd berekend op 749 mm (gemiddeld 2,1 mm/dag).

In de kasgrond ligt een drainagesysteem met buizen op een onderlinge afstand van 3,2 m (twee buizen per kap van 6,4 m). De drainagebuizen liggen op 1,1 m diepte. Het drainagewater opgevangen in de drainageput wordt deels hergebruikt en deels gespuid naar het oppervlaktewater. De afvoer van drainagewater lag in de zomer rond 20 mm/week (met flinke uitschieters) en in de winter rond 7 mm/week. De totale drainagewaterafvoer tijdens het onderzoeksjaar bedroeg 628 mm (gemiddeld 1,7 mm/dag).

Het bedrijf B heeft inzijging van water vanuit de waterlopen die langs het bedrijf lopen en mogelijk kwel van grondwater. Geschat werd dat in de onderzoeksperiode 236 mm waterlaag door inzijging werd aangevoerd (gemiddeld 0,6 mm/dag).

De waterbalansen van chrysantenbedrijf B voor het zomer- en winterseizoen, en voor het hele meetjaar, zijn weergegeven in tabel 3. De totale watergift van 1111 mm/jaar was vrij hoog, maar toch duidelijk lager dan bij bedrijf A. Ook hier leverde het stomen van de kasgrond slechts een kleine bijdrage aan de watertoevoer. De

verdamping van gewas en bodem berekend voor het zomerseizoen was ongeveer het dubbele van dat in het winterseizoen. Waterafvoer door het drainagesysteem vond vooral in de zomer plaats; de extra watergift in de zomer was hoger dan de extra verdamping. De inzijging van water in de kasgrond leverde een aanzienlijke bijdrage aan de drainageafvoer.

*Tabel 3 Waterbalans van chrysantenbedrijf B per seizoen en voor het hele meetjaar van april 1994 tot april 1995*

Seizoen	Wateraanvoer (mm)			Waterafvoer (mm)	
	watergift	stomen	inzijging	verdamping	drainage
Zomer	776	10	129	495	420
Winter	335	20	107	254	208
Totaal	1111	30	236	749	628

### 3.3.4 Radijsbedrijf op zandgrond (bedrijf C)

Op bedrijf C wordt in een groot deel van het jaar radijs geteeld. In de zomer ligt de grond soms tijdelijk braak of worden er chrysanten geteeld. In juni 1994 heeft het bedrijf stilgelegen; er was toen niet ingezaaid. Dit bedrijf komt overeen met bedrijf 3411-08 in het rapport van Runia et al. (1996).

Het gietwater bestaat uit oppervlaktewater. Tijdens een teelt rond de zomer (teeltduur ongeveer 20 dagen) wordt circa 100 mm water gegeven. Tussen de teelten door wordt dan berekend met 40 mm, omdat anders de grond te droog is voor bewerken (frozen). Tijdens een teelt in de winter (teeltduur ongeveer 60 dagen) wordt circa 40 mm water gegeven. Berekening tussen de teelten is in de winter niet nodig, omdat de grond dan voldoende vochtig is om te kunnen frozen.

Per kap (6,4 m breed) hangen er vier regenleidingen op een hoogte van 2,4 m. De afstand tussen de sproeijs is 1,5 m. De waterafgifte bedraagt 1 mm/min. De berekening liep op van omstreeks 17 mm/week in het voorjaar naar rond 35 mm/week (met veel fluctuatie) tijdens teelten in de zomer. Vanaf augustus waren de watergiftten 20 mm/week of lager, en midden in de winter werd slechts omstreeks 6 mm water per week gegeven. Aan het einde van het onderzoeksjaar bedroeg de cumulatieve watergift 676 mm (gemiddeld 1,8 mm/dag).

Rond begin juli 1994 was er een toestroom van water van ongeveer 5 mm/week als gevolg van het stomen. De totale wateraanvoer in de kas door stomen was slechts 9 mm.

Radijsbedrijf C heeft inzijging van water vanuit het omringende oppervlakte- en grondwater. Geschat werd dat in het onderzoekjaar 224 mm waterlaag (gemiddeld 0,6 mm/dag) door inzijging werd aangevoerd.

In voorjaar en zomer lag de verdamping van radijsgewas en bodem rond 17 mm/week. In het najaar nam de verdamping geleidelijk af tot slechts omstreeks 3

mm/week in de winter. De verdamping vanaf het bodemoppervlak tijdens de braakperiode in de zomer werd geschat op 7 mm/week. De cumulatieve verdamping in het meetjaar bedroeg 478 mm (gemiddeld 1,3 mm/dag).

In de kasgrond ligt een systeem van drainagebuizen. Per kap ligt er één drainagebuis op 0,8 m diepte. Het bedrijf heeft één onderbemalingsput. De drainageafvoer volgde een grillig patroon; in de zomer volgden hoge en lage waterstromen elkaar op. De hoge drainageafvoeren (15 - 38 mm/week) vielen veelal samen met hoge watergiften. Tijdens de braakperiode (minimale beregening) was sprake van een lage afvoerstroom. In winter en vroege voorjaar lag de drainageafvoer rond 5 mm/week. De totale drainageafvoer in het meetjaar was 431 mm (gemiddeld 1,2 mm/dag). Inzijging van water in de kasgrond leverde een continue lage bijdrage aan de drainageafvoer. Het drainagewater werd niet hergebruikt, maar volledig gespuid op het oppervlaktewater.

De waterbalansen van radijsbedrijf C in het zomer- en winterseizoen, en in het totale meetjaar, zijn gegeven in tabel 4. De gemiddelde watergift is matig (1,8 mm/dag) en is slechts in beperkte mate hoger dan de verdamping. Door de aanzienlijke bijdrage van de inzijging is er toch een drainageafvoer van 431 mm.

*Tabel 4 Waterbalans van radijsbedrijf C per seizoen en voor het hele meetjaar van april 1994 tot april 1995*

Seizoen	Wateraanvoer (mm)			Waterafvoer (mm)	
	watergift	stomen	inzijging	verdamping	drainage
zomer	490	9	142	347	294
winter	186	0	82	131	137
totaal	676	9	224	478	431

### 3.3.5 Fresiabedrijf op veengrond (bedrijf D)

Op bedrijf D worden gedurende het hele jaar fnesia's geteeld. Er is ongeveer 1,5 teelt per jaar, wat neerkomt op gemiddeld ruim 30 weken per teelt. De plantdichtheid bedraagt 50 à 65 knollen per m<sup>2</sup>. Dit bedrijf komt overeen met bedrijf 3411-02 in het rapport van Runia et al. (1996).

Het gietwater bestaat uit regenwater en condenswater. De methode van watergeven is verschillend per seizoen. In de winter wordt gedruppeld met behulp van slangen die op de grond liggen en die zijn voorzien van druppelaars. In de zomer wordt beregend met de regenleiding boven het gewas. De regenleidingen hangen op 3 m hoogte. De waterafgifte van de sproeiers op de leidingen bedraagt 1,5 mm waterlaag per min.

De watergift in zomer, najaar en voorjaar lag rond 6 mm/week, maar varieerde daarbij sterk. Midden in de winter lag de watergift rond 3 mm/week. De cumulatieve watergift over het meetjaar (juni 1994 tot juni 1995) bedroeg 270 mm (gemiddeld 0,7 mm/dag).

Gedurende het hele jaar werd steeds een gedeelte van de kasgrond gestoomd. De totale wateraanvoer in de kas door stomen was 60 mm.

De verdamping van fresiagewas en bodem is geschat op basis van ervaringen met andere gewassen. Er kan slechts een schatting op jaarbasis worden gegeven: 400 mm (gemiddeld 1,1 mm/dag). Er zijn geen verdampingsgegevens voor kortere perioden beschikbaar.

In de kasgrond ligt een systeem van buizendrainage op 0,7 m diepte. Het drainage-water stroomt naar een onderbemalingsput. De drainageafvoer volgde een grillig patroon; lage en hoge waterstromen via de drainagebuizen volgden elkaar op. Tijdens de zomerperiode lag de drainageafvoer rond 5 mm/week. In de winterperiode lag deze rond 9 mm/week, met sterke fluctuaties. De totale afvoer van drainagewater in het meetjaar was 346 mm (gemiddeld 0,9 mm/dag). Het drainagewater werd niet hergebruikt, maar volledig gespuid op het oppervlaktewater.

De totale waterbalans van bedrijf D voor de gehele onderzoeksperiode is gegeven in tabel 5. Er werd meer water door de drainagebuizen afgevoerd dan dat er door beregenen en druppelen werd aangevoerd. Dit is vooral het gevolg van de relatief grote toevoerstroom van water door inzijging.

*Tabel 5 Waterbalans van fresiabedrijf D voor het meetjaar van eind juni 1994 tot eind juni 1995*

Wateraanvoer (mm)			Waterafvoer (mm)	
watergift	stomen	inzijging	verdamping	drainage
270	60	415	400	346

### **3.4 Verband met het risico van uitspoelen van bestrijdingsmiddelen**

Opvallend is de hoge berekening bij een gewas als chrysant. De gemiddelde verdamping van chrysant en bodem over een jaar wordt geschat op 2,0 mm/dag of dicht daarbij. De gemiddelde berekening ligt echter vaak duidelijk boven 3,0 mm/dag. Bij chrysantenbedrijf A op zavelgrond bedroeg de gemiddelde berekening zelfs 4,5 mm/dag. Een overweging hierbij was dat het drainagewater zou worden gerecirculeerd. Ruimte voor het verminderen van het beregeningsoverschot via het beter afstemmen van de watertoevoer op de behoefte van het gewas lijkt in hoge mate aanwezig. Metingen van de vochttoestand in de bewortelingszone kunnen aangeven in hoeverre beregenen nodig is. Een onderzoeksproject ter beperking van watergiften en mineralenoverschot is inmiddels bij het PBG gestart. Verwacht mag worden dat met het verlagen van de watergiften het risico van uitspoelen van bestrijdingsmiddelen sterk vermindert.

De verdamping vanaf radijsgewas en bodem, gemiddeld over een jaar, werd berekend op 1,4 mm/dag of dicht daarbij. Bij een deel van de radijsbedrijven loopt de watertoevoer op tot gemiddeld omstreeks 2,0 mm/dag. Bij deze bedrijven is er waarschijnlijk ook ruimte voor het verminderen van de watergiften en daarmee van het risico van uitspoelen van bestrijdingsmiddelen.

De watergiften op de chrysantenbedrijven A en B en op het radijsbedrijf C werden in de zomer sterker verhoogd dan nodig was voor de extra verdamping van gewas en grond. Daardoor was de drainageafvoer in de zomer aanzienlijk groter dan die in de winter. Opvallend zijn de hoge pieken die er zo nu en dan optreden in de berekening per week. Dit resulteerde in hoge afvoeren van drainagewater in dezelfde week. In het meer gedetailleerde onderzoek van SC-DLO (gerefereerd door Van Harten, 1996), waarin de watertoevoer en drainage dagelijks werden gemeten, kwamen deze pieken nog sterker naar voren. Waarom de beregeningspieken optreden is niet altijd duidelijk. Ze kunnen deels gericht zijn op het bevochtigen van de bodem voor een betere beworteling van de jonge planten.

Een ondiepe grondwaterstand door inzijging van water vanuit de waterlopen en/of kwel vanuit het diepere grondwater kan worden benut voor het verminderen van de beregening in de kas. Bij de relevante chrysanten- en radijsbedrijven werd slechts in beperkte mate rekening gehouden met de inzijging. Op het fresiabedrijf D, met veel inzijging, was de watergift wel duidelijk lager dan de verdamping. Benutting van ondieper grondwater lijkt vooral mogelijk voor langer groeiende gewassen met een uitgebreid wortelstelsel. De bodem van de kas dient dan, ook beneden de bewerkingsdiepte, geschikt te zijn voor intensieve beworteling. Het meten van de grondwaterstand op verschillende plaatsen in de kas (in relatie tot het drainagesysteem) dient de informatie te leveren die nodig is voor het inschatten van de watervoorziening van onderaf. Ook de mogelijkheid van capillaire opstijging (opdrachtigheid) naar de wortelzone speelt een rol.

Bij de inzijging van oppervlaktewater in de kasgronden kunnen bestrijdingsmiddelresiduen worden meegevoerd. De omzettingssnelheid van de meeste middelen in de grondwaterzone is zeer onzeker. Dit transport vanuit de waterlopen kan één van de oorzaken zijn van het voorkomen van residuen van bestrijdingsmiddelen in het drainagewater van kassen (Runia et al., 1996). Daarbij werden ook lage residuen gemeten van middelen waarvoor geen toepassing werd gemeld.

Bij het beregenen in kassen is de gelijkmatigheid van de waterverdeling van belang. Ongelijkmatige waterverdeling lokt hoge watergiften uit, omdat ook de droogste plaatsen voldoende water moeten ontvangen. Gelijkmatige waterverdeling wordt bevorderd door overlapping van de sproeipatronen, als resultante van het bereik per sproeier, de afstand tussen de sproeiers en de afstand tussen de regenleidingen (Heemskerk en Schotman, 1996). Randeffecten in de teeltvakken kunnen ter plaatse zowel te veel als te weinig water veroorzaken. Het kan nodig zijn om aan de randen éénzijdige sproeiers (evt. extra) te plaatsen. Het PBG-onderzoek 'Verbeteren watergeefsystemen grondgebonden teelten' levert adviezen ter verbetering van de waterverdeling.

Via interceptie van beregeningswater door het gewas kan echter lokale afstroming en infiltratie van het water in de bodem plaatsvinden. Vooral bij hoge beregeningsintensiteit en langduriger watergiften kan plasvorming op het bodemoppervlak plaatsvinden, gevolgd door lokale waterinfiltratie in de bodem. De actuele bodemstructuur speelt hierbij een rol. De tuinder kan er op letten of plasvorming optreedt en zonodig de watertoevoer verminderen. Het om-en-om inschakelen van de regenleidingen geeft

minder momentane overlapping van de sproeipatronen en daardoor minder kans op lokale infiltratie.

Bij een deel van de grondteelten vindt beregening voornamelijk plaats in het begin van de groeiperiode. Daarna wordt overgestapt op watertoevoer via druppelen, waarbij de infiltratie en waterstroming slechts in een (zeer) beperkt gedeelte van de kasbodem plaatsvindt. Aangenomen wordt dat heterogene stroming van water door de kasgrond het risico van uitspoelen van bestrijdingsmiddelen sterk verhoogt.

Ongelijkmatige waterverdeling lokt hoge watergiften uit. Dit omdat ook de 'drogere' plaatsen van voldoende water moeten worden voorzien. Verder moet ook op deze plaatsen de zoutconcentratie in de wortelzone worden verlaagd via enige doorspoeling. Bij het letten op de gewasreactie op de 'drogere' plaatsen krijgen de andere delen van de kas (veel) meer water dan nodig is, waardoor het risico van uitspoelen van bestrijdingsmiddelen wordt verhoogd.

