32/4446(200) 2e ex

BIBLIOTHEEK
STARINGGEBOUW

Mogelijkheden tot reductie van bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewater in het stroomgebied van de Drentsche Aa

Een literatuur- en modelstudie

P.J.T. van Bakel
J.A. Elbers
J.G. Kroes
M. Leistra
C.C.P. van Mourik
J.H. Smelt

Rapport 200

DLO-Staring Centrum, Wageningen, 1992

CENTRALE LANDBOUWCATALOGUS
0000 0470 7879

31 MAART 1992

REFERAAT

Bakel P.J.T. van, J.A. Elbers, J.G. Kroes, M. Leistra, C.C.P. van Mourik en J.H. Smelt, 1992. *Mogelijkheden tot reductie van bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewater in het stroomgebied van de Drentsche Aa; een literatuur- en modelstudie.* Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 200. 82 blz.; 20 fig.; 6 tab.

Simulatiemodellen zijn ontwikkeld en bestaande aangepast om maatregelen te evalueren die de belasting van het oppervlaktewater met bestrijdingsmiddelen kunnen reduceren. Op perceelsschaal zijn verschillende scenario's voor het gebruik van bestrijdingsmiddelen doorgerekend op het effect op de concentratie in het drainwater. Door koppeling van de modellen op perceelsniveau met die op stroomgebiedsniveau, zijn ook scenario's doorgerekend om het effect van maatregelen zichtbaar te maken op concentraties bestrijdingsmiddelen in het stelsel van waterlopen. Deze berekeningen zijn uitgevoerd voor het deelstroomgebied van het Anlooërdiepje dat vrij representatief is voor het gehele stroomgebied van de Drentsche Aa. Door literatuurstudies zijn basisgegevens van bestrijdingsmiddelen verzameld en gegevens over transport naar oppervlaktewatwer via oppervlakte-afvoer, via overwaaien van spuitvloeistof en via verstuiven van grond. Maatregelen ter voorkoming van puntbelastingen bij het vullen, spoelen en directe belastingen tijdens bespuitingen zijn het meest effectief om piekconcentraties in het oppervlaktewater te voorkomen. Bij grondontsmetting beïnvloeden het tijdstip van toepassing en de methodiek de kans op belasting van het oppervlakte-water via uitspoeling sterk.

Trefwoorden: bestrijdingsmiddelen, transportprocessen, waterkwaliteit, drinkwater, simulatie-modellen, uitspoelen.

ISSN 0927-4499

©1992 DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC-DLO)
Postbus 125, 6700 AC Wageningen
Tel.: 08370-74200; telefax: 08370-24812; telex: 75230 VISI-NL

Het DLO-Staring Centrum is een voortzetting van: het Instituut voor Cultuurtechniek en Water-huishouding (ICW), het Instituut voor Onderzoek van Bestrijdingsmiddelen, afd. Milieu (IOB), de Afd. Landschapsbouw van het Rijksinstituut voor Onderzoek in de Bos- en Landschapsbouw "De Dorschkamp" (LB), en de Stichting voor Bodemkartering (STIBOKA).

Het 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.

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 het DLO-Staring Centrum.

Project 2168

INHOUD

		blz.
WOORD VOORAF		9
SAMENVATTING		11
1	INLEIDING	17
2	BESCHRIJVING VAN HET ONDERZOEKSGEBIED	19
2.1	Geografie en geomorfologie	19
2.2	Geologie	19
2.3	Geohydrologie	19
2.4	Hydrologie	21
2.5	Bodemeenheden, bodemfysische en bodemchemische eigenschappen	23
2.6	Bodemgebruik	23
2.7	Gebruik van bestrijdingsmiddelen	23
3	TRANSPORT EN GEDRAG VAN BESTRIJDINGSMIDDELEN	27
3.1	Transport via de lucht naar het oppervlaktewater	27
3.1.1	Winderosie van bestrijdingsmiddelen naar waterlopen	27
3.1.2	Overwaaiing van spuitvloeistof met bestrijdingsmiddel naar waterlopen	28
3.2	Transport via oppervlakte- en oppervlakkige afvoer naar waterlopen	30
3.3	Transport via het grondwatersysteem naar het oppervlaktewater	32
3.4	Transport in het oppervlaktewatersysteem	33
3.5	Gedrag van bestrijdingsmiddelen in relatie tot het verblijfsmedium	33
4	MODELLERING VAN TRANSPORT EN GEDRAG VAN BESTRIJDINGSMIDDELEN OP PERCEELSSCHAAL	37
4.1	Model voor de waterhuishouding van een perceel	37
4.1.1	Modelconcept	37
4.1.2	Toepassing op de Kooyenburg	38
4.2	Model voor het gedrag van bestrijdingsmiddelen op perceelsschaal	40
4.2.1	Modelconcept	40
4.2.2	Toepassing op de Kooyenburg	42
5	MODELLERING VAN TRANSPORT EN GEDRAG VAN BESTRIJDINGSMIDDELEN OP STROOMGEBIEDSNIVEAU	45
5.1	Modellering van het transport via de waterfase	45
5.1.1	Modelconcept	45
5.1.2	Toepassing op het stroomgebied van het Anlooërdiepje	47
5.2	Modellering van het gedrag van bestrijdingsmiddelen op het stroomgebied van het Anlooërdiepje	52

blz.

6 MAATREGELEN OM DE KANS OP VOORKOMEN VAN BESTRIJDINGSMIDDELEN IN HET OPPERVLAKTEWATER TE VERMINDEREN 57
6.1 Perceelsniveau 57
6.1.1 Uitgangspunten en werkwijze 57
6.1.2 Resultaten en discussie 60
6.2 Stroomgebiedsniveau 65
6.2.1 Spuitvrije zones 66
6.2.2 Puntbelasting op het detailontwateringssysteem 69
6.2.3 Puntbelasting op het hoofdafwateringssysteem 71
6.3 Maatregelen ontleend aan de literatuurstudies 73

7 EVALUATIE, CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN 75
7.1 Evaluatie van de gevolgde werkwijze 75
7.2 Conclusies over te nemen maatregelen 77
7.3 Aanbevelingen voor verder onderzoek 78

LITERATUUR 79

FIGUREN
1 Ligging deelstroomgebied van het Anlooërdiepje in het stroomgebied van de Drentsche Aa 16
2 Geologische afzettingen van Noord-Nederland 20
3 Geohydrologische schematisering van de ondergrond in het stroomgebied 21
4 Relatie tussen grondwaterstandsdiepte en afvoer naar het ontwateringssysteem 22
5 Gemeten en gesimuleerde drainafvoeren van het proefveld op de Kooyenburg 40
6 Gemeten en gesimuleerde concentratieprofielen van bromide 43
7 Het met MOGROW gemodelleerde gebied van het Anlooërdiepje en omgeving 48
8 Topografie van het gemodelleerde gebied 49
9 Drainageweerstanden van het tertiaire en secondaire ontwateringssysteem 50
10 Schematische weergave van het oppervlaktewatersysteem 51
11 Vergelijking tussen gemeten en met MOGROW berekende afvoeren van het Anlooërdiepje 52
12 Gisimuleerde waterafvoer via drains voor het Kooyenburg profiel met de weersgegevens van 1980 60
13 Berekend verloop van de concentratie bentazon in het drainwater na toepassing op 1 juli 61
14 Berekend verloop van de concentratie atrazin in het drainwater voor drie combinaties van adsorptiecoëfficiënt en halfwaardetijd 62
15 Berekend verloop van de concentratie methylisothiocyanaat in het drainwater na drie toepassingstijdstippen 63
16 Berekend verloop van de concentratie methylisothiocyanaat in het drainwater na spitinjectie en schaarinjectie 64
17 Relatie tussen % depositie van spuitvloeistof en afstand tot bespoten veld 66

blz.

18 Gesimuleerd verloop van de concentratie atrazin, bentazon en metamitron in het water bij het uitstroompunt van het Anlooërdiepje als gevolg van overwaaien van spuitvloeistof 68
19 Gesimuleerd concentratieverloop bij het uitstroompunt van het Anlooërdiepje na belastingen met 100 g actieve stof in het detailontwateringssysteem 70
20 Gesimuleerd concentratieverloop bij het uitstroompunt van het Anlooërdiepje na belastingen met 50 g actieve stof in het hoofdafvoersysteem 72

TABELLEN

1 Gebruik van bestrijdingsmiddelen in het stroomgebied van het Anlooërdiepje 24
2 Fysisch-chemische eigenschappen van de bestrijdingsmiddelen 35
3 Gesimuleerde waterbalans voor het proefveld op de Kooyenburg 39
4 Gevoeligheid van de berekende drainageflux voor een aantal invoerparameters 40
5 Geselecteerde bestrijdingsmiddelen voor calibratie en validatie van de modelberekeningen 54
6 Berekeningen met SWACROP/TRANSOL voor uitspoeling van bestrijdingsmiddelen voor het Kooyenburg profiel 59

WOORD VOORAF

In 1989 heeft het Directoraat-Generaal Milieubeheer van het Ministerie van Ruimtelijke Ordening en Milieuhygiëne aan het Staring Centrum opdracht verleend tot het uitvoeren van het project "Voorkomen en transport van bestrijdingsmiddelen in het stroomgebied van de Drentsche Aa". In 1991 heeft de Begeleidingscie "Bestrijdingsmiddelen Drentsche Aa" financiering verschaft voor verlenging van het project. Dit rapport is het verslag van de werkzaamheden, uitgevoerd door het DLO-Staring Centrum.