De watervoorziening vindt vaak plaats via regenleidingen met sproeiers boven het gewas. Per gewas, teeltstadium en seizoen is er veelal een vast patroon van beregenen, met korte intervallen van één dag tot enkele dagen. In veel situaties wordt beregend vrij kort na het toedienen van een bestrijdingsmiddel op het gewas. Verwacht mag worden dat deze middelen in grote mate afspoelen. Na de toepassing dringen de middelen slechts geleidelijk de plant binnen en verder kan er geleidelijk vervluchtiging en fotochemische omzetting optreden. Het zou gunstig kunnen zijn om de beregening zo lang mogelijk uit te stellen na de gewasbespuiting, om tijd te verschaffen voor de afname van het bestrijdingsmiddel op de oppervlakken. Veel kasgronden lijken voldoende vochthoudend om de beregening enige tijd uit te stellen. Door minder afspoeling van het gewas is de werking van een middel mogelijk langer waardoor de frequentie van de toepassing kan worden verlaagd. Onderzoek is nodig om de adviezen over deze mogelijkheden te onderbouwen.

## 4 Risico's van bodembehandelingen

Bodembehandelingen in kassen vinden plaats ter bestrijding van schadelijke insecten, slakken, nematoden en schimmels. De toepassingswijzen bij bodembehandeling kunnen sterk afwijken van die bij gewasbehandeling. Behandeling van grote massa's grond vergt mogelijk een relatief hoge dosering. Er kan extra water worden gebruikt om de gewenste verdeling van de middelen in de bodem aan te brengen. In dit hoofdstuk wordt besproken in hoeverre de werkwijzen en omstandigheden bij de bodembehandelingen het risico van uitspoelen van bestrijdingsmiddelen uit kasgronden kunnen vergroten.

Diverse grondbehandelingen in kassen betreffen het spuiten of strooien van bestrijdingsmiddel op het bodemoppervlak (Mandersloot, 1993). Het spuiten vindt plaats met een volume overeenkomend met enkele tienden mm waterlaag. Vrijwel de volledige dosering komt hierbij op de bodem terecht, dit in tegenstelling tot de beperkte bodemdepositie bij gewasbehandeling. In een deel van de gevallen moet een middel dat op het bodemoppervlak is aangebracht oppervlakkig worden ingewerkt (bijv. ingeharkt). In de periode volgend op de toepassing kan de tuinder zonedig extra beregenen om een meer optimale verdeling in de bodem te krijgen.

Behandelingen van het bodemoppervlak met methiocarb tegen schadelijke slakken en insecten werden beschreven door Runia et al. (1996). De gebruikte hoeveelheden waren: in alstroemeria 0,4 kg/(ha jaar) en in chrysanth 4,6 en 11,2 kg/(ha jaar). Op één van de chrysanthenbedrijven werd ook carbofuran-granulaat gestrooid, in een hoeveelheid van 3,8 kg/(ha jaar). Op twee radijsbedrijven werd parathion-poeder gestrooid.

Ter bestrijding van bodemnematoden in de bloemisterij onder glas worden nematiciden als aldicarb, oxamyl en fenamifos gebruikt. De middelen worden veelal gestrooid (granulaat) en vervolgens ingewerkt of ingeregend (Mandersloot, 1993), omdat ze de wortelstelsels over een flinke diepte moeten beschermen. Bij aantastingen tijdens de teelt komt vooral inregen in aanmerking. Bij een lange teeltduur, zoals bij rozen, kunnen verschillende behandelingen nodig zijn. De werkzame stoffen van deze middelen worden slechts zwak geadsorbeerd aan gronden, zodat er potentieel uitspoelingsrisico is.

Fungiciden tegen aantasting van plantenwortels door bodemschimmels kunnen in een aantal situaties worden ingewerkt in de bodem (bijv. 15 cm diep), voorafgaand aan de teelt. Zulke middelen dienen nogal persistent te zijn om de wortels te beschermen over een hele groeiperiode. Bij het toepassen tijdens de teelt is inwerken beperkt mogelijk en kan het noodzakelijk zijn de middelen in te regenen.

Toedieningen van het fungicide tolclofos-methyl met de regenleiding worden beschreven door Runia et al. (1996). Op twee chrysanthenbedrijven en een alstroemeriebedrijf werd het middel toegepast met resp 2, 6 en 3,3 mm waterlaag. Kennelijk is deze toepassing gericht op de behandeling van een dunne toplaag van

de bodem. De verdeling van het water over het kasoppervlak kan ongelijkmatig zijn, waardoor plaatselijk veel water en middel terecht komt. Toediening van bestrijdingsmiddelen via de regenleiding is niet erg effectief en wordt dan ook afgeraden (Van Esch en Vollebregt, 1995).

Het toedienen van bestrijdingsmiddelen met de regenleiding levert nog extra risico's. Het klaarmaken van de oplossing, de restanten, terugloop uit de leidingen, het plaatselijk leeglopen van de leidingen (afdruipventielen) vergen de aandacht. Het toedienen met het gietwater verloopt op dezelfde wijze als de toediening van meststofoplossingen. Indien voortzetting van toediening via de regenleiding gewenst is, dan is onderzoek nodig om de milieurisico's ervan te kwantificeren en te verminderen.

Bij gietbehandelingen op oppervlakken wordt een beperkte hoeveelheid water gebruikt: tot ongeveer 1 mm waterlaag. Ook wordt wel per plant aangegoten met bijv. 250 ml oplossing; deze zou ongeveer 10 cm de grond in kunnen dringen. Bij gietbehandelingen met sterk adsorberende middelen moet er soms worden nagegoten met veel water. Indien op bepaalde plaatsen in een kas aantasting van het gewas vanuit de bodem plaatsvindt dan kan op die plaatsen gericht worden behandeld via aangieten.

Bij toediening van bestrijdingsmiddelen via druppelleidingen komt veel water op een zeer beperkt deel van de kasbodem terecht en dit water bevat relatief veel bestrijdingsmiddel. Deze toedieningswijze lijkt dan ook grote uitspoelingsrisico's op te leveren.

De toegediende hoeveelheden bodembehandelingsmiddel zijn relatief hoog. De hoeveelheid tolclofos-methyl gebruikt op twee chrysantenbedrijven (Runia et al., 1996) was resp. 3,2 en 3,6 kg/(ha jaar). Bij twee radijsbedrijven waren de gebruikte hoeveelheden resp. 1,4 en 5,1 kg/(ha jaar). Op een alstroemeria bedrijf werd zelfs 29,3 kg/(ha jaar) aan tolclofos-methyl toegediend.

Tot eind 1995 was het mogelijk de kasgrond te ontsmetten met metam-natrium, ter bestrijding van schadelijke nematoden en schimmels. Het risico van uitspoelen van het werkzame omzettingsproduct methylisothiocyanaat (hoge dosering, zwakke adsorptie) uit de kasgronden was aanzienlijk. Aan het eind van de grondontsmettingsperiode werd de kasgrond nogal eens doorgespoeld met water. Dat verhoogde ook het risico van uitspoelen van andere bestrijdingsmiddelen. Sinds de beëindiging van de toelating van metam-natrium voor kasgronden is grondontsmetten alleen mogelijk door stomen.



## 5 Karakterisering van de voorbeeldbestrijdingsmiddelen

### 5.1 Inleiding

Dit onderzoek naar de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen uit kasgronden concentreert zich op drie voorbeeldmiddelen behorend tot de organofosfaten. De middelen zijn: diazinon, heptenofos en tolclofos-methyl. Analyses voor deze middelen in drainagewater van kassen zijn gerapporteerd door Runia et al. (1996). In dit hoofdstuk worden de voorbeeldmiddelen gekarakteriseerd op basis van hun fysisch-chemische eigenschappen. Eerder gerapporteerd/gepubliceerd onderzoek naar de lotgevallen van deze middelen in het bodem-plant-systeem (voor zover beschikbaar) wordt beknopt besproken. De resultaten van de bepaling van de adsorptie van heptenofos en tolclofos-methyl aan kasgronden worden eveneens gepresenteerd. Mede op basis van deze karakterisering worden representatieve invoergegevens voor de uitspoelingsberekeningen (Van de Veen et al., 1996) gekozen.

Veelal wordt getracht de omzetting van bestrijdingsmiddelen in de bodem te beschrijven met de eerste-orde-kinetiek. Deze houdt in dat de omzettingssnelheid evenredig is met het gehalte van het bestrijdingsmiddel in de bodem. Indien zo'n beschrijving bij benadering lukt dan is de snelheidscoëfficiënt van de omzetting in de hele incubatieperiode ongeveer gelijk en is de halfwaardetijd een bruikbare karakteristiek. Bij modelberekeningen wordt meestal uitgegaan van de eerste-orde-kinetiek. In veel gevallen wijkt het gemeten omzettingsverloop echter nogal af van de eerste-orde-kinetiek. De omzettingssnelheid wordt dan meer globaal gekarakteriseerd met de DT50-waarde: de tijd waarin 50% van de beginhoeveelheid van het middel is omgezet. Aandacht is nodig voor de procesmatige oorzaken en de milieuhygiënische gevolgen van de afwijkingen van de eerste-orde-omzettingsskinetiek.

### 5.2 Diazinon

Het insecticide diazinon wordt in de glastuinbouw gebruikt ter bescherming van diverse gewassen tegen schade door o.a. bladluizen, kaswittevlies en tripsen (Mandersloot, 1993). Het middel wordt ook toegepast voor grondbehandeling ter bestrijding van koolvlies, o.a. bij radijs. De dosering van diazinon ligt in het traject van 0,1 tot 0,5 kg/ha. De werking berust op de remming van het enzym cholinesterase. De chemische naam van diazinon is O,O-diethyl-O-(2-isopropyl-6-methylpyrimidine-4-yl)-fosforthioaat.

Voor de dampdruk van diazinon worden de volgende waarden opgegeven:

- 10 tot 19 mPa bij 20 °C (Mensink et al., 1992);
- 8 mPa bij 20 °C (Wauchope et al., 1992);
- 12 mPa bij 25 °C, gemeten volgens de OECD-Richtlijn 104 (Tomlin, 1994).

Het middel wordt geclassificeerd als enigszins tot matig vluchtig.

De waarden vermeld voor de oplosbaarheid van diazinon in water zijn:

- 69 mg/l bij 20 °C (Bowman en Sans, 1979);
- 40 mg/l bij 20 °C (Mensink et al., 1992);
- 60 mg/l bij 20 tot 25 °C (Wauchope et al., 1992);
- 60 mg/l bij 20 °C (Tomlin, 1994).

Deze waarden leiden tot de classificatie matig oplosbaar (Mensink et al., 1992).

De octanol/watervedeling  $K_{ow}$  werd bepaald volgens OECD-Richtlijn 107 en dit leverde  $\log(K_{ow}) = 3,30$  (Tomlin, 1994). Vijf andere literatuuropgaven geven een gemiddelde waarde van  $\log(K_{ow}) = 3,11$  (Van Harten, 1995). Een waarde van  $\log(K_{ow}) = 3,95$  wordt vermeld door Mensink et al. (1992).

Op basis van de molecuulstructuur van diazinon werd aangenomen dat ionisatie niet optreedt in de bodem (Mensink et al., 1992). Uit vergelijking van de gepubliceerde resultaten van adsorptiemetingen volgt inderdaad dat de invloed van de pH op de adsorptie gering is (Van Harten, 1995). Verwacht mag worden dat de adsorptie van diazinon in de meeste gronden vooral plaatsvindt aan de organische stof.

Literatuurgegevens werden verzameld over de adsorptie van diazinon aan 34 gronden met uiteenlopende gehalten aan lutum en organische stof (Van Harten, 1995). Uit elk van deze gegevens werd de  $K_{om}$ -waarde berekend: de adsorptiecoëfficiënt uitgedrukt op basis van de organische stof in de grond. Voor de gronden met een organischestofgehalte van omstreeks 2% en hoger werd een gemiddelde  $K_{om}$ -waarde berekend van  $282 \text{ dm}^3/\text{kg}$  ( $n = 14$ ;  $s = 89 \text{ dm}^3/\text{kg}$ ). In een deel van de gronden met zeer weinig organische stof lag de berekende  $K_{om}$  relatief hoog. Bij deze gronden speelde de relatief hoge fractie kleimineralen een duidelijke rol bij de adsorptie. De gemiddelde waarde van  $K_{om}$  afgeleid door Mensink et al. (1992) uit adsorptiemetingen voor vier gronden was  $159 \text{ dm}^3/\text{kg}$  ( $n = 4$ ;  $s = 30 \text{ dm}^3/\text{kg}$ ).

Uit incubatiestudies met twee gronden werd een DT50 bij 20 °C afgeleid van gemiddeld 21 dagen (Mensink et al., 1992). Een overzicht van de DT50-waarden gepubliceerd voor de omzetting van diazinon in gronden (Van Harten, 1995) is gegeven in figuur 1. Ze zijn verkregen bij incubatie van diazinon in vochtige gronden in het laboratorium. Opvallend is het brede traject van DT50-waarden bij een bepaalde temperatuur. Zoals verwacht is er een tendens tot afname van de DT50-waarde bij verhoging van de temperatuur.

De DT50-waarden bij de temperaturen die afwijken van 20 °C werden herleid tot waarden bij 20 °C, met behulp van de vergelijking voorgesteld door Boesten (1986). Dit levert een gemiddelde DT50-waarde voor diazinon in de vochtige gronden bij 20 °C van 40 dagen ( $n = 17$ ;  $s = 13$  dagen). Bij lage vochtgehalten in gronden verloopt de omzetting trager. De omzetting van diazinon in de bodem vindt plaats door hydrolyse. Hieraan leveren chemische hydrolyse en microbiële hydrolyse beide een belangrijke bijdrage (Mensink et al., 1992).

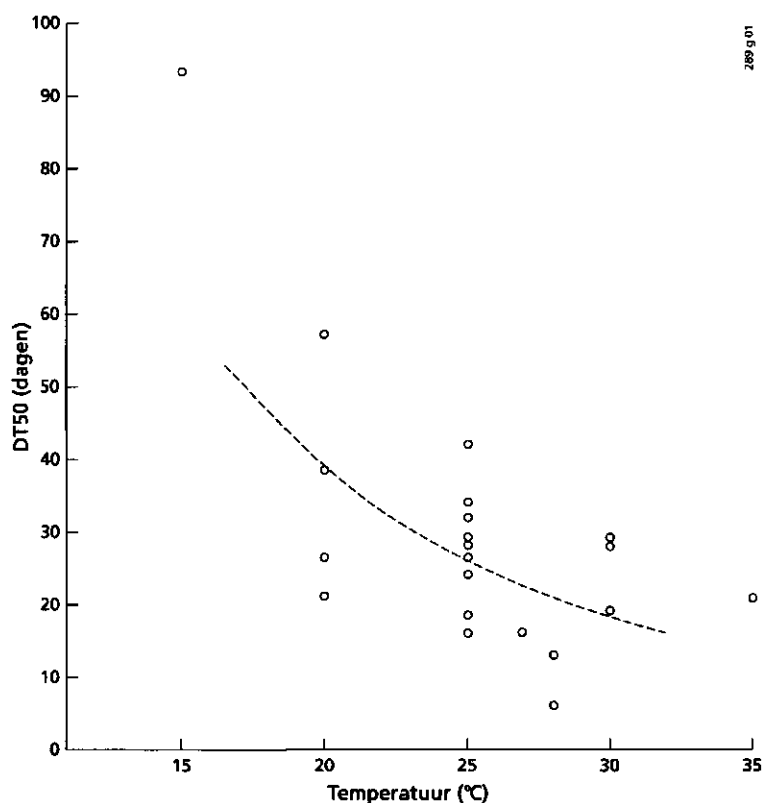


Fig. 1 DT50-waarden voor de omzetting van diazinon gemeten in vochtige gronden in het laboratorium. Literatuurgegevens verzameld door Van Harten (1995). Lijn: gemiddelde invloed van de temperatuur op de DT50-waarde (Boesten, 1986)

Op basis van een  $K_{om}$ -waarde van  $159 \text{ dm}^3/\text{kg}$  en een halfwaardetijd van 21 dagen ( $20^\circ\text{C}$ ) wordt verwacht dat er in het standaardscenario (maïsteelt op zandgrond met een vrij dunne humeuze toplaag) geen uitspoeling optreedt (Mensink et al., 1992). Ook bij een halfwaardetijd van 40 dagen wordt in het standaardscenario geen uitspoeling verwacht.

### 5.3 Heptenofos

Heptenofos is een insecticide dat in kassen wordt gebruikt voor de bescherming van vruchtgroenten, bladgroenten en bloemisterijgewassen tegen bladluizen (Mandersloot, 1993). De dosering in kassen ligt in het traject van 0,3 tot 0,7 kg/ha en het middel kan enkele malen per teelt worden toegepast. De werking berust op remming van het enzym cholinesterase. Het middel werkt ook systemisch in de plant en de werkingsduur is kort. De chemische naam van heptenofos is 7-chloor-bicyclo-[3,2,0]-hepta-2,6-dieen-6-yl)-dimethylfosfaat.

Voor de dampdruk van heptenofos worden de volgende waarden opgegeven:

- 65 mPa bij  $15^\circ\text{C}$  en 170 mPa bij  $25^\circ\text{C}$  (Tomlin, 1994);
- 100 mPa bij  $20^\circ\text{C}$  (Hewson, 1975);
- 130 mPa bij  $23^\circ\text{C}$  (Panman en Linders, 1992).

Het middel wordt geclassificeerd als matig vluchtig.

De volgende waarden worden vermeld voor de oplosbaarheid van heptenofos in water:

- 2500 mg/l bij 23 °C (Hewson, 1975);
- 2800 mg/l bij 22 °C (Panman en Linders, 1992);
- 2200 mg/l bij 20 °C (Tomlin, 1994).

Met deze waarden valt heptenofos in de klasse goed oplosbaar in water.

Voor de verdeling van heptenofos over octanol en water wordt een waarde opgegeven van  $\log(K_{ow}) = 2,1$  (Panman en Linders, 1992). Verder wordt er een waarde opgegeven van  $\log(K_{ow}) = 2,32$ , bepaald volgens OECD-Richtlijn 107 (Tomlin, 1994).

Op basis van de molecuulstructuur van heptenofos is geen ionisatie in de bodem te verwachten. Veelal zal de adsorptie voornamelijk plaatsvinden aan de organische stof in de gronden. Metingen betreffende de adsorptie van heptenofos aan gronden zijn niet gevonden in de literatuur. Een ruwe schatting van de coëfficiënt voor de adsorptie van heptenofos aan de organische stof in gronden kan worden gemaakt op basis van de octanol/watervedeling (Green en Karickhoff, 1990). De eerste waarde van  $\log(K_{ow}) = 2,1$  levert  $K_{om} = 55 \text{ dm}^3/\text{kg}$ ; uit de tweede waarde  $\log(K_{ow}) = 2,32$  wordt  $K_{om} = 93 \text{ dm}^3/\text{kg}$  berekend.

De omzetting van heptenofos in vijf gronden werd bestudeerd in incubatiestudies in het lab (Panman en Linders, 1992). In het temperatuurtraject van 15 tot 25 °C lagen de DT50-waarden in het brede traject van 0,1 tot 3,5 dag. Herleid tot 20 °C komen de resultaten overeen met een gemiddelde DT50-waarde van 1,1 dag, met grote spreiding.

Heptenofos werd geïncubeerd in een vochtige sandy loam (10% lutum; 37% silt; 1,9% org. stof; pH 5,7) bij 20 °C (Schwab et al., 1994). De DT50-waarde in deze grond (de laatste 5 jaar niet behandeld) was 0,4 dag. Vanaf een restant van ongeveer 4% van de dosering verliep de omzetting langzamer dan overeenkomt met de eerste-ordekinetiek in de beginperiode. Autoclaveren leidde tot sterke vertraging van de omzetting, wat aangeeft dat de omzetting van heptenofos vooral plaatsvindt via microbiële activiteit.

Gezien de zeer snelle omzetting van heptenofos in de bodem wordt in het standaardscenario in de vollegrond geen uitspoeling verwacht (Panman en Linders, 1992).

#### 5.4 Tolclofos-methyl

Het fungicide tolclofos-methyl wordt in kassen gebruikt voor grondbehandeling tegen aantasting van sla, radijs en bloemisterijgewassen door *Rhizoctonia solani* (Mandersloot, 1993). De dosering bij groenten onder glas loopt van 2 tot 5 kg/ha; bij radijs is de dosering 2,5 kg/ha en bij bloemisterijgewassen 15 tot 20 kg/ha. De werking berust op remming van de biosynthese van fosfolipiden, waardoor sporevorming en myceliumgroei wordt tegengegaan. De chemische naam van tolclofos-methyl is O,O-dimethyl-O-(2,6-dichloor-4-methylfenyl)-fosforthioaat.

Voor de dampdruk van tolclofos-methyl worden de volgende waarden opgegeven:

- 57 mPa bij 20 °C (Augustijn-Beckers et al., 1994; Tomlin, 1994);
- 45 tot 58 mPa bij 20 °C (Visser en Linders, 1992).

Daarmee behoort het middel tot de matig-vluchtige bestrijdingsmiddelen.

Voor de oplosbaarheid van tolclofos-methyl in water wordt vermeld:

- 1,1 mg/l bij 25 °C (Tomlin, 1994);
- 0,3 tot 0,4 mg/l bij 23 °C (Visser en Linders, 1992; Augustijn-Beckers et al., 1994).

De verbinding valt daarmee in de klasse slecht oplosbaar.

De waarden opgegeven voor de octanol/water verdeling van tolclofos-methyl zijn:

- $\log(K_{ow}) = 4,22$  (Visser en Linders, 1992);
- $\log(K_{ow}) = 4,56$  bij 25 °C (Tomlin, 1994).

Gezien de molecuulstructuur van tolclofos-methyl wordt ionisatie in de bodem niet van belang geacht. In de meeste gronden zal de adsorptie vooral plaatsvinden aan de organische stof. In de literatuur zijn geen metingen betreffende de adsorptie van tolclofos-methyl aan gronden gevonden. Met behulp van de opgegeven  $\log(K_{ow})$ -waarden kan een schatting worden gemaakt van de adsorptie aan organische stof (Van Harten, 1995). De  $\log(K_{ow})$  van 4,22 levert een  $K_{om}$ -waarde van 8350 dm<sup>3</sup>/kg en uit de  $\log(K_{ow})$  van 4,56 wordt een  $K_{om}$ -waarde van 18700 dm<sup>3</sup>/kg berekend. Hiermee zou tolclofos-methyl tot de zeer sterk geadsorbeerde bestrijdingsmiddelen behoren. Uit kolomstudies met drie gronden werd een ruwe schatting van  $K_{om} = 1560$  dm<sup>3</sup>/kg afgeleid (Visser en Linders, 1992).

De omzettingssnelheid van tolclofos-methyl werd gemeten in vier gronden in vochtige toestand, bij temperaturen van 15 °C en/of 25 °C (Visser en Linders, 1992). Vertaling van de relevante metingen naar 20 °C leverde een gemiddelde DT50-waarde van 71 dagen (n = 6, s = 29 dagen). Het relatieve belang van chemische en microbiële omzetting van tolclofos-methyl in gronden is niet bekend.

Op basis van de gegevens over adsorptie en omzetting van tolclofos-methyl in gronden wordt in het standaardscenario in de vollegrond geen uitspoeling verwacht (Visser en Linders, 1992).

## 5.5 Adsorptiemetingen

### 5.5.1 Werkwijzen

Gegevens over de adsorptie van heptenofos en tolclofos-methyl aan gronden waren niet beschikbaar. De adsorptie moest worden geschat uit de octanol/water verdeling, wat onnauwkeurig is. In dit experiment werd de adsorptie van heptenofos en tolclofos-methyl aan vier kasgronden gemeten. De gronden werden verzameld op de vier bedrijven besproken in paragraaf 3.3. Het betreft een zavelgrond (bedrijf A),

een kleigrond (bedrijf B), een zandgrond (bedrijf C) en een veengrond (bedrijf D). De samenstelling en pH van de gronden is vermeld in tabel 8 (hoofdstuk 6).

In een glazen centrifugebuis (90 ml) werd 50 g vochtige grond (met bekend vochtgehalte) afgewogen. Hieraan werd 50 ml van de doseervloeistof van heptenofos of tolclofos-methyl in HPLC-water (met 0,01 mol  $\text{CaCl}_2$  per liter) toegevoegd. Heptenofos lost goed op in water; hiervan werden doseeroplossingen in drie concentraties gemaakt. De gemeten concentraties van deze oplossingen waren 0,13  $\mu\text{g/ml}$  ( $n = 6$ ;  $s = 0,03 \mu\text{g/ml}$ ), 1,38  $\mu\text{g/ml}$  ( $n = 6$ ;  $s = 0,03 \mu\text{g/ml}$ ) en 12,04  $\mu\text{g/ml}$  ( $n = 3$ ;  $s = 0,35 \mu\text{g/ml}$ ).

Tolclofos-methyl is slecht oplosbaar in water en het lukte dan ook niet om de gebruikelijke doseeroplossingen te maken. Daarom werd geformuleerd product gemengd met water gebruikt als doseervloeistof. De gemeten concentratie van tolclofos-methyl hierin was 0,92  $\mu\text{g/ml}$  ( $n = 6$ ;  $s = 0,02 \mu\text{g/ml}$ ).

Bij elk van de concentratieniveaus werd de adsorptiemeting in triplo uitgevoerd. De buizen met grond en oplossing werden afgesloten met een geslepen stop en geklemd op een draaiende schijf die onder een hoek van 1,4 rad stond. De rotatiefrequentie van de schijf bedroeg 0,3 per s. De schijf stond opgesteld in een temperatuurkast bij 20 °C. De tijd voor evenwichtinstelling was 1 uur voor heptenofos (i.v.m. de snelle omzetting) en 24 uur voor tolclofos-methyl.

De buizen werden gedurende 20 min bij 20 °C gecentrifugeerd met een gethermosteerde Varifuge 3.2RS centrifuge (Heraeus). De bovenstaande waterlaag werd geëxtraheerd met een gelijk volume hexaan/ethylacetaat (50/50) door 1 uur te schudden op een schudapparaat. De organische laag werd gedroogd met watervrij  $\text{Na}_2\text{SO}_4$ . De concentraties van heptenofos en tolclofos-methyl werden gemeten met gaschromatografie plus thermionische NP-detectie, zoals beschreven voor de omzettingsstudies in paragraaf 6.2.3.

De adsorptie werd berekend uit de afname van de concentratie in de waterfase bij het roteren. Nagegaan werd of de adsorptie van heptenofos bij de drie concentratieniveaus kon worden beschreven met de Freundlich-adsorptievergelijking, met referentieconcentratie  $C_r = 1 \mu\text{g/ml}$ . De regressieberekeningen werden uitgevoerd met GENSTAT-software. Dit leverde de adsorptiecoëfficiënt  $K_f$  en de Freundlich-exponent  $N$ . De adsorptie van tolclofos-methyl werd bij één concentratieniveau gemeten, zodat hiervoor alleen de adsorptiecoëfficiënt  $K_d$  kon worden berekend.

### 5.5.2 Resultaten

De adsorptie van heptenofos aan de vier kasgronden bij de drie concentratieniveaus kan redelijk tot goed worden beschreven met de Freundlich-adsorptieisotherm (Matsers, 1996). De berekende waarden voor de Freundlich-adsorptiecoëfficiënt  $K_f$  en de Freundlich-exponent  $N$  zijn vermeld in tabel 6. De adsorptie aan de zavelgrond, kleigrond en zandgrond lag op hetzelfde niveau. De adsorptie aan de veengrond is

relatief sterk; dit hangt samen met het veel hogere organischestofgehalte van 22,9% van deze grond (tabel 8). Voor de eerste drie gronden ligt de waarde van de Freundlich-exponent rond 0,9 (tabel 6), wat een veel voorkomende waarde is voor bestrijdingsmiddel-grond-combinaties. De waarde van deze exponent voor heptenofos in de veengrond ( $N = 1,28$ ) is duidelijk hoger.

Tabel 6 Freundlich-coëfficiënt  $K_f$  en exponent  $N$  voor de adsorptie van heptenofos aan vier kasgronden, en de berekende coëfficiënten  $K_{om}$  voor de adsorptie aan organische stof

Grond	$K_f$ (dm <sup>3</sup> /kg)	$N$	$K_{om}$ (dm <sup>3</sup> /kg)
Zavelgrond	1,94	0,90	71,8
Kleigrond	2,33	0,91	41,6
Zandgrond	1,91	0,88	61,7
Veengrond	13,82	1,28	60,3

De coëfficiënt  $K_{om}$  voor de adsorptie van heptenofos aan de organische stof in de gronden werd berekend uit het quotiënt van  $K_f$  en het organischestofgehalte. De waarden van  $K_{om}$  zijn opgenomen in tabel 6. De waarden van  $K_{om}$  liggen globaal op hetzelfde niveau en de gemiddelde waarde bedraagt  $K_{om} = 59$  dm<sup>3</sup>/kg ( $n = 4$ ;  $s = 13$  dm<sup>3</sup>/kg). Op basis van de twee waarden voor de octanol/waterverdeling van heptenofos werden voor  $K_{om}$  de waarden 55 en 93 dm<sup>3</sup>/kg geschat (paragraaf 5.2).

De resultaten voor de meting van de adsorptie van tolclofos-methyl aan de vier kasgronden zijn gegeven in tabel 7. De adsorptie van het middel blijkt nogal sterk te zijn. De adsorptie aan de veengrond is relatief sterk, maar toch minder sterk dan op grond van het veel hogere organischestofgehalte kon worden verwacht. Berekening van de coëfficiënt  $K_{om}$  voor adsorptie aan de organische stof leverde voor de zavelgrond, kleigrond en zandgrond waarden op hetzelfde niveau (tabel 7). De  $K_{om}$ -waarde voor de veengrond is relatief laag. De gemiddelde  $K_{om}$ -waarde voor deze vier kasgronden is  $K_{om} = 268$  dm<sup>3</sup>/kg ( $n = 4$ ;  $s = 83$  dm<sup>3</sup>/kg).

Tabel 7 Coëfficiënt  $K_d$  voor de adsorptie van tolclofos-methyl aan kasgronden en de berekende coëfficiënt  $K_{om}$  voor de adsorptie aan de organische stof

Grond	$K_d$ (dm <sup>3</sup> /kg)	$K_{om}$ (dm <sup>3</sup> /kg)
zavelgrond	8,3	309
kleigrond	16,7	299
zandgrond	9,9	320
veengrond	33,0	144

Omdat tolclofos-methyl moest worden toegediend uitgaande van geformuleerd product kan de werkelijke adsorptie sterker zijn. Verwacht mag worden dat de formuleringsbestanddelen de affiniteit van het middel met water vergroten. De hier verkregen waarden moeten dan ook worden beschouwd als minimumwaarden; de werkelijke adsorptiecoëfficiënten liggen waarschijnlijk hoger.