Het project werd inhoudelijk begeleid door de werkgroep "Bestrijdingsmiddelen Drentsche Aa", met de volgende samenstelling:

ir. A.I.A. Soppe (voorzitter tot 6 dec. 1988)	GWG, Groningen
ir. G.J. Hey (voorzitter vanaf 6 dec. 1988 tot 8 sept. 1989)	RIVM, Bilthoven
ir. J.H.C. Mülschlegel (voorzitter vanaf 8 sept. 1989)	RIVM, Bilthoven
ing. M.P. Siemonsma (secretaris)	Provincie Drenthe
ing. A.D. Bosch	GWG, Groningen
ir. J.W. Kieft	GWG, Groningen
ir. A. Mulder	H.L. Hilbrands Laboratorium, Assen
H.M.J. Janssen (tot 2 okt. 1990)	KIWA, Nieuwegein
drs. L.M. Puiker	KIWA, Nieuwegein
dr.ir. J.P.G. Loch (tot 28 apr. 1989)	RIVM, Bilthoven
drs. P. Lagas (tot 23 mei 1990)	RIVM, Bilthoven
ir. B. Fraters (vanaf 8 sept. 1989)	RIVM, Bilthoven
ing. R.B.J.C. Burkunk (tot 29 nov. 1989)	Provincie Groningen
ing. H.G. Schuurman (vanaf 29 nov. 1989)	Provincie Groningen
prof. A.W.L. Veen (tot 28 febr. 1989)	RUG, phys. geografie, Haren
drs. A. Wierda (vanaf 28 febr. 1989)	RUG, phys. geografie, Haren
ir. R. Eleveld	Prof. H.C. van Hall Instituut, Groningen
drs. G.J. Koopman (vanaf 24 jan. 1990)	Prof. H.C. van Hall Instituut, Groningen
ir. J. Peerboom (van 28 febr. 1989 tot 5 juni 1991)	DLO-Staring Centrum, Wageningen
ing. R. Mourik (van 23 mei tot 5 juni 1991)	DLO-Staring Centrum, Wageningen
ing. L. van Soest (van 8 sept. 1989 tot 5 juni 1991)	DLO-Staring Centrum, Wageningen
drs. L. Groen	VROM, inspectie, Groningen
ing. J. van Roon	Waterschap Drentse Aa, Rolde
R. Dilling	Zuiveringsschap Drenthe, Assen

SAMENVATTING

Door de toegenoemen intensivering van het bodemgebruik is in de afgelopen decennia het gebruik van bestrijdingsmiddelen sterk toegenomen. Eén van de gevolgen is een grotere kans dat concentraties van bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewater de normen overschrijden. Oppervlaktewater kan daardoor (tijdelijk) ongeschikt worden voor bereiding van drinkwater. In de afgelopen jaren is dit het geval geweest bij het innamepunt van het Gemeentelijk Waterbedrijf Groningen bij De Punt, waar water aan het riviertje De Drentsche Aa wordt onttrokken voor de bereiding van drinkwater. Het wordt van groot belang geacht deze winningsmogelijkheid in stand te houdèn door het treffen van geëigende maatregelen. Alvorens te besluiten tot het treffen van deze maatregelen, is het noodzakelijk inzicht te hebben in de effectiviteit ervan. Om inzicht te krijgen in het belang van verschillende transportroutes zijn in het stroomgebied in het recente verleden, op initiatief van het Gemeentelijk Waterbedrijf Groningen, onderzoekingen uitgevoerd door met name het Van Hall Instituut (zie o.a. Eleveld et al., 1989). In dit kader is in 1989 aan het Staring Centrum opdracht verstrekt een literatuur- en modelonderzoek uit te voeren, met als belangrijke nevendoelstelling informatie te verkrijgen die ook bruikbaar is voor andere bestaande of toekomstige winningen uit oppervlaktewater. Hoofdstuk 1 geeft een uitgebreide beschrijving van probleemstelling en gehanteerde uitgangspunten bij dit onderzoek.

Hoofdstuk 2 geeft een beschrijving van het studiegebied: het stroomgebied van de Drentsche Aa, bovenstrooms van het innamepunt. Het gebied, ter grootte van ca. 25 000 ha, ligt voor het grootste gedeelte in de provincie Drenthe, in de driehoek Glimmen-Hooghalen-Borger. Het bodemgebruik is overwegend bouwland buiten de beekdalen en grasland in de beekdalen. Het onderzoek heeft vooral plaats gehad in het stroomgebied van het Anlooërdiepje ter grootte van ca. 1200 ha. Daarvoor zijn in dit gebied aanvullende metingen verricht van grondwaterstanden en afvoeren, en is het gebruik van bestrijdingsmiddelen in 1989 en 1990 geïnventariseerd (Koopmàn et al., 1991 en Folkers et al., 1991). Dit deelstroomgebied is vrij representatief, waardoor de resulaten van het onderzoek ook in grote lijnen voor het gehele stroomgebied van de Drentsche Aa gelden. Op basis van de geologische ontstaanswijze is de geohydrologische opbouw als volgt geschematiseerd: het freatisch pakket bestaande uit de Formatie van Twente, de eerste slecht doorlatende laag bestaande uit keileem en soms potklei, het middelste watervoerende pakket van de Formatie van Peelo, de tweede slecht doorlatende laag bestaande uit potklei en slecht doorlatende zanden van de Formatie van Peelo, het diepe watervoerende pakket bestaande uit de Formaties van Harderwijk, Urk en Scheemda en de hydrologische basis gevormd door de Formatie van Breda. In hydrologisch opzicht is het gebied te karakteriseren als snel reagerend op neerslag, door de relatief grote hoogteverschillen en de aanwezigheid van keileem op veel plaatsen.

Een algemene beschrijving van lotgevallen en transport van bestrijdingsmiddelen geeft hoofdstuk 3. Uit literatuurgegevens is kennis verzameld aangaande drie belangrijke routes waarlangs bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewater terecht kunnen komen:

- winderosie van bestrijdingsmiddelen gehecht aan bodemdeeltjes naar waterlopen. Het aandeel van deze route aan de belasting kan aanzienlijk zijn maar is moeilijk te kwantificeren, mede omdat het incidenteel voorkomt;
- overwaaiing van spuitvloeistof met bestrijdingsmiddelen naar waterlopen. Op basis van literatuurgegevens is afgeleid in hoeverre de belasting van de waterlopen afhangt van de breedte van de spuitvrije zone langs de waterlopen en van de windsnelheden tijdens het spuiten;
- transport van bestrijdingsmiddel via oppervlakte-afvoer. Voor Nederlandse omstandigheden zijn in de literatuur weinig bruikbare gegevens te vinden. De eigenschappen van het grondoppervlak die de infiltratiemogelijkheid bepalen, zijn zowel van plaats tot plaats als in de tijd zeer variabel, zoals volgt uit het veldonderzoek uitgevoerd in het stroomgebied door Wierda (1990);

Ook zijn op basis van literatuurgegevens de belangrijkste eigenschappen voor de beschrijving van de uitspoeling (i.c. de adsorptie aan de grond en de omzettingssnelheid) van de meest gebruikte bestrijdingsmiddelen weergegeven. Het gedrag en het transport van bestrijdingsmiddelen tijdens de regionale (diepe) grondwaterstroming zijn niet in beschouwing genomen, omdat het aandeel van deze route in de belasting van het oppervlaktewater met bestrijdingsmiddelen te verwaarlozen is. Alleen voor zeer persistente stoffen (o.a. 1,2-dichhloorpropaan) kan deze veronderstelling niet geheel correct zijn. De verblijftijden van water in het oppervlaktewaterssysteem zijn relatief kort. Mede daarom is omzetting van bestrijdingsmiddel tijdens het transport in waterlopen buiten beschouwing gelaten. Een andere reden is dat het schatten van de omzettingssnelheden in de waterlopen nog erg moeilijk is. De modelberekeningen geven dus een "worst-case" situatie.

De modellering van gedrag en transport van bestrijdingsmiddelen op perceelsschaal wordt behandeld in hoofdstuk 4. Voor de waterhuishouding is het computerprogramma SWACROP gebruikt, dat is gebaseerd op een niet-stationaire beschrijving van de waterstroming. Bij toepassing hiervan wordt de waterhuishouding van een perceel geschematiseerd tot een representatieve "kolom" opgedeeld in compartimenten, met daarin opgenomen de gewasverdamping, de stroming in de onverzadigde en verzadigde zone, de afvoer naar de ontwateringsmiddelen en als onderrandvoorwaarde de regionale grondwaterstroming. Voor de simulatie van het gedrag van bestrijdingsmiddelen op perceelsschaal wordt het programma TRANSOL gebruikt. Qua ruimtelijke schematisering sluit het aan bij het concept voor SWACROP. Daarnaast wordt per compartiment van de "kolom" een balans van opgeloste stoffen berekend. Daarbij wordt rekening gehouden met adsorptie en omzetting. Als test voor de modellering van de water- en stoffenhuishouding met deze programma's zijn meetgegevens gebruikt, afkomstig van een proefveld op de proefboerderij "De Kooyenburg". Met name de simulatie van de waterafvoer via drains als gevolg van het optreden van schijngrondwaterspiegels blijkt redelijk goed mogelijk. De representativiteit van de simulatie van de stoffenhuishouding is moeilijk na te gaan, doordat bruikbare metingen ter toetsing ontbreken.

In hoofdstuk 5 komt de modellering van het gedrag en transport van bestrijdingsmiddelen voor het stroomgebied van het Anlooërdiepje aan de orde. Als basis hiervoor is het programma MOGROW gebruikt, waarmee de niet-stationaire stroming van water in de onverzadigde zone, het verzadigd grondwatersysteem en het opper-

vlaktewater op regionale schaal kunnen worden gesimuleerd. Voor de modellering van de grondwaterstroming wordt het gebied opgedeeld in homogene deelgebieden. Per deelgebied kunnen de eigenschappen van de onverzadigde zone, de verzadigde zone en de interactie met het oppervlaktewater worden ingevoerd. Van het oppervlaktewatersysteem worden alleen de grotere waterlopen expliciet in model gebracht met een netwerk van knooppunten en strengen. Met de kleinere waterlopen wordt rekening gehouden door ze als een bergingsreservoir toe te voegen aan de knooppunten voor het oppervlaktewatersysteem. Calibratie en verificatie van het hydrologisch gedeelte aan de hand van gemeten grondwaterstanden en afvoeren geven redelijke resultaten. Calibratie en verificatie van het gedrag van (conservatieve) stoffen zijn zeer beperkt mogelijk vanwege het ontbreken van bruikbare gegevens. Het onbreken van een goede calibratie en verificatie van het perceels- en stroomgebiedsmodel heeft consequenties voor de absolute waarde van de resultaten die worden verkregen bij het doorrekenen van maatregelen.

Hoofdstuk 6 gaat nader in op maatregelen en werkmethoden om de kans op het voorkomen van bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewater te verminderen. Een aantal scenario's wordt doorgerekend met de modellen SWACROP/TRANSOL (o.a. tijdstip van uitvoeren grondontsmetting, wijze van grondontsmetting) en met MOGROW (o.a. overwaaiing van spuitvloeistof en puntbelastingen op het oppervlaktewater). De resultaten worden gepresenteerd in de vorm van berekende concentratieverlopen in het drainwater en in het water bij het uitstroompunt van het Anlooërdiepje. Ook worden maatregelen besproken die zijn ontleend aan de literatuur.