De  $K_{om}$ -waarden voor tolclofos-methyl geschat uit uitspoelingsproeven met grondkolommen en uit de opgegeven octanol/water verdelingen (paragraaf 5.3) zijn aanzienlijk hoger dan de  $K_{om}$ -waarden berekend uit de huidige metingen. Dit versterkt het vermoeden dat de fomuleringsbestanddelen de adsorptie hebben verlaagd.

## 5.6 Bespreking en conclusies

Voor de dampdruk van elk der voorbeeldbestrijdingsmiddelen worden verschillende waarden opgegeven. Deze worden veelal geciteerd uit rapporten die niet openbaar zijn. In het laatste decennium is de harmonisatie van de dampdrukbeplating via OECD Richtlijn-104 op gang gekomen. Als men de opgegeven waarden per middel herleidt tot één temperatuur, bijv. 20 °C, dan komt de orde van grootte overeen. Op basis van hun dampdruk behoren de voorbeeldmiddelen tot de matig vluchtige bestrijdingsmiddelen, waarbij diazinon aan de ondergrens van deze klasse zit. De potentiële vluchtigheid neemt af in de volgorde heptenofos > tolclofos-methyl > diazinon. Bij de werkelijke vervluchtiging na toepassing spelen ook de interacties met de oppervlakken (bodem, plant) een grote rol.

Verschillende waarden worden opgegeven voor de oplosbaarheid van de voorbeeldmiddelen in water, waarbij de orde van grootte van de waarden per middel overeenkomt. Heptenofos is goed oplosbaar in water, diazinon is matig oplosbaar en tolclofos-methyl is slecht oplosbaar.

De octanol/water verdeling,  $K_{ow}$ , is een maat voor de polariteit van de verbindingen en wordt gebruikt voor de schatting van andere fysisch-chemische eigenschappen. De waarden van  $\log(K_{ow})$  opgegeven per middel lopen vrij sterk uiteen. Harmonisatie van de bepaling via OECD-Richtlijn 107 is op gang gekomen. De verschillen tussen de drie middelen zijn groot: tolclofos-methyl is het meest apolair, daarna volgt diazinon en dan heptenofos.

Voor het oudere middel diazinon zijn veel bepalingen van de adsorptie aan gronden gepubliceerd. Hieruit kan de coëfficiënt voor de adsorptie aan de organische stof,  $K_{om}$ , worden berekend, die extrapolatie van de adsorptie naar andere gronden mogelijk maakt. Door de grote spreiding in  $K_{om}$ -waarden is de onzekerheidsmarge echter aanzienlijk.

De nu gemeten adsorptie van heptenofos aan de vier kasgronden leverde  $K_{om}$ -waarden die globaal overeenkomen met de verwachting op basis van de octanol/watervedeling. De nu gemeten adsorptie van tolclofos-methyl is vrij sterk, maar wordt vermoedelijk nog onderschat doordat bij de meting moest worden uitgegaan van geformuleerd product.

De volgorde van de mate van adsorptie aan gronden is heptenofos < diazinon < tolclofos-methyl, waarbij de verschillen aanzienlijk zijn.

De omzettingssnelheid van de drie voorbeeldmiddelen in gronden uit het veld verschilt sterk. Bij heptenofos ligt de DT50-waarde bij 20 °C rond 1 dag. Voor diazinon werden DT50-waarden (20 °C) van omstreeks 40 dagen gemeten. Tolclofos-methyl wordt het traagst omgezet, met DT50-waarden (20 °C) rond 70 dagen. Bij de drie middelen zijn er duidelijke verschillen in omzettingssnelheid per grond, zodat extrapolatie via het gemiddelde naar andere gronden onnauwkeurig kan zijn.



In de toelatingsprocedure wordt het risico van uitspoelen van bestrijdingsmiddelen beoordeeld voor een standaardscenario met relatief veel neerslag (patroon voor 1980) bij maïsteelt op een zandgrond met dunne humeuze toplaag. Voor geen van de drie voorbeeldmiddelen wordt uitspoeling in deze situatie verwacht.

## 6 Omzettingssnelheid in kasgronden

### 6.1 Inleiding

De omzettingssnelheid van een bestrijdingsmiddel in de bodem is een belangrijke karakteristiek. Voor bodembehandelingsmiddelen bepaalt deze de duur van de werkzaamheid tegen schadelijke bodemorganismen. Het risico van uitspoelen wordt sterk beïnvloed door de snelheid van de omzetting van het bestrijdingsmiddel. Bij berekeningen betreffende de uitspoeling (Boesten, 1991) bleken zowel de adsorptie als de omzettingssnelheid veel invloed op de uitspoelingsconcentratie te hebben.

De omzettingssnelheden van de voorbeeldbestrijdingsmiddelen diazinon, heptenofos en tolclofos-methyl besproken in hoofdstuk 5 zijn bepaald via incubatie in gronden uit het veld. De omzettingssnelheden in kasgronden zouden daarvan duidelijk kunnen afwijken. Kasgronden ondergaan zo nu en dan een drastische behandeling als het stomen, waardoor de microbiële activiteit sterk vermindert. Tot eind 1995 werden kasgronden regelmatig chemisch ontsmet met metam-natrium, een middel met een breed werkingsspectrum. Door de relatief hoge belasting van kasgronden met bestrijdingsmiddelen kan de microbiële omzetting van bepaalde middelen worden geremd.

Door de specialisatie op een bepaald gewas (continueelt), de lange groeiperiode en de gunstige omstandigheden voor ziekten en plagen in kassen worden bepaalde middelen herhaaldelijk in een jaar toegepast. Dit vergroot de kans op adaptatie van de micro-organismen in de bodem aan de middelen, waardoor deze versneld worden omgezet. Versnelde omzetting van enkele oxim-carbamaat-insecticiden/nematiciden in kasgronden werd gemeten door Leistra et al. (1984a; 1984b). Het is verder niet bekend welke invloed de waterhuishouding en het bemestingsregiem (organisch, anorganisch) in de kassen hebben op de omzettingssnelheid van bestrijdingsmiddelen in de gronden.

De omzettingssnelheden van de voorbeeldbestrijdingsmiddelen diazinon, heptenofos en tolclofos-methyl in vier uiteenlopende kasgronden werden gemeten via incubaties in het laboratorium. De gronden werden verzameld uit de vier kassen besproken in paragraaf 3.3. Voor deze kassen werd de uitspoeling van organofosfaatbestrijdingsmiddelen via drainagewater beschreven door Runia et al. (1996). De omzettingssnelheden in de kasgronden worden vergeleken met die eerder bepaald voor gronden uit het veld (hoofdstuk 5). De omzettingssnelheden zijn ook nodig als invoergegevens bij de berekeningen betreffende de uitspoeling uit kasgronden (Van de Veen et al., 1996).

## 6.2 Werkwijzen

### 6.2.1 Verzamelen van de gronden

De gronden gebruikt bij de incubaties werden in het najaar van 1994 verzameld uit vier kassen in twee glastuinbouwgebieden in Zuid-Holland. Met een vleugelboor werden twaalf deelmonsters genomen uit de toplaag van 25 cm, in een gedeelte van de kas dat tijdelijk onbeteeld was of zeer jonge planten bevatte. Bedrijf A op zavelgrond had jaarronde teelt van chrysanten. Dezelfde teelt vond plaats op bedrijf B op kleigrond. Op bedrijf C met zandgrond werd een groot deel van het jaar radijs geteeld. Op bedrijf D met veengrond werden fresia's geteeld.

De gronden werden verfijnd en gemengd (10 min) in een Hobart-snij/mengmachine. Voor elke middel-grond-combinatie werd 60 g vochtige grond afgewogen in elk van 20 Schott flessen (250 cm<sup>3</sup>). Het vochtgehalte van de gronden werd bepaald door het drogen van een deelmonster bij 105 °C. De vochtgehalten van de gronden van de bedrijven A, B, C en D waren resp. 18,2%, 32,8%, 9,5% en 63,6%. Andere deelmonsters werden genomen voor de bepaling van de samenstelling en pH van de gronden door het Bedrijfslaboratorium voor Grond- en Gewasonderzoek te Oosterbeek. De resultaten van deze bepalingen zijn gegeven in tabel 8.

Tabel 8 Samenstelling en pH van de kasgronden gebruikt bij de incubatiestudies

Eigenschap	Zavelgrond	Kleigrond	Zandgrond	Veengrond
Lutum (0-2 µm; %)	10,4	33,6	3,3	10,9
Silt (2-50 µm; %)	17,9	43,6	3,1	26,3
Org. stof (%)	2,7	5,6	3,1	22,9
CaCO <sub>3</sub> (%)	2,8	5,3	0,6	0,3
pH-KCl	7,2	7,3	6,9	6,0

In het Nederlandse systeem voor bodemclassificatie worden deze gronden aangeduid met resp. matig humeuze zeer lichte zavel, matig humeuze lichte klei, matig humeus kleiarm zand en venige klei.

### 6.2.2 Incubaties

Van diazinon werd een oplossing in water gemaakt en hiervan werd 1 ml toegevoegd aan de 60 g vochtige grond in elk van de flessen. Tijdens de toediening met een injectiespuit werd de oplossing verdeeld door de naald door de grond te bewegen. De inhoud van de flessen werd daarna verder gemengd door met de hand zwenkend te schudden. De toegediende massa diazinon werd bepaald door regelmatig 1 ml oplossing te injecteren in 10 ml hexaan/ethylacetaat (50/50), gevolgd door extraheren. De zo gemeten toevoeging bedroeg gemiddeld 45,1 µg (n = 11; s = 2,1 µg). Het begingehalte van diazinon in de gronden (op basis van droge grond) lag daarmee rond 1,0 µg/g. De flessen werden afgedekt met aluminiumfolie, voorzien van een klein gat (1 cm<sup>2</sup>) voor de toetreding van zuurstof. De flessen werden geplaatst in

een bak met een laagje water (tegen uitdrogen van de gronden), die los werd afgedekt. De incubaties vonden plaats in een temperatuurkast, bij 20 °C in het donker.

Van een oplossing van heptenofos in water werd eveneens 1 ml per incubatiefles toegevoegd met een injectiespuit. De toegevoegde massa bedroeg gemiddeld 58,0 µg (n = 12; s = 0,4 µg). Hiermee lag het begingehalte van heptenofos in de gronden rond 1,3 µg/g (op basis van droge grond). De werkwijze was verder gelijk aan die voor diazinon.

Tolclofos-methyl heeft een zeer lage oplosbaarheid in water. Daarom werd voor de toediening aan de gronden een emulsie gemaakt van geformuleerd produkt (Rizolex vloeibaar) in water. Hiervan werd 1 ml toegediend per incubatiefles. De toegediende massa per fles was 51,2 µg (n = 11; s = 17,5 µg). De spreiding in de toegediende massa was vrij groot, mogelijk door het gedeeltelijk uitzakken van de geformuleerde emulsie, ondanks herhaald schudden. Hiermee lag het begingehalte van tolclofos-methyl in de gronden rond 1,1 µg/g (op basis van droge grond).

### 6.2.3 Extractie en analyse

De gronden werden geëxtraheerd op verschillende tijdstippen om het verloop van de resterende massa middel te bepalen. De eerste extractie vond plaats op 1 uur na de toediening. De duur van de incubatieperiode was: 71 dagen voor diazinon, 6 dagen voor heptenofos en 111 dagen voor tolclofos-methyl. Per tijdstip werd de inhoud van twee flessen per middel-grond-combinatie geëxtraheerd. Aan elke fles met grond werd 50 ml HPLC-water en 50 ml hexaan/ethylacetaat (50/50) toegevoegd. Na afsluiten werden de flessen 30 min geschud op een schudmachine (Gerhardt), met ongeveer 150 slagen per min. Na het schudden werd de bovenstaande organische laag overgebracht in een centrifugebuis en 10 min gecentrifugeerd bij een rotatiesnelheid van 2000 per min. Vervolgens werd een deel van de organische laag overgebracht in een 20 ml flesje en gedroogd met natriumsulfaat.

De concentraties in de extracten werden gemeten met een HP 5890 gaschromatograaf (Hewlett Packard), uitgerust met een thermionische NP detector. Met de injectieautomaat werd 3 µl monster geïnjecteerd. De scheiding vond plaats in een CP-Sil-5-CB wide-bore kolom (lengte 25 m; inw. diam. 0,53 m; laagdikte 2,16 µm). Als draaggas werd stikstof gebruikt, met een gassnelheid van 2 ml/min door de kolom. De gassnelheden van het make-up gas stikstof en de detectorgassen waterstof en lucht bedroegen resp. 28, 3,8 en 110 ml/min. De analyse werd isotherm uitgevoerd: de temperaturen van injector, kolomoven en detector waren ingesteld op resp. 240 °C, 190 °C en 280 °C. De signaalverwerking vond plaats met het dataverwerkingssysteem Multichrom (VG Data Systems).

Tijdens de analyse werden regelmatig oplossingen uit een standaardreeks in hexaan/ethylacetaat (50/50) geïnjecteerd, met concentraties in het traject van 0,05 tot 2,00 µg/ml. Aan de hand van de piekhoogtes werden de concentraties in de extracten berekend. De retentietijden van diazinon, heptenofos en tolclofos-methyl

waren resp. 6,2, 2,9 en 8,8 min. De bepalingsgrens was lager dan 0,01 µg/ml; dit was ruimschoots voldoende voor deze omzettingstudie.

De recovery van de extractie en analyse van de drie bestrijdingsmiddelen in de kasgronden kan worden afgeleid uit drie types meting:

- recovery-bepalingen vooraf, tijdens de methodiekontwikkeling;
- bepalingen bij de incubaties binnen omstreeks 0,1 dag (diazinon en heptenofos) of 1,0 dag (tolclofos-methyl) na toedienen;
- recoverybepalingen in de loop van de incubatiestudie.

De recovery van elk van de middelen uit de vier kasgronden vertoonde geen duidelijke verschillen per grond. De gemiddelde recovery van diazinon voor alle gronden en bepalingen was 95% (n = 55; s = 11%). De recovery van heptenofos, gemiddeld voor alle gronden en bepalingen, was 94% (n = 39; s = 15%). Voor tolclofos-methyl was de gemiddelde recovery 97% (n = 40; s = 12%).

De partijen kleigrond en zandgrond die in de kassen waren verzameld werden gecontroleerd op de aanwezigheid van tolclofos-methyl. In de kleigrond was het middel niet aantoonbaar (< 0,01 µg/g). In de zandgrond was 0,09 µg/g tolclofos-methyl aanwezig. Verdere bijzonderheden over de werkwijzen en de analyse van de middelen worden gegeven door Matser (1995a).

## 6.3 Resultaten en bespreking

### 6.3.1 Diazinon

De resultaten van de incubatie van diazinon in de vier kasgronden zijn weergegeven in figuur 2. De gemeten hoeveelheid per tijdstip is uitgedrukt als percentage van de toegediende massa. Het resterend percentage is uitgezet op logaritmische schaal om zichtbaar te maken of er bij benadering eerste-orde-kinetiek is, wat tot uiting komt in een lineaire afname van het resterend percentage met de tijd.

De omzetting van diazinon in de zavelgrond verliep slechts geleidelijk (figuur 2). Na 32 dagen was in deze grond nog 53% van de dosering over. De halfwaardetijd berekend op basis van het gehele verloop van de omzettingcurve bedraagt 36 dagen. In de kleigrond verliep de omzetting aanvankelijk met redelijke snelheid; de halfwaardetijd voor de eerste 14 dagen was 16 dagen. Daarna verliep de omzetting trager, met 46% resterend na 32 dagen en 37% resterend na 71 dagen.

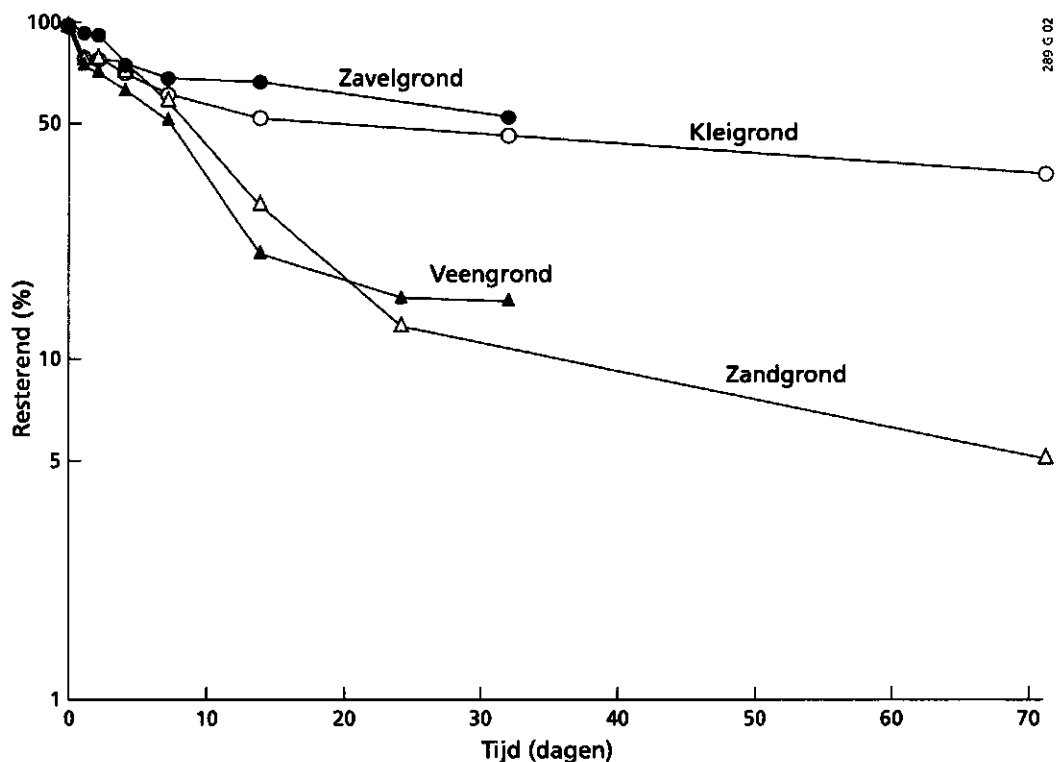


Fig. 2 Verloop van de omzetting van diazinon in vier kasgronden bij 20 °C

De omzetting van diazinon in de zandgrond benaderde de eerste-orde-kinetiek tot 24 dagen na de start; op dat tijdstip was er nog 13% over (figuur 2). De halfwaardetijd in deze periode was 8 dagen. In de periode vanaf 24 dagen was de snelheidscoëfficiënt van de omzetting lager; zodat er na 71 dagen nog 5% van de beginhoeveelheid diazinon over was. De omzetting in de veengrond verliep aanvankelijk het snelst: na 14 dagen was 20% van de toegediende massa diazinon over. De halfwaardetijd in deze periode was 7 dagen. In de periode vanaf 14 dagen was de snelheidscoëfficiënt van de omzetting aanzienlijk lager, zodat er na 32 dagen nog 15% van de dosering van diazinon over was.

Voor het vergelijken van de omzettingssnelheid van diazinon in de verschillende gronden is een eenvoudige karakteristiek nodig. Omdat het omzettingsverloop van diazinon nogal afwijkt van de eerste-orde-kinetiek is de halfwaardetijd weinig geschikt hiervoor. Daarom worden de omzettingssnelheden vergeleken aan de hand van de DT50-waarden: de tijd waarin 50% van de beginmassa van het middel is omgezet. De DT50-waarden van diazinon in de vier gronden zijn weergegeven in tabel 9. De DT50-waarde van 38 dagen voor diazinon in de zavelgrond ligt midden in het traject van DT50-waarden uit het literatuuroverzicht (paragraaf 5). De DT50-waarde van 17 dagen voor diazinon in de kleigrond is relatief laag, maar ligt nog in de buurt van enkele eerder gemeten waarden. De DT50-waarden van diazinon in de zandgrond en veengrond zijn duidelijk lager dan de eerder gemeten waarden voor gronden uit het veld. Mogelijk wordt in deze kasgronden diazinon versneld omgezet door microbiële adaptatie.

Tabel 9 Tijd voor 50% omzetting (DT50 in dagen) van de beginmassa van diazinon, heptenofos en tolclofos-methyl in vier kasgronden bij 20 °C

Middel	Zavelgrond	Kleigrond	Zandgrond	Veengrond
Diazinon	38	17	8	7
Heptenofos	0,5	2,1	0,7	0,7
Tolclofos-methyl	142	178	115	46

De vraag rijst waarom de snelheidscoëfficiënt voor de omzetting van diazinon in de kasgronden afneemt in de tijd. Vermoedelijk neemt de biobeschikbaarheid van het middel af doordat de adsorptie geleidelijk toeneemt. Ook kunnen de moleculen geleidelijk doordringen in de uiterst fijne bodemporiën, waarin geen micro-organismen aanwezig zijn. Het beschikbaar komen voor omzetting is dan afhankelijk van het relatief trage proces van diffusie via watergepulde poriën.

### 6.3.2 Heptenofos

Het verloop van de omzetting van heptenofos in de vier kasgronden bij 20 °C is weergegeven in figuur 3. De omzetting van heptenofos in de zavelgrond verliep snel; na 6 dagen was er slechts 0,9% over. Na een beginperiode van 2 dagen nam de snelheidscoëfficiënt van de omzetting wat af. In de kleigrond verliep de omzetting van heptenofos veel geleidelijker; hierin was na 6 dagen nog 19% van de beginmassa over, na 10 dagen nog 9% en na 20 dagen nog 2%. Na de eerste 3 dagen incubatie nam de snelheidscoëfficiënt van de omzetting enigzins af.

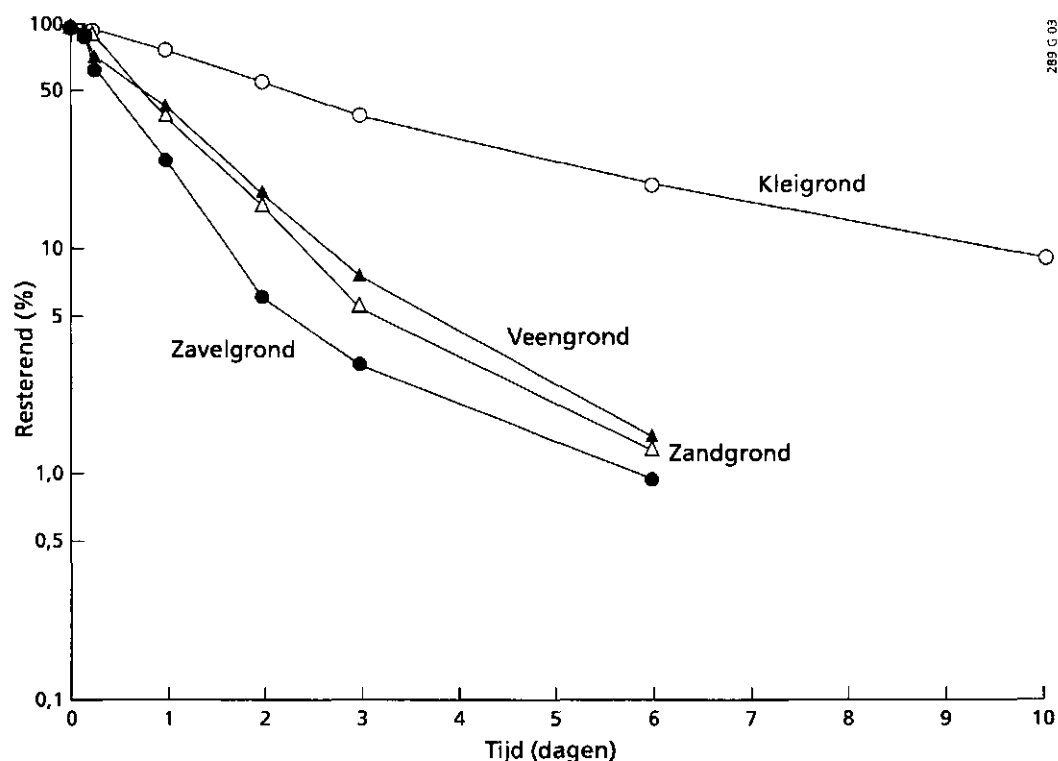


Fig. 3 Verloop van de omzetting van heptenofos in vier kasgronden bij 20 °C

De omzetting van heptenofos in de zandgrond verliep snel (figuur 3); na 6 dagen was slechts 1,3% van de toegediende massa over. In de eerste 3 dagen werd de eerste-orde-kinetiek benaderd; daarna nam de snelheidscoëfficiënt af. De omzetting van heptenofos in de veengrond verliep bijna even snel als die in de zandgrond. Na 6 dagen was er nog 1,4% van de beginmassa over. Ook in de veengrond nam de snelheidscoëfficiënt van de omzetting na 3 dagen enigszins af.

In alle vier de gronden lijkt de beschikbaarheid van heptenofos voor microbiële omzetting af te nemen in de tijd. Gezien de afwijking van de eerste-orde-kinetiek na de eerste dagen worden ook voor heptenofos de DT50-waarden gebruikt voor vergelijking van de omzettingssnelheden. Ze zijn weergegeven in tabel 9. Deze DT50-waarden komen vrijwel overeen met de halfwaardetijden van heptenofos in de beginperiode waarin de eerste-orde-kinetiek wordt benaderd.

De DT50-waarden gemeten voor heptenofos in de vier kasgronden zijn van dezelfde orde van grootte als de DT50-waarden uit de literatuur (hoofdstuk 5). De hoge omzettingssnelheden in deze kasgronden komen dus overeen met die eerder gemeten in gronden uit het veld.

### 6.3.3 Tolclofos-methyl

Het verloop van de omzetting van tolclofos-methyl in de vier kasgronden is weergegeven in figuur 4. De omzetting van tolclofos-methyl in de zavelgrond verliep slechts geleidelijk. Aan het eind van de incubatie (na 189 dagen) resteerde nog 28% van de toegediende massa. In de kleigrond verliep de omzetting van tolclofos-methyl het traagst. In deze grond was na 189 dagen incubatie nog 44% van de beginmassa over.

De omzetting van tolclofos-methyl in de zandgrond verliep geleidelijk; na 189 dagen resteerde 28% van de dosering (figuur 4). Tolclofos-methyl in de veengrond werd sneller omgezet dan in de andere drie kasgronden. Aan het eind van de incubatie (na 189 dagen) was in deze grond nog 6% van de beginmassa over.

De DT50-waarden van tolclofos-methyl in de vier kasgronden zijn weergegeven in tabel 9. Van de drie voorbeeldmiddelen wordt dit middel het traagst omgezet. De DT50-waarde voor de veengrond is lager dan de gemiddelde DT50 = 71 dagen uit gerapporteerde studies (hoofdstuk 5). In de drie andere kasgronden was de DT50-waarde duidelijk hoger dan het gemiddelde van de gerapporteerde waarden.



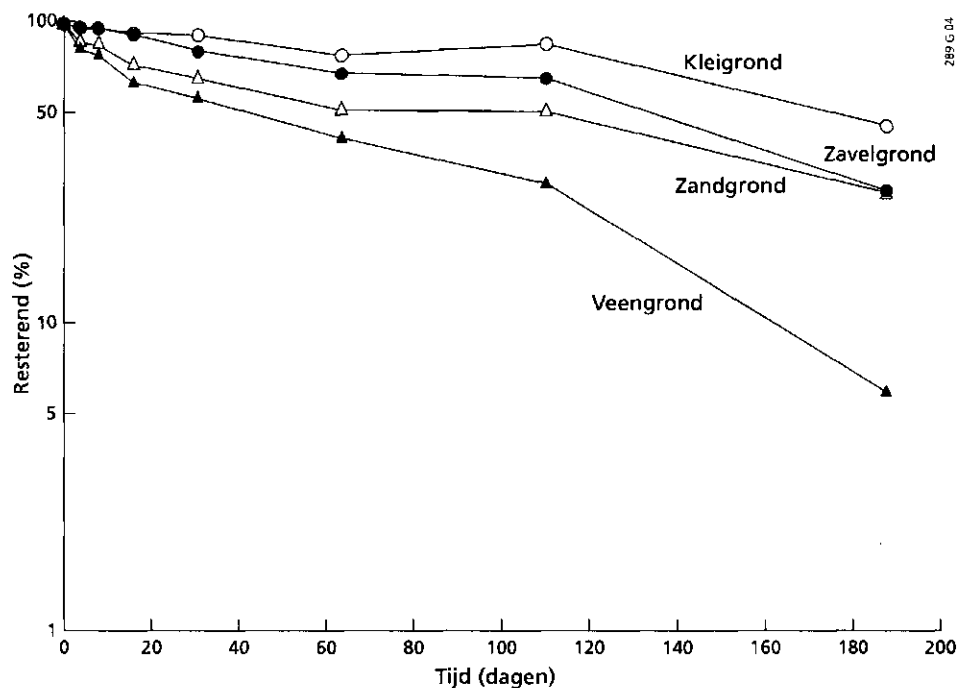


Fig. 4 Verloop van de omzetting van tolclofos-methyl in vier kasgronden bij 20 °C

#### 6.4 Algemene bespreking en conclusies

De nu gemeten DT50-waarden van diazinon in zavelgrond en kleigrond uit kassen liggen op het niveau van de waarden eerder gemeten voor gronden uit het veld. Dit middel werd op de betreffende bedrijven niet toegepast in het onderzoeksjaar (Runia et al., 1996).

In de zandgrond en veengrond uit kassen verliep de omzetting van diazinon aanzienlijk sneller dan eerder werd gemeten voor gronden uit het veld. Op het zandgrondbedrijf is het middel in één periode (van 4 weken) van het onderzoeksjaar toegepast (Runia et al., 1996). Mogelijk treedt in deze kasgrond versnelde omzetting op door adaptatie van de micro-organismen. Voor het veengrondbedrijf wordt geen toepassing van diazinon in het meetjaar vermeld, maar het middel werd wel in eerdere jaren toegepast.

Herhaalde toediening van diazinon aan een grond in het veld leidde tot het vermogen van die grond om het middel versneld om te zetten (Forrest et al., 1981). Diazinon was binnen een week niet meer aantoonbaar. Een *Flavobacterium*-soort die diazinon versneld kan omzetten werd uit de grond geïsoleerd.

De omzetting van heptenofos in de vier kasgronden verloopt snel. Dit komt overeen met de snelle omzetting eerder gemeten voor gronden uit het veld. Op de bedrijven met zavelgrond, kleigrond en veengrond werd het middel in enkele perioden in het meetjaar gebruikt (Runia et al., 1996). De vrij snelle omzetting in de zandgrond (geen

gebruik in het meetjaar) en de wat tragere omzetting in de kleigrond (wèl gebruik) is opmerkelijk.