In het laatste hoofdstuk (7) wordt eerst de werkwijze bij dit onderzoek geëvalueerd. Een belangrijke conclusie bij de bespreking van de voor- en nadelen van het gebruik van literatuur- en veldgegevens en van het toepassen van simulatiemodellen is dat een redelijk inzicht is verkregen in het belang van diverse transportmechanismen en in de mate waarin de verschillende mechanismen procesmatig kunnen worden beschreven en gemodelleerd. Met name het transport via oppervlakte-afvoer en winderosie van grond met daaraan geadsorbeerde middelen zijn processen waarover relatief weinig kwantitatieve kennis bestaat. Door het ontbreken van bruikbare gegevens voor de verificatie van de omzettings- en adsorptieprocessen hebben de simulatieresultaten vooral waarde om maatregelen onderling te vergelijken en om (door deskundigen) veronderstelde effectiviteit te onderbouwen. Gelet op deze beperkingen worden conclusies getrokken voor de meest effectieve maatregelen om de emissie van bestrijdingsmiddelen naar het oppervlaktewater te verminderen. Tenslotte worden aanbevelingen gedaan voor verder onderzoek. Deze conclusies en aanbevelingen zijn te beschouwen als het belangrijkste resultaat van het onderzoek en zijn hieronder weergegeven.

Conclusies voor te nemen maatregelen
Met de modellen voor perceels- en stroomgebiedsniveau zijn de effecten van maatregelen geëvalueerd. De literatuurstudies en de simulatieresultaten geven duidelijke indicaties dat de volgende maatregelen effectief zijn:
- het vermijden van puntbelastingen. Deze kunnen o.a. ontstaan door:
  a) onzorgvuldigheden bij waterinname met de spuitmachines direct vanuit het oppervlaktewater;

b) het schoonmaken van apparatuur waarbij spoelwater direct of indirect via afvalwaterafvoer in de waterlopen komt;
c) riooloverstorten, die in korte tijd relatief grote hoeveelheden bestrijdingsmiddelen kunnen afvoeren uit stedelijke gebieden (o.a. simazin).

- het verminderen van directe belasting van het oppervlaktewater tijdens bespuitingen door:
  a) het aanhouden van een spuitvrije zone, tevens bufferzone, langs watervoerende waterlopen. Dit voorkomt directe bespuiting van het wateroppervlak. Bovendien neemt de windafwaartse depositie van spuitvloeistof door overwaaien zeer sterk af met de afstand. De relatie tussen de breedte van de spuitvrije zone en het percentage depositie wordt door veel factoren (technische en klimaat) beïnvloed. Een 10 maal geringere belasting lijkt vrij reëel haalbaar. De effectiviteit van zo'n maatregel is dus vrij groot.
  b) nieuwe spuittechnieken (die minder spuitdrift geven) en goed afgestelde machines, die door gediplomeerd personeel worden bediend.
- optimalisering van het gebruik van grondontsmettingsmiddelen door:
  a) het zo vroeg mogelijk in het najaar uitvoeren van grondontsmetting. In de doorgerekende situatie is de concentratie in het drainwater na toepassing op 15 sept. ongeveer 0,07 maal die na toepassing op 15 nov. Toepassing in het voorjaar geeft geen uitspoeling van betekenis.
  b) grondontsmetting met spitinjectie uitvoeren i.p.v. schaarinjectie indien de bodem- en weersomstandigheden daarvoor geschikt zijn (met name bij vochtige omstandigheden en lage temperaturen. Bij de doorgerekende situatie is de concentratie in het drainwater na spitinjectie ca. 0,25 maal die bij schaarinjectie.
  c) het reduceren van het gebruik van vluchtige grondontsmettingsmiddelen tot het hoogst noodzakelijke.
- het reduceren van de kans op oppervlakte-afvoer door:
  a) bij plasvorming het water niet versneld af te voeren, met name niet kort na een bespuiting;
  b) grondbewerkingen en transportmateriaal toe te passen die de infiltratie-capaciteit zo min mogelijk nadelig beïnvloeden en door verdichte kopakkers weer los te trekken;
  c) het vermijden van directe afstroming van water via bijv. ploegvoren (van de slootkant af ploegen) en geulen tussen aardappelruggen (pootrichting dwars op de slootkant);
  d) het vervangen van bodemherbiciden door bladbespuitingen. Door het gewas vermindert de kans op afspoeling en is ook de kans op transport via winderosie gering. Bovendien is bij bladbespuitingsysstemen (o.a. bij bieten) het totale gebruik aan middelen (in kg) lager.

Aanbevelingen voor verder onderzoek

Nadere concretisering van bovengenoemde maatregelen naar aanbevelingen voor beleid en praktijk is geen onderwerp van onderzoek geweest. Bovendien zal hieraan in een ander kader (via voorlichting en regelgeving) aandacht worden geschonken. Naast deze nog nader te concretiseren maatregelen geeft de studie ook aanleiding tot "onderzoeksmatige" en organisatorische aanbevelingen:

- de effectiviteit van bufferstroken langs waterlopen, de optimale afmetingen, de mogelijkheid tot aanleg ervan en de financiële consequenties dienen nader te worden onderzocht;
- het maken van een simulatiemodel voor lotgevallen en transport van bestrijdingsmiddelen op stroomgebiedsniveau is momenteel nog niet goed mogelijk. De zwakste schakel is de kennis over de ruimtelijke variabiliteit in sorptie-eigenschappen en omzettingssnelheden van bestrijdingsmiddelen in de onverzadigde zone en de bovenste paar meter van de verzadigde zone en in het oppervlaktewater. De kennis hierover moet sterk worden uitgebreid en "geoperationaliseerd" door het uitvoeren van "Monte Carlo-achtige" simulaties (waarbij de onzekerheden worden meegenomen via het veelvuldig simuleren met telkens andere combinaties van parameterwaarden);
- de procesmatige kennis van oppervlakte-afvoer is eveneens gering, terwijl de ruimtelijke en temporele variabiliteit van parameters die grote invloed hebben op dit proces, groot is. Uit het onderzoek komen aanwijzingen dat met name tijdens het spuitseizoen dit proces van minder belang is dan op grond van infiltratie-eigenschappen wordt verwacht. Een mogelijke oorzaak is de perceelsberging. Dit dient nader te worden onderzocht;
- behalve winderosie met gronddeeltjes kunnen ook andere wijzen van verstuiving optreden, zoals winderosie van spuitdeeltjes vanaf het gewas en winderosie van granulaatmiddelen. Hierover zijn geen metingen beschikbaar, zodat onderzoek naar het belang hiervan gewenst is;
- de depositie van spuitvloeistof in watergangen is mogelijk afwijkend van die op het maaiveld. In de studie is uitgegaan van een gelijk depositiepatroon, vanwege het ontbreken van gegevens. Nader onderzoek naar afwijkende depositiepatronen bij watergangen is gewenst;
- een model voor het transport van bestrijdingsmiddelen moet tevens getest worden aan de hand van proeven met conservatieve stoffen als tracer. In deze studie is dit te summier gedaan met bromide voor bodem- en grondwater, en met fluorescerende stoffen voor het oppervlaktewater. Bij een vervolgonderzoek moeten meer van dergelijke proeven worden gedaan met vergroting van de inzet van menskracht;
- het meten van het concentratieverloop van bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewater vereist vrijwel continue bemonstering, een zeer zorgvuldige behandeling van de verzamelde watermonsters en nauwkeurige laboratoriumanalyses met zeer lage detectiegrenzen. Aan deze eisen kon niet altijd worden voldaan, waardoor voor de modelverificatie maar relatief weinig bruikbare meetgegevens zijn verzameld. Bij een vervolgonderzoek moet bij de voorbereiding op dit punt veel meer aandacht worden besteed.

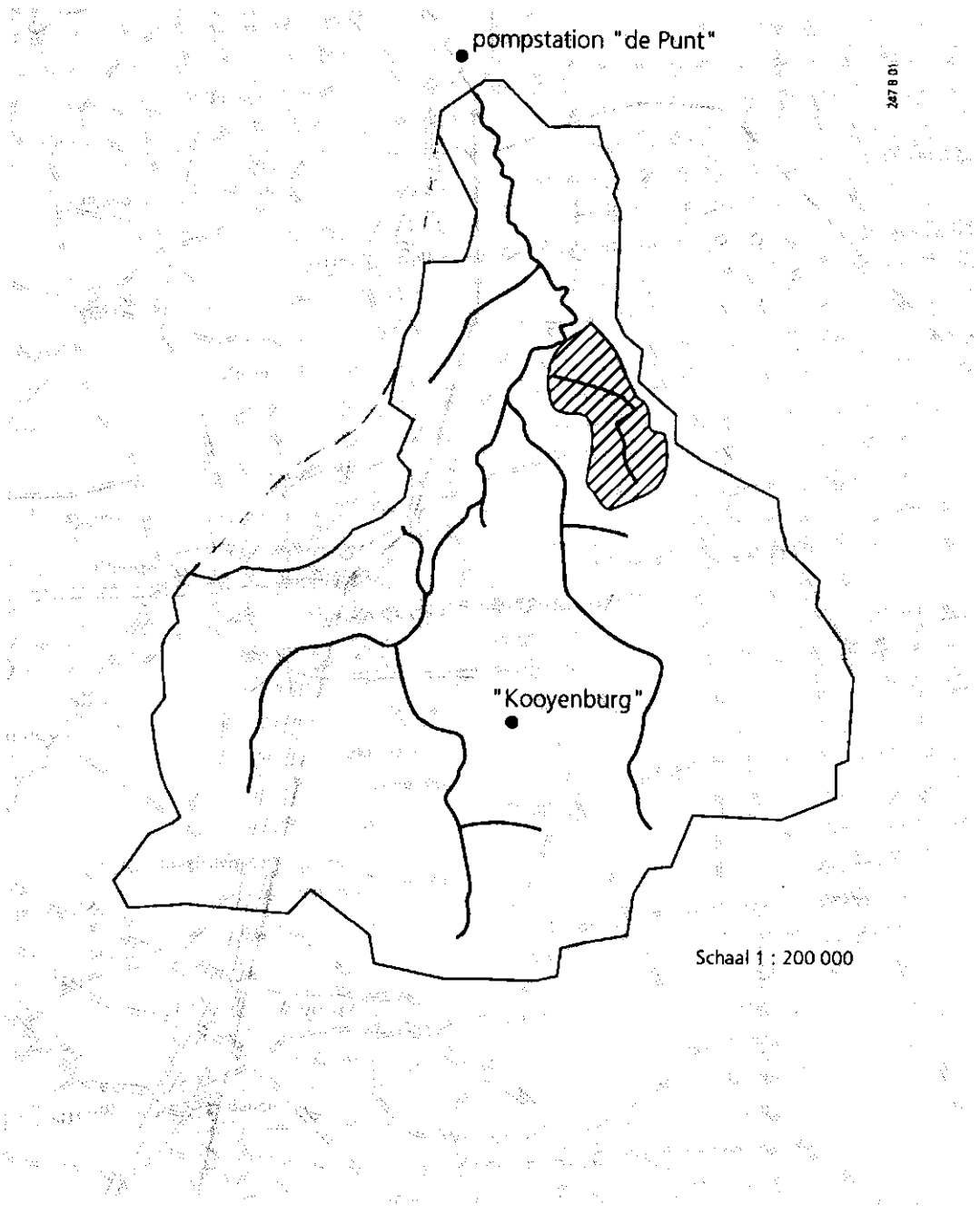


Fig. 1 Ligging van het stroomgebied van de Drentsche Aa en het deelstroomgebied van het Anlooërdiepje (gearceerd)