In de zandgrond waaraan tolclofos-methyl regelmatig werd toegediend (Runia et al., 1996) verliep de omzetting slechts geleidelijk. In de kleigrond met regelmatige toediening was de omzetting zelfs het traagst. Bij de veengrond, waarvoor geen toepassingen van tolclofos-methyl in het meetjaar worden vermeld, verliep de omzetting minder traag. Vóór het meetjaar werd dit middel éénmaal toegepast. In drie van de vier kasgronden was de omzettingssnelheid van tolclofos-methyl lager dan gemiddeld in de eerder gerapporteerde studies met gronden uit het veld. De oorzaak hiervan is niet bekend.

Versnelde omzetting van organofosfaatbestrijdingsmiddelen in kasgronden lijkt zo nu en dan op te treden (i.c. bij diazinon). Herhaalde toepassing van een middel leidt echter niet voorspelbaar tot microbiële adaptatie.

De resultaten van dit onderzoek geven aan dat de omzettingssnelheden van bestrijdingsmiddelen in kasgronden slechts ten dele overeenkomen met die gerapporteerd voor gronden uit het veld. Literatuurgegevens kunnen alleen worden gebruikt voor het maken van een eerste schatting van de uitspoeling via berekeningen. Voor nauwkeuriger uitspoelingsberekeningen zijn specifieke metingen van de omzettingssnelheid in kasgronden nodig.

Bij diverse incubaties nam de snelheidscoëfficiënt van de omzetting af met de tijd, vermoedelijk door afnemende biobeschikbaarheid. De snelheidscoëfficiënt berekend voor een beginperiode van de incubatie geeft dan een overschatting van de omzettingssnelheid van de fractie die na langere tijd resteert. Zulke residuen zouden na onverwacht lange tijd alsnog vrij kunnen komen (op laag niveau) voor uitspoeling.

Bij hoge berekening op de kasgronden worden deze nogal nat, waardoor anaërobe gedeeltes in de bodem kunnen ontstaan. Dit geldt vooral voor lagen beneden de bouwvoor. Een belangrijke vraag is of hierdoor de omzetting van de bestrijdingsmiddelen wordt vertraagd.

Men kan zich afvragen of het mogelijk is de omzetting van de bestrijdingsmiddelen in kasgronden te bevorderen. Zo kan de microbiële activiteit worden gestimuleerd door de toevoer van afbreekbaar organisch materiaal. Het is echter onzeker of de micro-organismen die de bestrijdingsmiddelen kunnen omzetten hiervan voldoende profiteren. Ook moet het organisch materiaal vrij zijn van ziekteverwekkers.

## 7 Afname aan het bodemoppervlak

### 7.1 Inleiding

Bij de toediening van bestrijdingsmiddelen voor gewasbehandeling in kassen komt een deel van de dosering op de bodem terecht (hoofdstuk 2). Vanaf het bodemoppervlak kan vervluchtiging van bestrijdingsmiddel optreden. Onder invloed van het zonlicht kan ook fotochemische omzetting op het bodemoppervlak plaatsvinden. Mogelijk verloopt de afname van bestrijdingsmiddel aan het bodemoppervlak daardoor veel sneller dan de omzetting in de gronden. Als er zo'n snelle afname plaatsvindt, dan zou men de berekening na de toediening van een middel enkele dagen kunnen uitstellen om zo de hoeveelheid middel die in de bodem dringt te verminderen. Daarmee zou ook het uitspoelingsrisico verminderen.

Gegevens over de vervluchtiging van diazinon na depositie op het bodemoppervlak zijn schaars. Na het mengen van het middel met gronden (Burkhard en Guth, 1981) of het inregelen (Branham en Wehner, 1985) verliep de vervluchtiging langzaam, zoals te verwachten was. De snelheid van vervluchtigen van diazinon dat op het bodemoppervlak terecht is gekomen kan aanzienlijk hoger zijn.

De fotochemische omzetting van diazinon aan het bodemoppervlak werd bestudeerd in een laboratoriumopstelling met nagebootst zonlicht (Burkhard en Guth, 1979). Diazinon werd gemengd met een vochtige silty loam grond, die in een laagje werd uitgespreid en blootgesteld aan golflengtes groter dan 290 nm. De temperatuur lag rond 45 °C. Na 24 uur blootstelling was 28% van de beginhoeveelheid diazinon over. Na mengen met drogere grond was er toen 35% over. Bij grondlaagjes die van het licht waren afgeschermd resteerde na 24 uur nog 79% van de beginhoeveelheid diazinon.

Er zijn geen gegevens gevonden over de vervluchtiging van heptenofos vanaf het bodemoppervlak of vanuit de bodem. Hetzelfde geldt voor de fotochemische omzetting van heptenofos aan het bodemoppervlak.

Tolclofos-methyl werd aangebracht op dunne lagen van vier kleiige gronden, die werden blootgesteld aan natuurlijk zonlicht (Mikami et al., 1984). Na 2 dagen resteerde 28 tot 53% van de opgebrachte hoeveelheid tolclofos-methyl. Van het middel aangebracht op de gronden en opgesteld in het donker resteerde na 2 dagen 50 tot 80% van de beginhoeveelheid. Vervluchtiging en fotochemische omzetting leken beide een rol te spelen. Na de eerste paar dagen verminderde de snelheidscoëfficiënt van de afname aanzienlijk, mogelijk door het indrogen van de gronden.

In een laboratoriumopstelling met nagebootst zonlicht werd tolclofos-methyl aangebracht op kleimineralen (droog) en werd de afname ervan gemeten (Katagi, 1990). De temperatuur werd op 25 °C gehouden. Bij kaoliniet was na 3 dagen 33% van de beginhoeveelheid over en bij montmorilloniet was dat 69%. In het donker

verliep de afname veel trager. De vervluchtiging in de eerste 3 dagen na het opbrengen was beperkt tot 1% van de beginhoeveelheid.

Over de snelheid van vervluchtiging en fotochemische omzetting van bestrijdingsmiddelen aan het bodemoppervlak in kassen was geen informatie beschikbaar. Het is onzeker of deze processen in kassen in dezelfde mate kunnen optreden als in laboratoriumopstellingen of in de buitenlucht.

In deze studie werden de voorbeeldmiddelen diazinon, heptenofos en tolclofos-methyl aangebracht op grondoppervlakken in een kas. De afname van de middelen werd gevolgd via chemische analyse. De afname wordt vergeleken met de afname aan afgedekt grondoppervlak en met de eerder gemeten omzettingssnelheid in de gronden.

## 7.2 Werkwijzen

Voor dit experiment werd verse grond verzameld op bedrijf A (chrysantenteelt op zavelgrond) en op bedrijf C (radijsteelt op zandgrond). Met een boor werd op verschillende plaatsen grond verzameld uit de toplaag tot 20 cm diepte. In het laboratorium werd elke partij grond gemengd in een Hobart-snij/mengmachine. De samenstelling van de gronden komt overeen met die weergegeven in tabel 8 (paragraaf 6.2.1). De vochtgehalten van de gronden waren: zavelgrond 21,0% en zandgrond 9,1%.

Stalen volumeringen (hoogte 5 cm; oppervlakte doorsnede 20 cm<sup>2</sup>) werden gevuld met vochtige grond tot 1 cm onder de bovenrand. Aan de onderzijde van de ringen was filterkous gespannen, tegen uitvallen van de grond. De grond in de ringen werd licht aangedrukt en de massa grond in elk der ringen werd bepaald. De ringen met kasgrond werden geplaatst in een lage aluminiumbak met een laagje vochtige humeuze zandgrond (van Proefbedrijf Droevendaal; 3 à 4 cm dik). Per bak werden zowel 24 ringen met zavelgrond als 24 ringen met zandgrond geplaatst. Drie van zulke bakken werden gereed gemaakt, één bak voor elk van de middelen diazinon, heptenofos en tolclofos-methyl.

De bakken met kasgrond in ringen werden opgesteld in een kas van het DLO-Instituut voor Milieu- en Agritechniek (IMAG-DLO) te Wageningen. In de kas werden tomaten geteeld. De bakken stonden op het looppad, vóór de rijen met ver-ontwikkelde tomatenplanten.

Doseervloeistoffen van diazinon, heptenofos en tolcofos-methyl in water werden gemaakt door verdunning in HPLC-water, uitgaande van de geformuleerde producten. De concentraties van de doseeroplossingen lagen op het niveau van 1 g/l. Met een glazen injectiespuit (500 µl) werd 200 µl van de doseervloeistof gedruppeld op het grondoppervlak in elk der ringen. De doseervloeistof in de maatkolf werd regelmatig geschud. Zeven maal tijdens het toedienen van elk middel werd de dosering gemeten door 200 µl van de doseervloeistof te injecteren in buizen met 20 ml hexaan/ethylacetaat (50/50). De buizen werden intensief geschud en een deelmonster

werd 10x verdund met hexaan/ethylacetaat (50/50). Meting van de concentratie in deze oplossingen leverde de volgende doseringen aan het grondoppervlak per ring:

- diazinon 300,6  $\mu\text{g}$  ( $n = 7$ ;  $s = 4,4 \mu\text{g}$ );
- heptenofos 104,1  $\mu\text{g}$  ( $n = 7$ ;  $s = 1,3 \mu\text{g}$ );
- tolclofos-methyl 151,2  $\mu\text{g}$  ( $n = 7$ ;  $s = 9,5 \mu\text{g}$ ).

Deze doseringen kwamen overeen met resp. 1,50, 0,52 en 0,76 kg actieve stof per ha.

Na het toedienen van de middelen werd de helft van de ringen van elk der kasgronden afgedekt met een dekseltje van aluminiumfolie. Dit om vervluchtiging en fotochemische omzetting van de middelen bij deze ringen tegen te gaan. Op 2,1 en 5,0 dagen na de toediening werd de opvulgrond in elk der bakken bevochtigd met 100 ml water, tegen indrogen.

Op 1 uur na de toediening op het grondoppervlak en op vijf tijdstippen daarna, in een periode van 7 dagen, werden ringen met grond verzameld voor extractie en analyse. De extractietijdstippen waren 0,04, 0,2, 1,0, 2,1, 5,0 en 7,0 dagen na de toediening. Per tijdstip werden van iedere middel-kasgrond-combinatie twee niet afgedekte en twee afgedekte ringen verzameld. De ringen met grond werden eerst gewogen om de verandering van de massa water in de grond te bepalen.

De inhoud van elke ring werd overgebracht in een Schott-fles (250 ml) en daarna werd 75 ml HPLC-water en 75 ml hexaan/ethylacetaat (50/50) toegevoegd. Na afsluiten van de flessen vond de extractie van de gronden plaats zoals beschreven voor het onderzoek naar de omzetting in de gronden (paragraaf 6.2.3). De dekseltjes van aluminiumfolie werden eveneens geëxtraheerd om na te gaan of hierop condensatie van de middelen had plaatsgevonden.

De gaschromatografische analyse van diazinon, heptenofos en tolclofos-methyl vond plaats zoals beschreven in paragraaf 6.2.3. voor het onderzoek naar de omzetting van deze middelen in de kasgronden.

Deelmonsters van de partijen grond verzameld in de kassen werden onderzocht op de aanwezigheid van de hier bestudeerde bestrijdingsmiddelen. In geen van de beide kasgronden was diazinon of heptenofos aanwezig. Voor tolclofos-methyl werd in de zavelgrond 0,02  $\mu\text{g/g}$  gemeten en in de zandgrond 0,17  $\mu\text{g/g}$ . Deze gehalten kwamen overeen met resp. 1% en 7% van de massa tolclofos-methyl toegediend in dit experiment.

In de gevallen waarin dat zinvol was, werd de afname van de bestrijdingsmiddelen beschreven met de eerste-orde-kinetiek. De snelheidscoëfficiënt voor de afname werd berekend met het statistisch pakket GENSTAT. Verdere bijzonderheden over de werkwijzen bij dit deelonderzoek worden gegeven door Matser (1995b).

## 7.3 Resultaten

### 7.3.1 Verdamping van water

Het verloop van de verdamping van water vanaf de ringen met zavelgrond in de kas is weergegeven in figuur 5. De punten zijn gemiddelden van de grond in zes ringen: twee ringen voor elk van de drie middelen. De verdamping van water vanaf de niet-afgedekte zavelgrond verliep gestadig in de hele meetperiode. Na 7 dagen was ruim 10 g water per ring verdampt. De verdamping van water vanaf de zavelgrond in de afgedekte ringen verliep veel trager (figuur 5). Na 7 dagen was uit deze ringen slechts 1,8 g water verdampt.

De verdamping van water vanaf de niet-afgedekte zandgrond in de ringen in de kas is weergegeven in figuur 6. De cumulatieve verdamping nam geleidelijk toe tot 5,3 g na 7 dagen. Bij de afgedekte ringen met zandgrond was de verdamping veel lager; na 7 dagen bedroeg deze slechts 1,1 g.

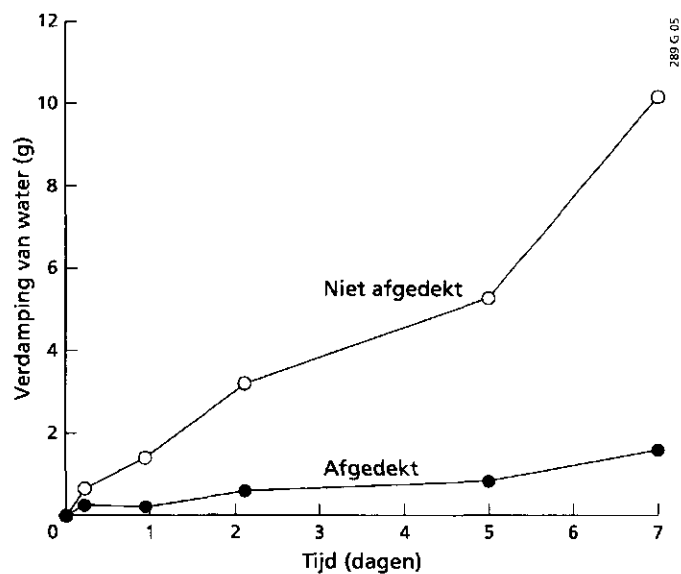


Fig. 5 Cumulatieve verdamping van water vanaf niet-afgedekte en afgedekte zavelgrond in een kas

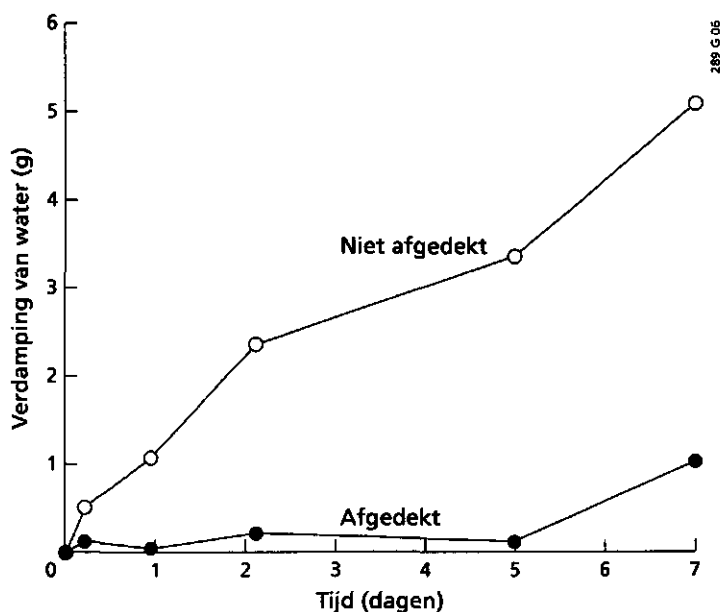


Fig. 6 Cumulatieve verdamping van water vanaf niet-afgedekte en afgedekte zandgrond in een kas

De verdamping van water vanaf de niet-afgedekte zavelgrond in de kas was ongeveer tweemaal zo groot als die vanaf de niet-afgedekte zandgrond. Dit hangt vermoedelijk samen met de grotere vochthoudendheid en de betere watergeleiding naar het toplaagje bij de zavelgrond.

### 7.3.2 Afname van diazinon

De afname van diazinon na toediening op de zavelgrond in de ringen in de kas is weergegeven in figuur 7A. De hoeveelheid diazinon gemeten op 1 uur na het aanbrengen op het oppervlak werd op 100% gesteld. De afname verliep geleidelijk. Bij de niet-afgedekte zavelgrond verliep de afname wat sneller dan bij de afgedekte zavelgrond, maar het verschil was klein. Na 7 dagen was bij de niet-afgedekte zavelgrond nog 70% van de beginmassa aanwezig; bij de afgedekte zavelgrond was dit nog 78%.

De afnamesnelheid van diazinon aan het oppervlak van de zavelgrond kan worden vergeleken met de omzettingssnelheid in deze grond bij de incubatie bij 20 °C (paragraaf 6.3.1). Bij de incubatie was na 7 dagen nog 63% van de beginmassa aanwezig. De nu gemeten afnamesnelheid van diazinon is dus wat lager dan de eerder gemeten omzettingssnelheid.

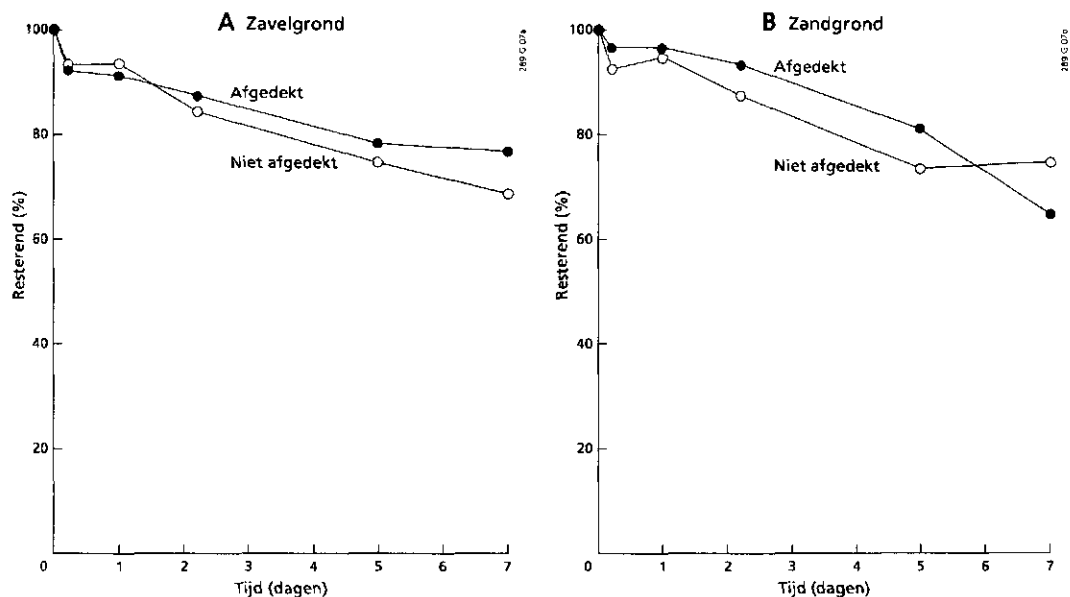


Fig. 7 Afname van diazinon aangebracht op het oppervlak van zavelgrond (A) en zandgrond (B) in een kas

De afname van diazinon toegediend aan het oppervlak van de zandgrond in de ringen in de kas is weergegeven in figuur 7B. Ook hier verliep de afname geleidelijk. Bij de niet-afgedekte zandgrond vertraagde de afname in de tijd, mogelijk door het indrogen van het toplaagje. Bij de niet-afgedekte zandgrond was na 7 dagen nog 76% van de beginmassa diazinon over en bij de afgedekte zandgrond was dat nog 66%.

Bij de incubatie van diazinon in de zandgrond bij 20 °C (paragraaf 6.3.1) was na 7 dagen 59% van de beginmassa over. De snelheid van afname aan het oppervlak van de zandgrond was dus wat lager dan de omzettingssnelheid van diazinon in deze grond.

Bij diazinon was er een lichte tendens tot snellere afname bij de niet-afgedekte gronden. Bij de zandgrond werd deze tendens tegengewerkt door de vertragende invloed van het indrogen van het toplaagje.

De hoeveelheid diazinon gemeten op 1 uur na de toediening was bij de zavelgrond 107% van de berekende dosering en bij de zandgrond 90% van deze dosering. Er is hier geen aanwijzing voor een snel verlies in het begin, bijv. door vervluchtiging.

Van diazinon werden kleine hoeveelheden op de aluminiumfolie dekseltjes aangetroffen. In de periode na de eerste dag was dit gemiddeld 0,6% van de dosering.



### 7.3.3 Afname van heptenofos

Het verloop van de hoeveelheid heptenofos na toediening op de zavelgrond in de ringen in de kas is weergegeven in figuur 8A. De hoeveelheid gemeten op 1 uur na de toediening werd op 100% gesteld. De afname verliep vrij snel; na 7 dagen was nog omstreeks 7% van de beginmassa over. Het verschil tussen de afname van heptenofos bij de niet-afgedekte en de afgedekte zavelgrond was klein. De afname volgde bij benadering het eerste-orde-patroon, met een halfwaardetijd van 1,9 dag.

Bij de eerder uitgevoerde incubatie van heptenofos in de zavelgrond bij 20 °C (paragraaf 6.3.2) werd een DT50-waarde gevonden van 0,5 dag. De afname van heptenofos aan het oppervlak van de zavelgrond verliep dus langzamer dan de omzetting in deze grond.

De afname van heptenofos toegediend op het oppervlak van de zandgrond is weergegeven in figuur 8B. Bij de niet-afgedekte zandgrond was er in de eerste dagen 2 dagen een vrij snelle afname, maar daarna verliep de afname relatief traag. Na 7 dagen was nog 40% van de beginmassa over. Bij de afgedekte zandgrond was er een meer continue afname van heptenofos, tot er na 7 dagen vrijwel niets over was. Benadering met het eerste-orde-patroon levert een halfwaardetijd van 1,5 dag.

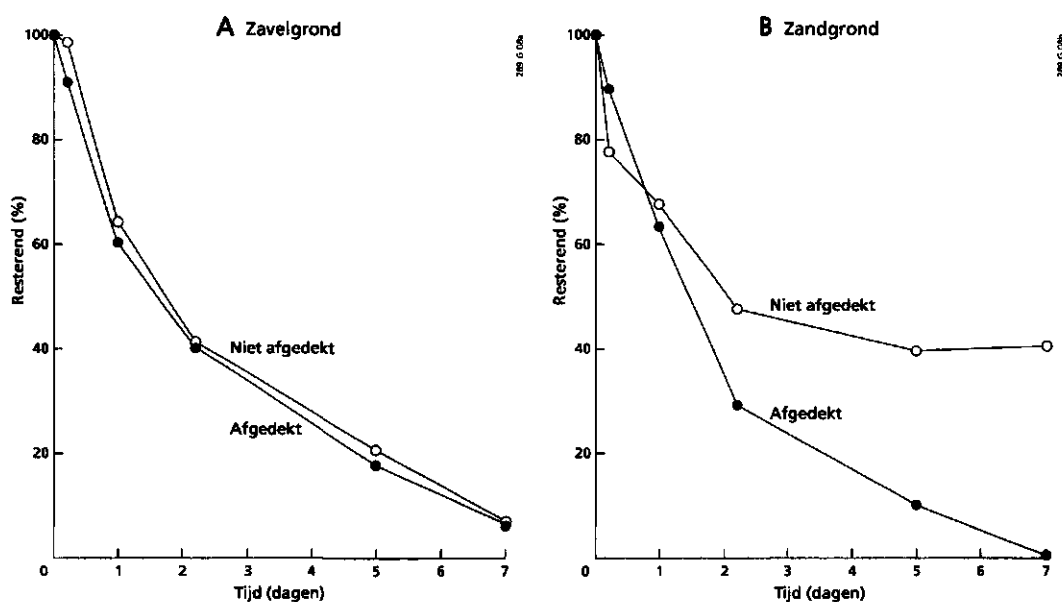


Fig. 8 Afname van heptenofos aangebracht op het oppervlak van zavelgrond (A) en zandgrond (B) in een kas

Incubatie van heptenofos in de zandgrond bij 20 °C (paragraaf 6.3.2) leverde een DT50-waarde van 0,7 dag. De afname vanaf het zandgrondoppervlak in de afgedekte ringen verliep dus trager dan de omzetting bij incubatie. Bij de niet-afgedekte zandgrond verliep de afname van heptenofos na enkele dagen zeer veel trager dan de omzetting in deze zandgrond. Vermoedelijk werd de omzetting en/of vervluchtiging afgeremd door het indrogen van het toplaagje van de zandgrond.

De hoeveelheid heptenofos gemeten op 1 uur na de toediening was duidelijk lager dan de berekende dosering, zowel bij de niet-afgedekte als bij de afgedekte ringen. Bij de zavelgrond werd na 1 uur 81% van de berekende dosering gemeten en bij de zandgrond was dat 61%. Mogelijk was er snelle vervluchtiging van heptenofos kort na de toediening, voordat de interactie met de gronden de vervluchtiging afremde.

Op de aluminiumfolie dekseltjes werden slechts spoortjes van heptenofos aangetroffen: de hoeveelheden waren steeds kleiner dan 0,1% van de dosering.

#### **7.3.4 Afname van tolclofos-methyl**

De afname van tolclofos-methyl aangebracht op het oppervlak van de zavelgrond in de ringen in de kas is weergegeven in figuur 9A. De afname verliep slechts geleidelijk en er was weinig verschil in de snelheid van afname bij de niet-afgedekte en de afgedekte ringen. Na 7 dagen was er bij de niet-afgedekte zavelgrond nog 84% van de beginmassa over; bij de afgedekte zavelgrond was dat nog 88%.

Bij de incubatie van tolclofos-methyl in de zavelgrond bij 20 °C (paragraaf 6.3.3) was er na 8 dagen nog 95% van de dosering van het middel over. De snelheid van afname aan het grondoppervlak was dus wat groter dan de snelheid van omzetting in de zavelgrond.

Figuur 9B toont de afname van tolclofos-methyl toegediend aan het oppervlak van de zandgrond in de ringen in de kas. Ook hier verliep de afname slechts geleidelijk, met weinig verschil tussen de niet-afgedekte en afgedekte oppervlakken. Bij de niet-afgedekte zandgrond was er na 7 dagen nog 73% van de beginmassa over en bij de afgedekte zandgrond was dat 71%.

Ter vergelijking dient de omzettingssnelheid van tolclofos-methyl in deze zandgrond bij 20 °C (paragraaf 6.3.3). Na 8 dagen incubatie was er in deze grond nog 84% van de dosering over. De afname aan het oppervlak van de zandgrond verliep dus wat sneller dan de omzetting in deze grond.

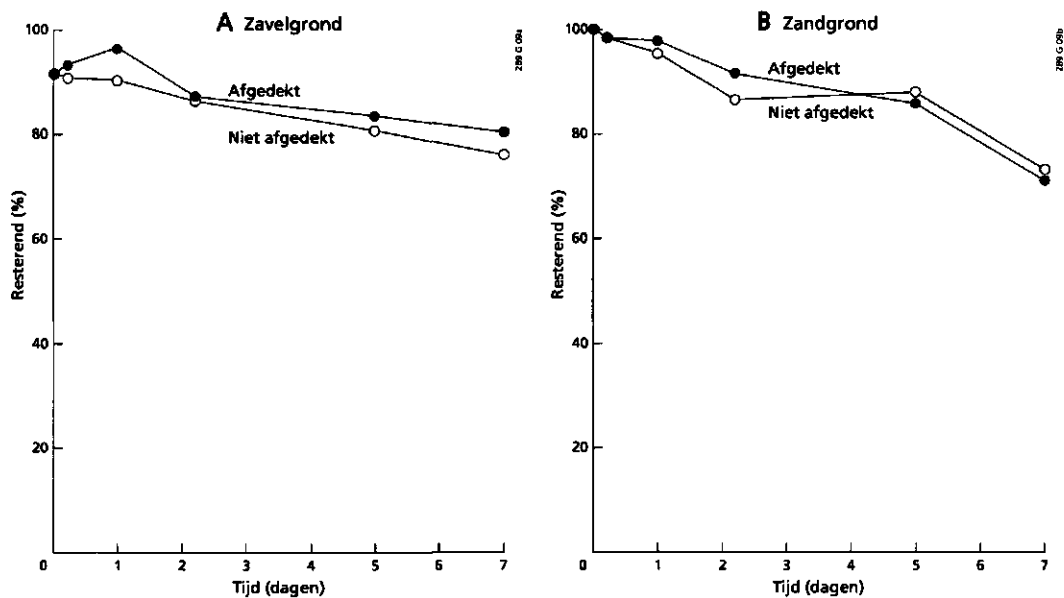


Fig. 9 Afname van tolclofos-methyl aangebracht op het oppervlak van zavelgrond (A) en zandgrond (B) in een kas

De hoeveelheid tolclofos-methyl gemeten op 1 uur na de toediening was aanzienlijk hoger dan de berekende dosering (resp. 123% en 137% voor de zavelgrond en zandgrond). Dit is voor een klein deel toe te schrijven aan de gehalten die reeds in de gronden aanwezig waren. De oorzaak van het grotere verschil is niet bekend.

Van tolcofos-methyl werd een kleine hoeveelheid op de aluminiumfolie dekseltjes aangetroffen. In de periode na de eerste dag was dat gemiddeld 0,9% van de dosering.

#### 7.4 Algemene bespreking en conclusies

Zoals verwacht resulteerde het afdekken van de zavelgrond en zandgrond in het zeer beperkt blijven van de verdamping van water. Bij niet-afgedekte ringen verdampte er vanaf de zavelgrond omstreeks 10 g water per ring en vanaf de zandgrond omstreeks 5 g. De zandgrond is minder vochthoudend en mede door de relatief lage watergeleidbaarheid ontstaat er een sterk ingedroogd toplaagje, wat gepaard gaat met een lagere verdampingsnelheid.

De afname van diazinon aan de grondoppervlakken in de kas verliep geleidelijk. Er was weinig verschil tussen de afname bij de niet-afgedekte en de afgedekte

oppervlakken. De snelheid van afname van diazinon aan de grondoppervlakken was wat lager dan de snelheid van omzetting in deze gronden.