1 INLEIDING

Door de toegenomen intensivering van het bodemgebruik in de landbouw neemt de belasting van het milieu met bestrijdingsmiddelen toe. Eén van de gevolgen is dat er concentraties van bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewater voorkomen die de gestelde normen voor drinkwater overschrijden. De residuen kunnen effecten veroorzaken op de aquatische flora en fauna. Ook kan het oppervlaktewater (tijdelijk) ongeschikt worden voor bereiding van drinkwater. In het recente verleden heeft deze situatie zich voorgedaan in het stroomgebied van de Drentsche Aa. In deze situatie is nog geen verandering opgetreden. Bij De Punt, op de grens van de provincies Drenthe en Groningen, wordt door het Gemeentelijk Waterbedrijf Groningen (GWG) oppervlaktewater uit de Drentsche Aa ingenomen voor de bereiding van drinkwater. Het GWG heeft om deze belangen te beschermen het initiatief genomen tot nader onderzoek dat inzicht moet geven in het effect van te nemen maatregelen die de belasting van het oppervlaktewater met bestrijdingsmiddelen moeten reduceren.

De kennis van de oorzaken van het voorkomen van bestrijdingsmiddelen in de waterlopen in het stroomgebied van de Drentsche Aa was vooral in kwantitatieve zin onvoldoende. Daarom is in 1989 aan het Staring Centrum opdracht verleend om rekenmodellen voor het stroomgebied te ontwikkelen en, aangevuld met schattingen ontleend aan literatuurgegevens, meer inzicht te krijgen in gedrag en transport van bestrijdingsmiddelen vanaf de toediening tot bij het innamepunt. Daardoor is een betere evaluatie van de effectiviteit van mogelijke maatregelen tegen verontreiniging mogelijk.

Het belang van het onderzoek strekt zich ook uit tot andere bestaande en voorgenomen oppervlaktewaterwinningen. Met name door de verdrogingsproblematiek wordt er in het beleid naar gestreefd dat in de nabije toekomst de onttrekkingen van grondwater niet meer toenemen (Ministerie van Volksgezondheid en Milieuhygiëne, 1990). Eén van de mogelijkheden om aan de groeiende vraag tegemoet te komen is een toename in het gebruik van oppervlaktewater. Daarnaast is het uit het oogpunt van natuurbeheer van belang de belasting van het milieu met bestrijdingsmiddelen terug te dringen. Onderzoek dat kan bijdragen aan het inzicht in transportmechanismen en omzettingsprocessen van bestrijdingsmiddelen is nodig om verantwoorde maatregelen te kiezen.

Het inzicht in de transportmechanismen en omzettingsprocessen van bestrijdingsmiddelen op perceels- maar vooral op (deel)stroomgebiedsniveau is nog zeer onvolledig. De oorzaken hiervan zijn vooral de grote ruimtelijke variabiliteit in grondeigenschappen zoals doorlatendheid en adsorptievermogen die het gedrag van bestrijdingsmiddelen bepalen en de grote variatie in weersomstandigheden. Het voornaamste oogmerk van het hierna te beschrijven onderzoek is het vergroten van het inzicht door:

- inventarisatie van bestaande kennis van transportmechanismen en van het gedrag van de meest toegepaste bestrijdingsmiddelen in het stroomgebied;

- het modelleren van het transport via de waterfase en het gedrag van bestrijdingsmiddelen op perceels- en stroomgebiedsschaal, teneinde de invloed van te nemen maatregelen te kwantificeren;
- het uitvoeren van veldonderzoek in het stroomgebied, vooral om de gebruikte modellen te toetsen.

Gelet op de ingewikkelde, geschetste problematiek in relatie tot beschikbare kennis en de relatief korte periode voor uitvoering zijn de volgende beperkingen gehanteerd:
- alleen puntbelasting en diffuse belasting van het oppervlaktewater met toegepaste bestrijdingsmiddelen in de akkerbouw en weidebouw is meegenomen (emissies van bestrijdingsmiddelen via riooloverstorten kunnen ook worden gezien als een puntlozing);
- het transport van bestrijdingsmiddelen via de regionale grondwaterstroming is buiten beschouwing gebleven;
- de omzettings- en sorptieprocessen van bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewaterstelsel zijn niet meegenomen.

De gehanteerde uitgangspunten hebben tot gevolg dat de concentraties in absolute zin met een grote onnauwkeurigheid zullen worden berekend. Daarom zullen de resultaten minder geschikt zijn voor het direct gebruik door het beleid (b.v. aangeven van de kans op overschrijden van normen). De tweede doelstelling van het onderzoek is het vergroten van inzicht in de relatieve effectiviteit van te nemen maatregelen die de kans op ontoelaatbare concentraties in het oppervlaktewater verminderen. Deze zal door de absolute onnauwkeurigheid van de berekende concentraties niet worden beïnvloed. Bij vergelijking van de gevolgen van verschillende maatregelen zal de onnauwkeurigheid nl. steeds in dezelfde richting werken. De effectieve maatregelen volgens de modelstudie zullen daarom ook in de praktijk een belangrijke reductie in de oppervlaktewaterbelasting tot stand kunnen brengen. In deze zin zullen de resultaten van dit onderzoek ook van belang zijn voor het onderbouwen van algemeen landelijk beleid van maatregelen om de belasting van oppervlaktewateren met bestrijdingsmiddelen te verminderen.

In hoofdstuk 2 wordt het onderzoeksgebied beschreven. De inventarisatie van bestaande kennis over gedrag en transport van bestrijdingsmiddelen geeft hoofdstuk 3, waarin ook gebiedsspecifieke kennis van andere onderzoekingen wordt meegenomen. De modellering van het gedrag van bestrijdingsmiddelen op perceels- en stroomgebiedsschaal wordt beschreven in resp. hoofdstuk 4 en 5. Met de modellen kunnen maatregelen op mogelijke effecten worden doorgerekend. De resultaten hiervan staan beschreven in hoofdstuk 6. Bij de modellering moeten vereenvoudigingen worden toegepast, waardoor een evaluatie van de modelberekeningen noodzakelijk is (hoofdstuk 7). Hoofdstuk 8 tenslotte geeft de conclusies en aanbevelingen.

2 BESCHRIJVING VAN HET ONDERZOEKSGEBIED

2.1 Geografie en geomorfologie

Het stroomgebied van de Drentsche Aa is ca. 25 000 ha groot, waarvan het grootste deel in de provincie Drenthe ligt. Het stroomgebied is globaal gelegen in de driehoek Glimmen-Hooghalen-Borger (fig. 1). Het landschap wordt overwegend gevormd door keileemplateaus met akkerbouw en door beekdalen. De gronden in de beekdalen zijn in gebruik als grasland en zijn, vanwege de natuurwaarden, voor een groot gedeelte tot reservaatsgebied bestemd (Streefkerk, 1985).

2.2 Geologie

De oudste van belang zijnde tertiaire formaties (fig. 2) zijn de Formatie van Breda (marien) en de Formatie van Scheemda (fluviatiel).

De diepte van de bovenkant van de Formatie van Scheemda ligt tussen de 30 en 130 m beneden maaiveld. Daarop zijn in het Onder- en Midden Pleistoceen achtereenvolgens de grofzandige, fluviatiele Formaties van Harderwijk, Enschede en Urk afgezet. Op deze grove zanden ligt de Formatie van Peelo. Deze bestaat uit smeltwaterafzettingen en eolische afzettingen. De smeltwaterafzettingen zijn onder te verdelen in zeer compacte klei (potklei) en fijne tot matig grove zanden. De eolische zanden, bestaande uit fijne tot grove zanden, komen in het gebied nauwelijks voor. Gedurende het Saalien is de Formatie van Drente afgezet, in het gebied bestaande uit keileem. Door het afstromende smeltwater is deze afzetting in de beekdalen sterk geërodeerd, zodat de dikte sterk varieert. De bovenkant varieert in diepteligging tussen enkele decimeters en enkele meters beneden maaiveld.

In de laatste ijstijd (Weichselien) is de Formatie van Twente afgezet, bestaande uit dekzanden, hellingafzettingen en fluvioperiglaciale afzettingen. In het Holoceen heeft in de Drentse beekdalen veenvorming plaatsgehad. De Formatie van Singraven bestaat hoofdzakelijk uit eutroof en mesotroof veen, in dikte variërend van 2 tot 5 m. Plaatselijk is het veen afgegraven.

2.3 Geohydrologie

Op basis van doorlatendheden in horizontale en verticale richting van de diverse afzettingen is een onderscheid te maken in watervoerende, weerstandbiedende en ondoorlatende lagen. Als basis van het geohydrologisch systeem is te beschouwen de mariene klei van de Formatie van Breda of het slecht doorlatende deel van de Formatie van Scheemda. De diepte van de basis (t.o.v. NAP) varieert van 50 m in

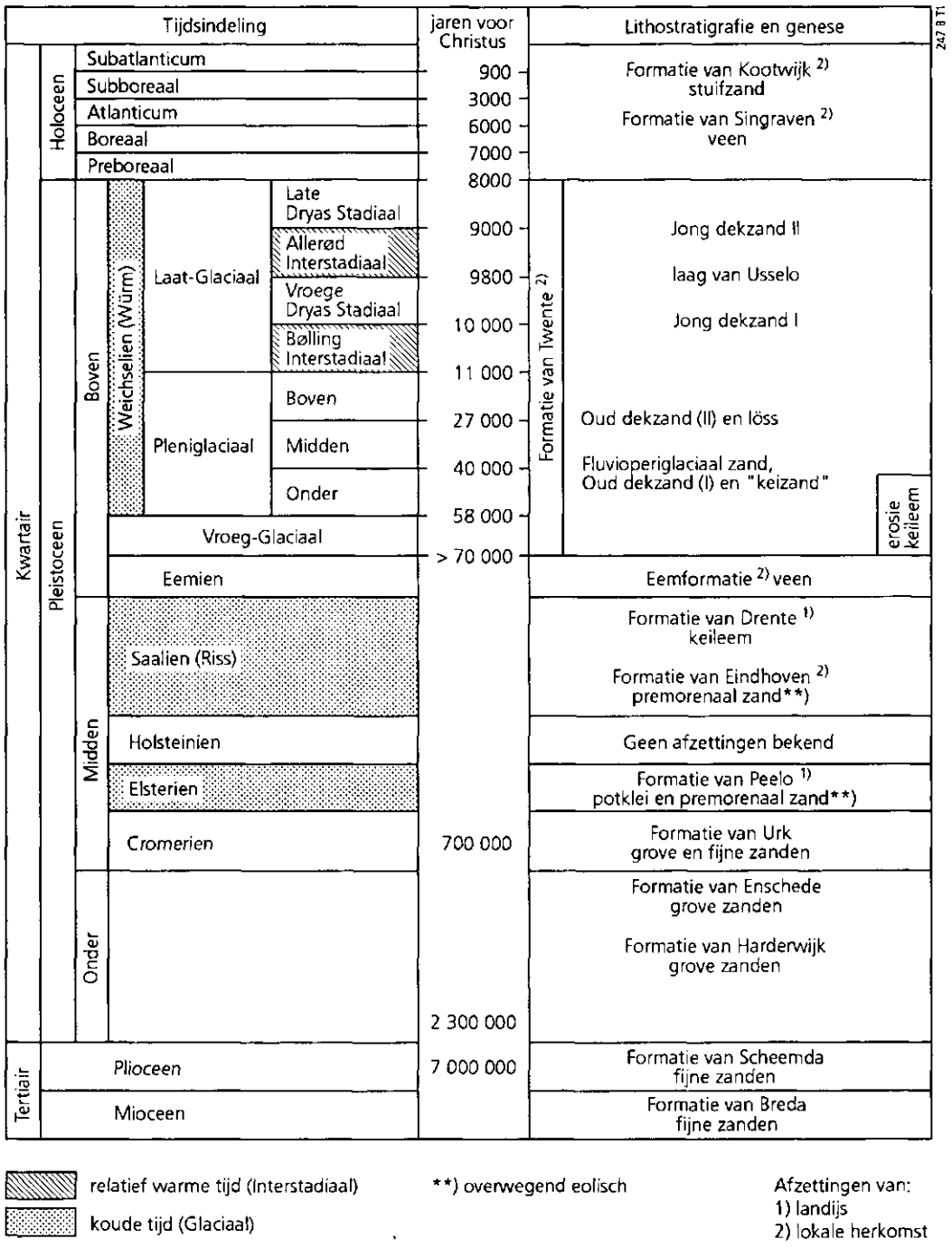


Fig. 2 Lithostratigrafische tabel van de geologische afzettingen van Noord-Nederland

Het diepe watervoerende pakket bestaat uit de Formaties van Urk, Enschede en Harderwijk. Het doorlaatvermogen (kD-waarde) varieert tussen de 500 en 2500 m^2/d. Het ondiepe watervoerende pakket bestaat uit de fijne en matig grove zanden van de Formatie van Peelo. De kD-waarde varieert tussen 50 en 100 m^2/d. De twee watervoerende pakketten zijn (indien aanwezig) gescheiden door een weerstandbiedende laag bestaande uit de potklei en/of slibhoudende zanden van de Formatie van Peelo. Door de extreem hoge verticale weerstand (c-waarde) van de potklei is kennis over

de verbreiding van groot belang. De kennis hierover is echter niet volledig (Kortleve, 1989).

Bovenop het eerste watervoerende pakket bevindt zich het freatisch pakket met een gering doorlaatvermogen. Tussen freatisch pakket en eerste watervoerende pakket kan een weerstandbiedende laag aanwezig zijn bestaande uit beekleem, keileem en/of ondiep voorkomende potklei. De uit bovenstaande beschrijving af te leiden geohydrologische schematisering en bijbehorende representatieve waarden voor de kD- of c-waarden zijn weergegeven in figuur 3.

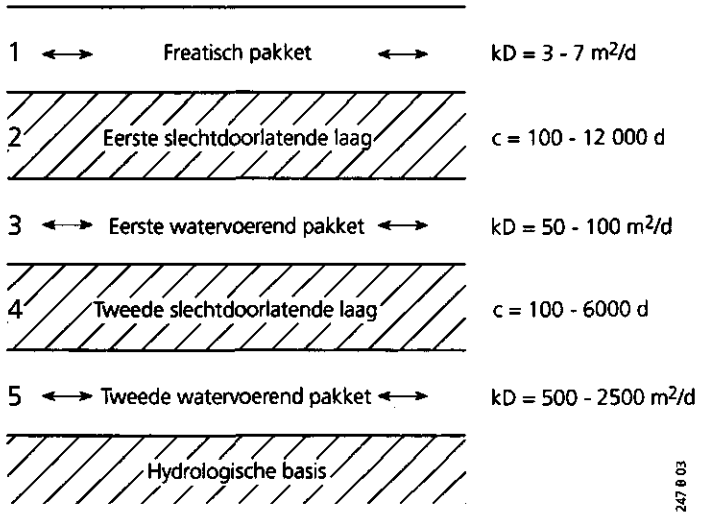


Fig. 3 De geohydrologische schematisering van de ondergrond voor de berekening van de grondwaterstroming in het stroomgebied van de Drentsche Aa

2.4 Hydrologie

De Drentsche Aa wordt gevoed door een aantal zijstromen. De bovenlopen ontspringen op het Drentsch Plateau, op een maximale hoogte van 21 m + NAP. Het benedenstroomse beekdal is vlakker en de hoogte loopt af tot 0,60 m + NAP. Door het relatief grote verhang en de aanwezigheid van keileem reageert de afvoer snel op de neerslag. Voor de kans op de aanwezigheid van bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewater is het derhalve een snel reagerend gebied.

Het onderzoek heeft zich vooral geconcentreerd op het stroomgebied van het Anlooërdiepje ter grootte van 1200 ha (fig. 1). Ten opzichte van het gehele stroomgebied is dit deelstroomgebied enigszins afwijkend door de relatief grote hoogteverschillen (door de aanwezigheid van de Hondsrug), variërend van 5 tot 17

m + NAP en de "nabijheid" van het Hunzedal. Door de lage ligging van het Hunzedal stroomt relatief veel water ondergronds in noordoostelijke richting af.

De relatie tussen grondwater en oppervlaktewater wordt bepaald door de doorlatendheid van vooral de bovenste tientallen meters van het grondwatersysteem, de intensiteit van de beken, sloten, drains en greppels en de geometrie van deze ontwateringsmiddelen (natte omtrek, diepte waterbodem). Een manier om de onderlinge interactie uit te drukken is de zgn. q(h)-relatie, die voor elk punt c.q. deelgebiedje de relatie aangeeft tussen grondwaterstandsdiepte en flux (fig. 4). Deze relatie is te schematiseren door het onderscheiden van a) het primaire systeem (de grotere beken), b) het secundaire systeem bestaande uit schouwsloten en c) het tertiaire systeem (perceelssloten en greppels).

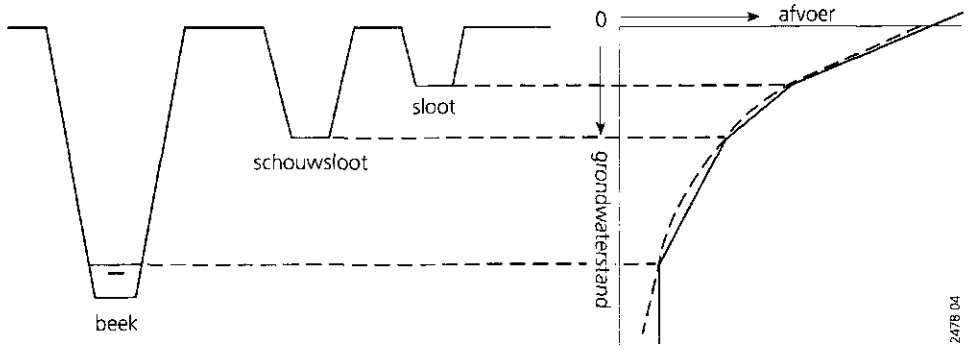


Fig. 4 Schematische voorstelling van de relatie tussen grondwaterstandsdiepte en afvoer naar het ontwateringssysteem.

Door gegevens te verzamelen over deze afzonderlijke af- en ontwateringsmiddelen en over de geohydrologische opbouw en na toepassing van de geschikte analytische vergelijking (Technische Werkgroep Grondwaterplan, 1985) is de ruimtelijke variabiliteit in de q(h)-relatie te benaderen.

De ruimtelijke en temporele variabiliteit in de grondwaterstanden is te ontlenen aan de grondwatertrappenkaart. Ondiepe grondwaterstanden komen voor in de beekdalen (grondwatertrappen lager dan Gt V). Dit zijn meestal graslanden. Diepere grondwaterstanden komen voor op hogere delen. Door de daar meestal aanwezige keileem kunnen schijngrondwaterstanden voorkomen in natte periodes. Door het aanleggen van buisdrainage zijn deze gronden beter geschikt gemaakt voor moderne akkerbouw.

Op basis van de berekende stijghoogten van het eerste en tweede watervoerende pakket (Kortleve, 1989) is af te leiden dat de beken fungeren als drainagemiddel, en kan de kwelintensiteit (flux van 1e watervoerende pakket naar freatisch pakket) soms relatief grote waarden aannemen (max. 5 mm/d).

2.5 Bodemeenheden, bodemfysische en bodemchemische eigenschappen

In het stroomgebied van de Drentsche Aa komen ca. 50 verschillende bodemeenheden voor (enkelvoudige eenheden volgens de bodemkaart van Nederland 1 : 50 000). De meest voorkomende bodemeenheden zijn veldpodzolgronden en beekeerdgronden (Bodemkaart, 1977). Ten behoeve van berekeningen van effecten van wateraanvoer is een bodemfysische vertaling uitgevoerd voor Drenthe, resulterend in 22 eenheden (Bannink en Stoffelsen, 1984). In het onderzoeksgebied zijn deze eenheden verder "ingedikt" tot 6 eenheden. Elke eenheid is opgebouwd uit twee of meer zgn. bouwstenen. Voor elke bouwsteen zijn de bodemfysische karakteristieken (pF-curve en onverzadigde doorlatendheid) gegeven (Kortleve en Peerboom, 1990).

Een belangrijke bodemchemische eigenschap in relatie tot de bestrijdingsmiddelenproblematiek is het adsorptievermogen, dat sterk is gecorreleerd met het organisch stof gehalte. In het kader van dit onderzoek zijn slechts op één plaats (proefboerderij Kooyenburg) metingen verricht van bodemchemische eigenschappen. De adsorptiecoëfficiënten van de middelen voor de bodem zijn berekend aan de hand van de geschatte organische-stofgehalten van de diverse grondsoorten in het gebied en de uit de literatuur verzamelde adsorptiecoëfficiënten aan organische stof (tabel 2).