De afname van heptenofos aan de afgedekte grondoppervlakken in de kas verliep vrij snel, maar was trager dan de omzetting in deze gronden. Bij de zandgrond had het indrogen van het toplaagje een sterk remmende invloed op de afname van heptenofos.

De afname van tolclofos-methyl aan de grondoppervlakken in de kas verliep langzaam, met weinig verschil tussen de niet-afgedekte en afgedekte oppervlakken. Wel was deze afname wat sneller dan de omzetting van tolclofos-methyl in deze gronden.

Er is geen aanwijzing gevonden dat vervluchtiging van de voorbeeldmiddelen in enkele dagen tijd een belangrijke rol speelt bij kasgronden. De lage vervluchtiging kan deels samenhangen met de lage windsnelheden in de kas.

Fotochemische omzetting van de voorbeeldmiddelen op gronden in een kas lijkt geen belangrijke rol te spelen in enkele dagen tijd. Op basis van literatuurgegevens zou men aanzienlijke fotochemische omzetting van diazinon en tolclofos-methyl verwachten. Mogelijk zijn de opstellingen gebruikt in het eerder gepubliceerde onderzoek niet representatief voor de praktijk. In kassen kan het niet doorlaten van de kortegolf lengtes van het zonlichtspectrum (meest actief) door de glaswanden de fotochemische omzetting verminderen.

Uit dit onderzoek blijkt dat er geen snelle afname van deze middelen optreedt na depositie op de grondoppervlakken in een kas. Het heeft dus geen zin om via uitstellen van de beregening na de toediening van de middelen (bijv. enkele dagen) extra tijd te verschaffen voor de afname aan het bodemoppervlak, om zo het uitspoelingsrisico te verminderen.

## **8 Conclusies en aanbevelingen**

### **8.1 Conclusies uit het onderzoek**

- 1 Bij de behandeling van glastuinbouwgewassen met bestrijdingsmiddelen komt veelal een aanzienlijk deel van de dosering op de bodem terecht.
- 2 Gezien het vaak korte tijdsinterval tussen toediening en beregening zou een aanzienlijk deel van het middel gedeponereerd op het gewas kunnen afspoelen, wat de belasting van de bodem aanzienlijk verhoogt.
- 3 Bij de hogere polderpeilen treedt aanzienlijke inzijging van water op vanuit de waterlopen naar de kasondergrond en de drainagestelsels. Hierdoor kunnen bestrijdingsmiddelresiduen vanuit de waterlopen worden meegevoerd naar het drainagewater.
- 4 Het risico van uitspoelen van bodembehandelingsmiddelen is aanzienlijk groter dan dat bij gewasbehandelingsmiddelen. Risicoverhogende factoren zijn o.a.: de hogere doseringen, de grotere relatieve bodembelasting, de toediening via watergeefsystemen en het (diep) inwerken of inregenen/inspoelen.
- 5 Het beëindigen van de toelating van chemische grondontsmetting in kassen heeft het risico van uitspoelen van bestrijdingsmiddelen duidelijk verminderd.
- 6 Op grond van hun fysisch-chemische eigenschappen wordt in de toelatingsprocedure het risico van uitspoelen van de voorbeeldmiddelen diazinon, heptenofos en tolclofos-methyl in buitenteelten klein geacht. Het aantonen van deze middelen in drainagewater van kassen duidt op complicaties bij de kasgronden.
- 7 Aanvullende metingen voor de adsorptie van heptenofos en tolclofos-methyl aan kasgronden leverden adsorptiecoëfficiënten op het verwachte niveau.
- 8 De omzettingssnelheden van de voorbeeldbestrijdingsmiddelen in kasgronden wijken deels nogal af van de snelheden eerder gemeten voor gronden uit het veld. Voor nauwkeurige uitspoelingsberekeningen zijn specifieke metingen van de omzettingssnelheid nodig als invoergegeven.
- 9 De snelheidscoëfficiënt voor de omzetting in de gronden neemt af in de tijd, vermoedelijk door afnemende beschikbaarheid voor de micro-organismen. Daardoor kunnen residuen van de middelen onverwacht lang in de bodem aanwezig zijn en daarbij op laag niveau uitspoelen.
- 10 Vervluchtiging en fotochemische omzetting leveren geen belangrijke bijdrage aan de afname van de voorbeeldbestrijdingsmiddelen aan het kasgrondoppervlak. Wat

dit betreft heeft het uitstellen van de berekening na de toediening van een middel weinig zin.

- 11 Gegevens over kasteelssystemen zijn in voldoende mate beschikbaar gekomen voor oriënterende uitspoelingsberekeningen met een standaardmodel.

## **8.2 Aanbevelingen voor de praktijk**

- 1 De toedieningstechnieken en -methoden dienen verder te worden verbeterd om de belasting van de kasbodem met bestrijdingsmiddelen te verminderen.
- 2 De berekening in kassen is vaak veel hoger dan nodig is voor de transpiratie van het gewas. De watergift kan sterk worden verminderd, waardoor ook het risico van uitspoelen van bestrijdingsmiddelen sterk afneemt.
- 3 Ter vermindering van het uitspoelingsrisico van bestrijdingsmiddelen dient gewerkt te worden aan een zo gelijkmatig mogelijke waterverdeling in de kassen.

## **8.3 Aanbevelingen voor nader onderzoek**

- 1 Onderzocht dient te worden hoe de afspoelbaarheid van bestrijdingsmiddelen vanaf de gewassen verloopt in de tijd, om na te gaan of het uitstellen van de berekening na een toediening een aanzienlijke vermindering van de bodembelasting geeft.
- 2 Nagegaan dient te worden hoe relatief ondiep grondwater en capillaire opstijging beter kunnen worden benut voor de watervoorziening van de gewassen, zodat de berekening kan worden verlaagd en daarmee het risico van uitspoelen van bestrijdingsmiddelen.
- 3 Voor kassituaties met ongelijkmatige waterstroming dient een speciaal uitspoelingsmodel ontwikkeld te worden, waarin rekening wordt gehouden met preferente waterstroming en bestrijdingsmiddeltransport.
- 4 Onderzocht dient te worden in hoeverre de omzetting van bestrijdingsmiddelen wordt afgeremd door de natte omstandigheden in het kasbodemprofiel, met name onder de bewerkte laag.
- 5 De toediening van bodembehandelingsmiddelen dient via onderzoek te worden geoptimaliseerd om het relatief grote risico van uitspoelen van deze middelen te verminderen.

- 6 Scenarioberekeningen dienen meer kwantitatief inzicht te leveren in de effecten van maatregelen om de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen terug te dringen via aanpassingen in de teeltwijzen.

## Literatuur

Augustijn-Beckers, P.W.M., A.G. Hornsby en R.D. Wauchope, 1994. The SCS/ARS/CES pesticide properties database for environmental decision making. II. Additional compounds. *Reviews Environ. Contam. Toxicol.* 137, 1-82.

Boesten, J.J.T.I., 1986. Behaviour of herbicides in soil: simulation and experimental assessment. Wageningen, Institute for Pesticide Research and Agricultural University. Dissertation.

Boesten, J.J.T.I., 1991. Sensitivity analysis of a mathematical model for pesticide leaching to groundwater. *Pestic. Sci.* 31, 375-388.

Bor, G., F. van den Berg, J.H. Smelt, A.E. van de Peppel-Groen, M. Leistra en R.A. Smidt, 1994. Deposition patterns of dichlorvos and parathion in a glasshouse and discharge of parathion with condensation water. Wageningen, DLO Winand Staring Centre. Report 84.

Bowman, B.T. en W.W. Sans, 1979. The aqueous solubility of twenty-seven insecticides and related compounds. *J. Environ. Sci. Health B14*, 625-634.

Branham, B.E. en D.J. Wehner, 1985. The fate of diazinon applied to thatched turf. *Agron. J.* 77, 101-104.

Burkhard, N. en J.A. Guth, 1979. Photolysis of organophosphorus pesticides on soil surfaces. *Pestic. Sci.* 10, 313-319.

Burkhard, N. en J.A. Guth, 1981. Rate of volatilisation of pesticides from soil surface - Comparison of calculated results with those determined in a laboratory model system. *Pestic. Sci.* 12, 37-44.

Crum, S.J.H., H. de Heer, M. van der Staay, J.A.F. de Vreede en D.H. Brouwer, 1991. Het effect van drie verschillende toedieningsmethoden op de depositie en luchtconcentratie van methomyl in kassen. Wageningen, Staring Centrum. Rapport 144.

Esch, J. van en M. Vollebregt, 1995. Wettelijke maatregelen bij gebruik gewasbeschermingsmiddelen. Emissie naar oppervlaktewater nu verminderen. *Vakblad voor de Bloemisterij* 42, 42-45.

Forrest, M., K.A. Lord, N. Walker en H.C. Woodville, 1981. The influence of soil treatments on the bacterial degradation of diazinon and other organophosphorus insecticides. *Environ. Pollution, Series A* 24, 93-104.

Gorter, M., B. van der Wal en J. Mangelaars, 1996. Veldtoets met watervlooiën: een nuttige aanvulling op het chemisch onderzoek. *H<sub>2</sub>O* 29, 534-357.



Green, R.E. en S.W. Karickhoff, 1990. Sorption estimates for modeling. In: Pesticides in the soil environment. Processes, impacts and modeling. P. 79-101. H.H. Cheng (Ed.). Madison WI, USA. Soil Science Society of America.

Heemskerk, M. en R. Schotman, 1996. Waterverdeling regenleidingsystemen kan beter. Groenten+Fruit/Glasgroenten 32, 13-16.

Hewson, R.T., 1975. Heptenofos, a new systemic insecticide of short persistence. Proc. 8th British Insectic. Fungic. Conf. 2, 697-704.

Hoogheemraadschap van Rijnland, 1993. Gebiedsgericht onderzoek naar de aanwezigheid van bestrijdingsmiddelen en meststoffen in het oppervlaktewater in tuinbouwgebieden (boomteelt, glastuinbouw en bollenteelt). Leiden, Hoogheemraadschap van Rijnland. Rapport dec. 1993.

Katagi, T., 1990. Photoinduced oxidation of the organophosphorus fungicide tolclofos-methyl on clay minerals. J. Agric. Food Chem. 38, 1595-1600.

Koning, F., 1995. Spuiten met spuitmast kan beter. Groenten + Fruit/Glasgroenten 32, 24-25.

Koning, F. en R. van der Knaap, 1995a. Aanpassen en ontwikkelen van toedieningstechnieken van bestrijdingsmiddelen in de glastuinbouw. In: Onderzoek in het kader van het Meerjarenplan Gewasbescherming (1991-1995). Onderzoekprogramma: Emissiebeperkende Toedieningstechnieken, 27-34.

Koning, F. en R. van der Knaap, 1995b. Beddenteelten: gewas bepaalt de emissie, niet de spuitapparatuur. Vakblad voor de Bloemisterij 37, 48-51.

Korsten, P. en W. Voogt, 1994. Mineralenbalans kent nog grote hiaten. Groenten + Fruit/Glasgroenten 35, 27-29.

Korsten, P., W. Voogt en C. Bloemhard, 1994. Mineralenbalans geeft inzicht in aanvoer, verbruik en verspilling. Verschillen door inzijging, wegzijging giet- en bemestingsgedrag. Vakblad voor de Bloemisterij 35, 44-47.

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

Leistra, M., A. Dekker en A.M.M. van der Burg, 1984b. Leaching of oxidation products of aldicarb from greenhouse soils to water courses. Archives Environ. Contam. Toxicol. 13, 327-334.

Mandersloot, H.J., 1993. Gewasbeschermingsgids. Ede en Wageningen, Informatie en Kennis Centrum Akker- en Tuinbouw en Plantenziektenkundige Dienst.

Mikami, N., K. Imanishi, H. Yamada en J. Miyamoto, 1984. Photodegradation of the fungicide tolclofos-methyl in water and on soil surfaces. *J. Pestic. Sci.* 9, 215-222.

Ministerie van LNV, 1991. Meerjarenplan Gewasbescherming. Regeringsbeslissing. 's-Gravenhage, Sdu Uitgeverij. Tweede Kamer, vergaderjaar 1990-1991, 21 677, nrs 3-4, 1- 298.

Plassche, E.J. van de, J.E.M. van Koten-Vermeulen en J.H. Canton, 1990. Bestrijdingsmiddelen in oppervlaktewater van Het Westland en het akkerbouwgebied in de Haarlemmermeer. Bilthoven, RIVM. Rapport 638812004.

Roos-Schalij, G.B.K., M.P. Leunissen en K. Krijt, 1994. Lozingenbesluit WVO glastuinbouw met nota van toelichting zoals verschenen in Staatsblad 699 van 29 september 1994 (2<sup>o</sup> Ed.). 's-Gravenhage, Ministerie van Verkeer en Waterstaat.

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. Rapport 57.

Schwab, W., P. Dambach en H.J. Buhl, 1994. Microbial degradation of heptenofos in the soil environment by biological Baeyer-Villiger oxidation. *J. Agric. Food Chem.* 42, 1578-1583.

Tomlin, C., 1994. The pesticide manual. A world compendium. 10th edition. Farnham and Cambridge, UK. British Crop Protection Council and The Royal Society of Chemistry.

Veen, J.R. van de, F. van den Berg, H.A.J. Pellikaan-van Harten, J.J.T.I. Boesten en M. Leistra, 1997. Uitspoeling van bestrijdingsmiddelen uit kasgronden naar waterlopen. Simulatie met het PESTLA 3.0 model. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 481.2.

Wauchope, R.D., T.M. Buttler, A.G. Hornsby, P.W.M. Augustijn-Beckers en J.P. Burt, 1992. The SCS/ARS/CES pesticide properties database for environmental decision-making. *Reviews Environ. Contam. Toxicol.* 123, 1-155.

### ***Niet-gepubliceerde bronnen***

Hamaker, Ph. en J. van Beusekom, 1977. Onderzoek naar de water- en mineralenhuishouding op een glastuinbouwbedrijf. Wageningen, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding. Nota 981.

Hamaker, Ph. en A.M.M. van der Burg, 1978. De water- en mineralenbalans van een glastuinbouwbedrijf in de periode 1976/1977. Wageningen, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding. Nota 1072.

Hamaker, Ph. en A.M.M. van der Burg, 1979. De water- en mineralenhuishouding van een glastuinbouwbedrijf op een zandgrond in Het Westland in de periode 1977/1978. Wageningen, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding. Nota 1129.

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.

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

Matser, A.M., 1995a. Omzettingssnelheid van heptenofos, diazinon en tolclofos-methyl in vier kasgronden. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Interne Mededeling 383.

Matser, A.M., 1995b. Afnamesnelheid van heptenofos, diazinon en tolclofos-methyl vanaf grondoppervlakken in een kas. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Interne Mededeling 394.

Matser, A.M., 1996. Adsorptie van heptenofos en tolclofos-methyl aan vier kasgronden. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Interne Mededeling 421.

Mensink, H., J.W. Jansma en J.B.H.J. Linders, 1992. Diazinon. Milieufiche. Bilthoven, RIVM. Adviesrapport 88/678801/039.

Panman, E. en J.B.H.J. Linders, 1992. Heptenofos. Milieufiche. Bilthoven, RIVM. Adviesrapport 88/678801/076.

Visser, J. en J.B.H.J. Linders, 1992. Tolcofos-methyl. Milieufiche. Bilthoven, RIVM. Adviesrapport 90/670101/018.