2.6 Bodemgebruik

Het bodemgebruik is mede bepalend voor het gebruik van bestrijdingsmiddelen. In het stroomgebied van de Drentsche Aa is het bodemgebruik vnl. akkerbouw op de hoger gelegen delen en grasland in de beekdalen. Uit een veldopname van het stroomgebied van het Anlooërdiepje van 1990 (Koopman et al., 1991) is afgeleid dat van het totale oppervlak van 1143 ha 46,8% wordt ingenomen door akkerbouw, 17,5% door intensief gebruikt grasland en 11,6% door extensief gebruikt grasland. De procentuele verdeling van de arealen akkerbouwgewassen is als volgt: 43,6% aardappelen, 17,5% bieten, 22,1% granen, 3,3% erwten/bonen, 9,2% maïs, 3,8% koolzaad en 0,5% graszaad. In vergelijking met het totale stroomgebied van de Drentsche Aa komt er meer graan en minder maïs voor.

2.7 Gebruik van bestrijdingsmiddelen

Het gebruik van bestrijdingsmiddelen in het stroomgebied van de Drentsche Aa in relatie tot de drinkwatervoorziening is bij voorgaande studies reeds eerder geïnventariseerd (Mulder, 1986). Door wettelijke maatregelen (wijzigingen in de toelatingen en aanpassing van de aardappelmoeheidsbestrijding), prijsverhoudingen en het al dan niet optreden van ziekten en plagen (wisselende ziektedruk door o.a. klimaatsfactoren), is de omvang van het gebruik en de samenstelling van het middelenpakket niet constant in de jaren. Voor de verificatie (eventueel calibratie) van de modelberekeningen is het belangrijk om zo nauwkeurig mogelijke gegevens te hebben over het gebruik van bestrijdingsmiddelen in de gewassen. Ook de toepassingstijdstippen

en de doseringen zijn belangrijke gegevens voor de invoer van de modellen. Om deze informatie te verzamelen is in 1989 en 1990 door het Prof. van Hall Instituut, als aanvulling op de gegevens van Mulder (1986), een inventarisatie uitgevoerd naar het grondgebruik en het bestrijdingsmiddelengebruik in het stroomgebied van het Anlooërdiepje (Koopman et al., 1991). In tabel 1 zijn de belangrijkste middelen (naar massa of behandeld oppervlak per gewas) uit de gegevens van deze enquête opgenomen.

Tabel 1 Bijzonderheden over het gebruik van de belangrijkste bestrijdingsmiddelen in het stroomgebied van het Anlooërdiepje in 1990 (bron : Koopman et al., 1991)

Werkzame stof	Gewassen	Gebruiksperiode	Gebruiks-dichtheid (kg/ha bouwland)
Nematiciden			
dichloorpropeen	aard.[a)]	sept.-15 nov.	5,3
methylisothiocyanaat	aard.[a)]	aug. -15 nov.	10,1
Herbiciden			
atrazin	maïs	juni- juli	0,082
bentazon	maïs, erwten, grasland	mei-juni	0,046
chloorprofam	s.bieten	maart-april	0,043
chloridazon	s.bieten	mei-juni	0,058
dinoterb	aard., granen	april-mei	0,27
DNOC ook loofd.	aard.	mei-aug.	0,39
ethofumesaat	s.bieten	april-juni	0,054
fenmedifam	s.bieten	april-juni	0,090
glyfosaat	maïs, granen, grasland	maart-sept.	0,022
MCPA	granen, grasland	mei-okt.	0,10
mecoprop	granen, grasland	mei-okt.	0,19
metamitron	s.bieten	april-mei	0,21
methabenzthiazuron	koolzaad, erwten	april-mei	0,041
monolinuron	aard.	april-mei	0,047
paraquat	aard.	april-mei	0,071
Fungiciden			
cymoxanil	aard.	juni-aug.	0,028
fenpropimorf	granen	mei-juni	0,028
fentin acetaat	aard.	juni-aug.	0,42
mancozeb	aard.	juni-aug.	0,46
maneb	aard., granen	mei-aug.	1,1
pencycuron	aard.	april (bij poten)	0,026
propiconazol	granen	mei-juli	0,019
tridemorf	granen	mei	0,054
vinchlozolin	koolzaad, erwten	mei-juni	0,030
zineb	aard.	juni-juli	0,073
Insecticiden			
parathion	aard., s.bieten erwten	april-okt.	0,21

[a)] Tevens ter bescherming van andere gewassen in de vruchtwisseling en herbicide werking.

Voor de meeste middelen ligt de dosering actieve stof per bespuiting tussen de 0,3 tot 1,5 kg/ha. Door meerdere toepassingen in een seizoen (zoals bij fungiciden in

de aardappelteelt en bij enkele herbiciden bij de bietenteelt) worden de doseringen op jaarbasis hoger. De vluchtige grondontsmettingsmiddelen dichloorpropeen en metam-natrium worden in veel hogere doseringen toegediend (ca. 150 kg/ha). Metam-natrium wordt in de bodem omgezet tot het werkzame, vluchtige methylisothiocyanaat (MITC). De omzetting bedraagt meestal meer dan 90% en geeft maximaal 85 kg/ha (Smelt et al. 1989). Het gemiddeld gebruik per ha bouwland (totaal 535 ha) geeft een indruk van de belasting van het stroomgebied met de belangrijkste middelen.

Opvallend is dat in de enquête-gegevens de granulaatnematiciden (aldicarb, ethoprofos en oxamyl) ontbreken. In het fabrieksaardappelteeltgebied in NO-Nederland worden deze middelen toch regelmatig toegepast. Mogelijk is dit een gevolg van de gunstige weerscondities in de voorgaande nazomers, waardoor de bestrijding van het aardappelcystenaaltje goed kon worden uitgevoerd met de fumigantia zodat de voorjaarstoepassingen met de granulaatmiddelen niet nodig waren.

Vrijwel alle middelen worden toegepast met landbouwveldspuiten als een oplossing, suspensie of emulsie in water (200-600 l/ha) in de perioden zoals aangegeven in tabel 1. De Grondontsmettingsmiddelen worden in de bodem geïnjecteerd (10-20 cm diep) en in sommige gevallen vervolgens door de bouwvoor verdeeld (spitinjectiemethode).

3 TRANSPORT EN GEDRAG VAN BESTRIJDINGSMIDDELEN

Bestrijdingsmiddelen kunnen tijdens en na de toepassing op vele manieren worden getransporteerd. In elk subsysteem van het atmosfeer-bodem-water-plant continuüm zijn specifieke transportmechanismen te onderscheiden. Op deze transportmechanismen zal, veelal op basis van een uitgebreid literatuuronderzoek, worden ingegaan. Daarbij zal, voor zover mogelijk, de situatie in het stroomgebied van de Drentsche Aa meer in detail worden behandeld, voortbouwend op eerder onderzoek (Eleveld et al., 1989). Naast transport vinden in de lucht, in of op de plant, in of op de bodem, in het grondwater en in het oppervlaktewater(systeem) omzettingen en adsorptie plaats. De mate waarin is afhankelijk van de fysisch-chemische eigenschappen van de toegepaste bestrijdingsmiddelen (of metabolieten) en de fysisch-chemisch-biologische eigenschappen van en omstandigheden in het relevante subsysteem. Hieraan zal een aparte paragraaf (3.5) worden gewijd.

3.1 Transport via de lucht naar het oppervlaktewater

Via de atmosfeer kan bestrijdingsmiddel worden getransporteerd gehecht aan bodemdeeltjes die door winderosie worden getransporteerd. Tevens kunnen spuitvloeistof en damp door de wind worden getransporteerd. Op winderosie en overwaaien van spuitvloeistof zal meer in detail worden ingegaan. Transport via de dampfase speelt vooral een rol bij grondontsmettingsmiddelen. Voor een goede kwantitatieve beschrijving is een modellering van de atmosferische stromingen op regionale schaal nodig. In het kader van dit onderzoek wordt dit buiten beschouwing gelaten.

3.1.1 Winderosie van bestrijdingsmiddelen naar waterlopen

Kennis over de bijdrage van winderosie als emissie-route aan de verontreiniging van waterlopen in het stroomgebied van de Drentsche Aa is nodig om technisch-wetenschappelijk maatregelen te onderbouwen, die het risico van deze wijze van verontreinigen minimaliseren. Het schatten van de bijdrage aan de belasting van het oppervlaktewater van in de landbouw toegepaste bestrijdingsmiddelen is gebaseerd op een literatuurstudie (Van Soest en Leistra, 1991a).

Over de winderosie van gronddeeltjes (waaraan bestrijdingsmiddelen gehecht kunnen zijn) is op redelijke schaal onderzoek verricht. Een aantal bodemkundige factoren blijkt van groot belang. Als het vochtgehalte aan het bodemoppervlak daalt beneden een kritisch niveau (verschillend per grond) dan kan er verstuiving op gaan treden. Een bodem met veel losse fijne zandkorrels (0,05 tot 0,20 mm) is het meest gevoelig voor winderosie. Binding van gronddeeltjes tot grotere aggregaten, bijv. door humus of kleideeltjes, gaat de winderosie sterk tegen. Grondbewerking dient erop gericht

te zijn het bodemoppervlak ruw te houden en de samenhang tussen de bodemdeeltjes in stand te houden.

Bij windsnelheden op 10 m hoogte vanaf ongeveer 8 m/s (windkracht 5) neemt het risico van winderosie duidelijk toe. In het voorjaar is er een aanzienlijke kans dat deze snelheden worden bereikt of overtroffen, met name overdag. De relatieve luchtvochtigheid is een belangrijke factor bij het indrogen van de toplaag van de bodem. De kans op droge perioden met < 50 % luchtvochtigheid is in het voorjaar aanzienlijk. Bij analyse van de klimatologische gegevens voor meerdere periodes blijkt dat er per voorjaar veelal verscheidene dagen met duidelijk risico van winderosie zijn.

De metingen en schattingen voor de massa grond getransporteerd door winderosie lopen uiteen van enkele tonnen tot vele tientallen tonnen per ha en per jaar. Het zwaardere materiaal rolt, veelal over kortere afstanden, en blijft daarbij op of dichtbij het perceel. Het wat lichtere materiaal voert een springende beweging uit, waarbij er kans is op wat grotere transportafstanden. Het lichtste materiaal kan enige tijd blijven zweven, waarbij de transportafstand relatief groot is en depositie over een relatief groot gebied plaatsvindt. Het springende materiaal levert mogelijk de grootste bijdrage aan de lokale waterverontreiniging. Concrete gegevens over de massa grond die zich kan afzetten op de taluds en in het water van benedenwinds gelegen watergangen werden niet gevonden.

Bestrijdingsmiddelen die aan het bodemoppervlak zijn toegepast, kunnen gebonden aan de bodemdeeltjes getransporteerd worden door winderosie. Kort na de toediening op het bodemoppervlak zijn de gehaltes in een toplaagje van bijv. 1 mm zeer hoog. Ruw geschat kan onder extreme omstandigheden een aanzienlijke waterverontreiniging optreden. Metingen van gehaltes in verstoven materiaal zijn zeer schaars; één meting wijst op aanzienlijke gehaltes. De massa bestrijdingsmiddel aan het bodemoppervlak, en daardoor het risico van omvangrijke winderosie, neemt af met de tijd door vervluchtiging, (fotochemische) omzetting en penetratie met regenwater in de bodem.

Naast winderosie met gronddeeltjes kunnen ook andere wijzen van verstuiving optreden. Voorbeelden zijn winderosie van spuitdeeltjes vanaf het gewas en winderosie van granulaat-middelen die echter grotendeels worden ingewerkt in de bodem. Metingen over deze wijzen van transport konden niet worden gevonden, zodat onderzoek naar het belang hiervan gewenst is.

3.1.2 Overwaaiing van spuitvloeistof met bestrijdingsmiddel naar waterlopen

Kennis over de hoeveelheid bestrijdingsmiddel die via overwaaien in watergangen terecht kan komen, is o.a. nodig als invoer voor rekenmodellen die de lotgevallen en het transport van de middelen in waterlopen nabootsen (simuleren). Daarmee kan worden getracht de gemeten concentraties in het water van de Drentsche Aa te verklaren en het effect van te nemen emissie-beperkende maatregelen te schatten. Het volgende is een samenvatting van een uitgebreide literatuurstudie naar dit onderwerp (Van Soest en Leistra, 1991b).

Overwaaien van spuitvloeistof (spuitdrift) vindt plaats wanneer druppeltjes spuitvloeistof tijdens de bespuiting met de wind worden meegevoerd en deels in waterlopen naast het behandelde perceel terecht komen. De omvang van de spuitdrift naar een waterloop wordt enerzijds bepaald door de toepassingsmethode, de hoogte van de bespuiting en de druppelgrootte-verdeling. Vooral druppels kleiner dan 150 µm zijn driftgevoelig. Anderzijds spelen de weersomstandigheden, vooral de windsnelheid en de windrichting, een grote rol. Bespuitingen bij windsnelheden van omstreeks 5 m/s en hoger (windkracht 4 en meer) geven sterk vergrote risico's.

Uit een gedetailleerd overzicht van gerapporteeerde spuitdepositie-metingen, voor zover deze goed gedefinieerd en tevens representatief zijn voor het stroomgebied van de Drentsche Aa, kon een soort gemiddelde relatie tussen de depositie en de afstand tot het behandelde perceel worden afgeleid. De gemiddelde depositie bij toediening op akkerbouwgewassen neemt snel af met toename van de afstand tot het gewas. Bij de hogere windsnelheden (3,5 tot 5,5 m/s) is de depositie op 2,5 m afstand 2,3 tot 4,1 % van de dosering en op 4 tot 5 m afstand 1,0 tot 1,5 % van de dosering. Bij lagere windsnelheden (1,0 tot 3,5 m/s) is de depositie op 2,5 m afstand gemiddeld 0,7 % van de dosering en op 4 tot 5 m afstand 0,2 % van de dosering. De variatie in gemeten depositie is groot, afhankelijk van toepassingswijze en weersomstandigheden. Uit een andere reeks metingen is geconcludeerd dat de totale spuitdrift bij een windsnelheid van 4,0 tot 4,5 m/s ongeveer vijf maal zo groot is als bij 1,0 tot 1,5 m/s.

De depositie in de omgeving van behandelde velden is vrijwel altijd gemeten met collectoren op het maaiveld. De depositie in watergangen (taluds, wateroppervlak) kan hiervan afwijken door de invloed ervan op de luchtstroming, afhankelijk van factoren als afmetingen van de watergangen en windsnelheid. Nader onderzoek naar afwijkende depositie-patronen bij watergangen is gewenst.

Indicatieve berekeningen laten het volgende zien: in een scenario met 6% overwaaiing op watervoerende sloten bij bespuiting van maïs met atrazin, bij relatief hoge windsnelheden, wordt een concentratie in een naastliggende ondiepe sloot (windafwaarts) berekend van 24 µg/l; in een scenario met zorgvuldig gebruik van atrazin in maïs in een groter stroomgebied (Drentsche Aa) wordt voor de hoofdstroom in de toepassingsperiode een concentratie berekend van 0,15 µg/l. Concentraties in de Drentsche Aa bij het innamepunt voor de drinkwaterbereiding die ver boven 0,1 µg/l liggen lijken dus niet alleen te verklaren uit overwaaiing bij zorgvuldige toepassing.

Het percentage depositie op het wateroppervlak neemt sterk toe bij onzorgvuldige toepassing, waarbij o.a. met de buitenste spuitdop(pen) boven de sloot wordt gespoten. Omdat dit incidenten zijn met onbekende frequentie is de concentratie die hieruit resulteert moeilijk te schatten.

Het risico dat depositie op perceelsranden, op taluds en op de bodem van tijdelijk droge sloten leidt tot overschrijding van de drinkwaternorm in de hoofstroom lijkt aanwezig. Middel dat eerst op deze oppervlakken terecht komt, kan later worden afgespoeld. Het resulterend residu in oppervlaktewater kan zelfs groter zijn dan dat resulterend uit overwaaiing naar wateroppervlakken. Wel hangt deze verontreiniging

sterk af van de weersomstandigheden (zware neerslag) en het tijdstip tussen bespuiting en de neerslag, zodat er extra onzekerheden in het reken-scenario zijn.

3.2 Transport via oppervlakte- en oppervlakkige afvoer naar waterlopen

Transport van bestrijdingsmiddelen via oppervlakte-afvoer en oppervlakkige afvoer wordt algemeen beschouwd als een der voornaamste emissieroutes. Oppervlakte-afvoer is de stroming van water over het grondoppervlak ("surface runoff"); oppervlakkige afvoer is gedefinieerd als het horizontaal transport van grondwater in een ondiepe water-verzadigde laag met een tijdelijk karakter (Gespreksgroep Hydrologische Terminologie, 1986). Op basis van o.a een literatuurstudie (Van Soest en Leistra, 1991c) is het volgende te concluderen.

In enkele landen, met name in de VS, is vrij veel onderzoek gedaan naar de oppervlakte-afvoer van bestrijdingsmiddelen in verband met de verontreiniging van waterlopen. In Nederland is het onderzoek naar dit verschijnsel zeer beperkt; kwantificering van deze emissie-route vergt nader onderzoek. Vrijwel al het internationale onderzoek is gedaan bij hellingen die aanzienlijk steiler zijn dan die in het Drentsche Aa gebied. De concentraties in het afstromende water zijn veelal vrij hoog (enkele tientallen tot enkele honderden µg/l), zodat ook het afstromen van kleinere volumina problemen kan geven.

Oppervlakte-afvoer kan voorkomen bij:
a) een te lage infiltratiecapaciteit van de bodem, in vergelijking met de neerslag-intensiteit en
b) het stijgen van de (schijn)grondwaterspiegel tot boven het maaiveld.
De grondwaterspiegel kan tot boven het maaiveld stijgen als de afvoer via het ontwateringssysteem geringer is dan het neerslagoverschot. Dit kan het geval zijn bij hoge ontwateringsweerstanden en/of hoge waterstanden in de waterlopen. Dit laatste kan met name optreden bij laaggelegen graslanden (in het studiegebied worden hierop echter nauwelijks bestrijdingsmiddelen gebruikt). De mogelijkheden van verandering in deze situatie dienen echter te worden bezien in relatie tot de natuur- en landschapsfuncties van het deelgebied.

Aan een onderzoek van Thunnissen (1987) naar de hoeveelheid en samenstelling van oppervlakte-afvoer zijn de volgende conclusies ontleend:
- op graslandpercelen speelt de oppervlakte-afvoer pas een rol van betekenis als de infiltratiecapaciteit kleiner is dan ca. 5 mm/d;
- op bouwlandpercelen is over het algemeen de infiltratiecapaciteit hoger dan op graslandpercelen;
- de infiltratiecapaciteit is nauwelijks te relateren aan de bodemeenheid maar hangt sterk samen met het bodemgebruik;
- het ontbreekt aan voldoende veldgegevens over de ruimtelijke en temporele variatie in infiltratiecapaciteit.

De meeste akkerbouwpercelen in het stroomgebied van de Drentsche Aa zijn gedraineerd, met als resultaat dat de (schijn)grondwaterspiegel vrijwel nooit meer tot in het maaiveld komt. Daardoor treedt oppervlakte-afvoer alleen op als gevolg van het overschrijden van de infiltatiecapaciteit tijdens perioden met een hoge neerslagintensiteit. Een kwantitatieve beschrijving van dit proces voor het stroomgebied van de Drentsche Aa op basis van aan de bodemkaart ontleende bodemeigenschappen en de terreinhellingen is vrijwel niet mogelijk, omdat de infiltratiecapaciteit sterk afhankelijk is van de berijding en bewerking. De enige mogelijkheid is het in het veld vaststellen van de belangrijkste parameters, behorende bij een nog nader te kiezen schattingsmethode voor oppervlakte afvoer.

Door Wierda (1990) is het proces van oppervlakte-afvoer beschreven met de Green-Ampt-Mein-Larson vergelijking:

$$Fp = B + \frac{(Sf*M)}{\left(\frac{R}{(kf*Ks)}\right) - 1}$$

waarin Fp is de oppervlakte afvoer, B is berging op het maaiveld, Sf is zuigspanning aan het vochtfront, M is "fillable porosity", R is regenintensiteit, kf is correctiefactor voor Ks, en Ks is verzadigde doorlatendheid.

Met een regensimulator is de ruimtelijke variabiliteit van de berging op het maaiveld en van de verzadigde doorlatendheid bepaald bij verschillende gewassen en op verschillende perceelsdelen (akker, rijsporen, wendakkers); zie Wierda (1990). De voornaamste conclusies zijn:
- de variatie in infiltratie-eigenschappen over het gehele gebied is groot en kan voor een groot deel worden verklaard uit verschillen in tijdstip in het seizoen en het verbouwde gewas;
- binnen een perceel is de ruimtelijke variatie in verzadigde doorlatendheid zeer groot, m.n. door het voorkomen van rijsporen en wendakkers;
- textuurverschillen spelen nauwelijks een rol;
- onder natte omstandigheden kan oppervlakte-afvoer gaan optreden bij een neerslagintensiteit van 6 mm/uur; onder droge omstandigheden bij 20 mm/uur;
- bij lage regenintensiteiten is vooral de waarde van de berging bepalend voor het optreden van oppervlakte-afvoer; bij hoge vooral de waarde van de verzadigde doorlatendheid.

De conclusies uit het onderzoek van Thunnissen (1987) worden hiermee min of meer bevestigd.

Zodra er oppervlakte-afvoer optreedt zal er water naar laagtes op het perceel stromen en ook naar de sloten. Als de perceelsberging wordt overschreden zal het water vanuit de laagtes "overstorten" in de sloot. Er zijn geen goede gegevens om dit proces nader te kunnen kwantificeren. Uit visuele waarnemingen is geconcludeerd dat oppervlakte-afvoer naar de sloten is opgetreden (Eleveld et al., 1989).

Uit bovenstaande beschouwing blijkt dat de beschrijving van het belang van oppervlakte-afvoer voor het transport van bestrijdingsmiddelen naar het oppervlaktewater nogal empirisch en erg onvolledig is. Dit heeft gevolgen voor de mogelijkheden tot het in model brengen ervan op lokale en regionale schaal om daarmee de effecten van te nemen maatregelen te kunnen nagaan. Hierop zal in hoofdstuk 4 worden terug gekomen.

Op de hogere delen met keileem komt veelal akkerbouw voor en zijn de percelen overwegend gedraineerd. Stroming naar de drains gaat vrijwel altijd gepaard met schijngrondwaterspiegels. Om deze reden is de stroming naar drains aangemerkt als oppervlakkige afvoer. De verblijftijden in dit systeem zijn dan ook kort (in de orde van weken tot maanden). Doordat bovendien het percolerende water in de onverzadigde zone via preferente stroombanen kan stromen, wordt de verblijftijd van een deel van het water dat via dit systeem wordt afgevoerd, nog korter. Uit het oogpunt van kans op transport van bestrijdingsmiddelen naar het oppervlaktewater is de stroming via de drains dus belangrijk. Bij de modellering is hieraan speciale aandacht geschonken (hoofdstuk 5 en 6).

3.3 Transport via het grondwatersysteem naar het oppervlaktewater

Bij aanwezigheid van ontwateringsmiddelen kan water via de onverzadigde en verzadigde zone worden afgevoerd. Dit proces wordt aangeduid als ontwatering. Via deze transportweg kunnen bestrijdingsmiddelen die op of in de grond voorkomen, worden meegenomen en aldus in het oppervlaktewater geraken. De afgelegde weg en de daarmee verbonden stroomsnelheden en verblijftijden zijn afhankelijk van de hydrogeologische opbouw en de onderlinge afstand en afmetingen van de ontwateringsmiddelen. In het algemeen geldt: hoe ondieper de ontwateringsmiddelen en hoe kleiner de onderlinge afstand, hoe ondieper en sneller de stroming.

In het gebied van de Drentsche Aa kunnen drie soorten ontwateringsmiddelen worden onderscheiden:
- oppervlakkige afvoer. Deze bestaat uit greppels en buisdrainage. Greppels zijn op te vatten als een ontwateringssysteem dat in werking treedt als het grondwater tot dicht onder of in het maaiveld stijgt. Buisdrainage is ook aangemerkt als oppervlakkige afvoer, gezien de nauwe relatie met schijngrondwaterspiegels (zie vorige paragraaf);
- perceelssloten. De onderlinge afstand van de perceelssloten in het gebied is ca. 100 m en de diepte ca. 1,5 m. De verblijftijden van het water dat via het verzadigd grondwatersysteem naar dit ontwateringssysteem stroomt zijn derhalve veel langer dan van het buisdrainagesysteem;
- grotere waterlopen en beken. De grotere waterlopen en beken hebben een verzamelfunctie voor het water van de perceelssloten. Daarnaast hebben ze een ontwateringsfunctie. Door de grotere onderlinge afstand zijn de verblijftijden van het hierop drainerende grondwater in de orde van jaren. Vanwege de grotere ruimtelijke dimensie is deze transportweg aan te duiden met regionale grondwaterstroming. Daarbij moet worden bedacht dat de stroomgebiedsgrenzen van het oppervlakte-

watersysteem niet samen hoeven te vallen met de stroomgebiedsgrenzen van het grondwatersysteem behorende bij een beek.

De met de regionale grondwaterstroming meegevoerde bestrijdingsmiddelen kunnen door de lange verblijftijden onderweg grotendeels worden afgebroken (dit geldt echter niet voor enkele persistente verbindingen zoals dichloorpropaan). De belasting van het oppervlaktewater met zulke bestrijdingsmiddelen via deze route is gering verondersteld in verhouding tot die via de "snellere" routes. Deze veronderstelling dient wel nader te worden geverifieerd. Ook is de omzetting in de verzadigde grondwaterzone slechts voor relatief weinig middelen bestudeerd. In dit onderzoek is mede om deze redenen de regionale grondwaterstroming als stromingscomponent **wel** in rekening gebracht, maar is het transport van bestrijdingsmiddelen via deze route **niet** meegenomen.

3.4 Transport in het oppervlaktewatersysteem

Water dat via oppervlakte- of oppervlakkige afvoer of via de grondwaterstroming in het ontwateringssysteem terecht komt, wordt via laatstgenoemde systeem relatief snel verder getransporteerd. De bepalende factoren voor de verblijftijd zijn de af te leggen weg en het debiet en de inhoud van het oppervlaktewatersysteem. De afvoer van het ontwateringssysteem wordt via het afwateringssysteem verder getransporteerd. Daarbij zijn de afmetingen redelijk gecorreleerd aan het debiet, met als gevolg dat de stroomsnelheden veel minder varieren en de verblijftijden min of meer recht evenredig zijn met de afstand tot het uitstroompunt.

Een bijzonder punt van aandacht is in hoeverre de stroming in het oppervlaktewater binnen een nader te definiëren leidingvak kan worden beschouwd als een zgn. propstroming (waarbij waterhoeveelheden van een afwijkende samenstellingen zich nimmer mengen) of dat een (volledige) menging optreedt. Bij de modellering zal hierop worden teruggekomen.

3.5 Gedrag van bestrijdingsmiddelen in relatie tot het verblijfsmedium

Het gedrag van bestrijdingsmiddelen is afhankelijk van het verblijfsmedium. In deze studie is onderscheid gemaakt tussen verblijf in de grond, verblijf op de plant en het bodemoppervlak, en verblijf in het ontwaterings- en afwateringssysteem.

Grond
Veel factoren hebben invloed op het gedrag en transport van bestrijdingsmiddelen of hun actieve omzettingsprodukten. Diverse factoren zijn stofgebonden en hebben betrekking op de fysisch-chemische eigenschappen van een middel. De belangrijkste stofeigenschappen in verband met transportprocessen zijn de adsorptie aan de grond, de omzettingssnelheid in de grond en de vluchtigheid (dampdruk). In tabel 2 zijn hierover gegevens van de meest gebruikte middelen opgenomen. In zand- en dal-

gronden is de organische stof vrijwel het enige bestanddeel dat bestrijdingsmiddelen adsorbeert. De mate van adsorptie vanuit het bodemvocht kan daarom het beste worden weergegeven met een distributiefactor K_{om} (dm^3/kg), gedefinieerd als:

$$K_{om} = \frac{\text{gehalte geadsorbeerd aan organische stof (mg/kg)}}{\text{concentratie in het bodemvocht (mg/dm}^3\text{)}}$$

Deze parameter is onafhankelijk van het organische-stofgehalte van een grond, zodat met de gegeven waarden voor elke grond de adsorptie kan worden geschat. Verschillen in de samenstelling (aard) van de organische stof beïnvloeden de K_{om} waarden echter wel enigszins. Naast verschillen in meettechnieken is dit de belangrijkste oorzaak waarom adsorptiemetingen aan gronden van verschillende herkomsten nogal grote verschillen in distributiefactor kunnen geven. De spreiding van de gepubliceerde waarden is daarom ook in tabel 2 aangegeven.

Het verdwijnen van een middel vanaf de plaats van toepassing verloopt bij de meeste middelen voor het grootste deel via omzetting (uitgezonderd de vluchtige grondontsmettingsmiddelen). De omzettingssnelheden van bestrijdingsmiddelen in grond zijn zeer verschillend. De snelheid is afhankelijk van de aard van de stof (chemische structuur), maar ook van de grondeigenschappen (met name de pH en de samenstelling en activiteit van de microbiële populatie). Verder is de omzettingssnelheid afhankelijk van de temperatuur en de vochttoestand van de bodem.

Gegevens over de omzettingssnelheid in gronden worden meestal verkregen uit laboratoriumstudies, waarbij veldvochtige grond met normale doseringen middel bij een constante temperatuur worden geïncubeerd. Resultaten van dit soort studies worden bij de beoordeling in het kader van de toelatingsprocedure samengevat (Van den Berg et al., 1990, Canton et al., 1990). De op deze wijze verkregen gegevens zijn vermeld in tabel 2. De waarden zijn gecorrigeerd voor het effect van temperatuur en vochtgehalte indien de oorspronkelijke metingen niet bij 20 ^{0}C of bij een vochtdruk van -33 kPa (veldcapaciteit) werden uitgevoerd. Voor een aantal middelen zijn maar enkele metingen beschikbaar, terwijl voor andere middelen (o.a. atrazin, dichloorpropeen en methylisothiocyanaat) vele tientallen metingen bekend zijn, ook voor Nederlandse gronden. Voor de sorptiegegevens geldt hetzelfde. De representativiteit van de getallen in tabel 2 voor de gronden in het onderzoeksgebied zijn daarom niet voor alle middelen gelijkwaardig. Voor enkele veel toegepaste middelen (atrazin en metamitron), waarvoor ook modelberekeningen zijn uitgevoerd (hoofdstuk 5), zijn extra literatuurgegevens verzameld over omzetting en sorptie (Van Soest en Leistra, 1990). De gemiddelde waarden die het meest representatief lijken voor de gronden in het stroomgebied, zijn eveneens vermeld in tabel 2. Voor methylisothiocyanaaat (MITC) zijn recent door het H.L. Hilbrands Laboratorium en het DLO-Staring Centrum (nog niet gepubliceerd) ook veel omzettingsstudies uitgevoerd met gronden uit Drenthe. De gemiddelde waarde van 17 van deze metingen is ook vermeld in tabel 2.

Tabel 2 Fysisch-chemische eigenschappen van de bestrijdingsmiddelen die het meest worden toegepast in het stroomgebied van het Anlooërdiepje (Bronnen: Van den Berg et al.; 1990: Canton et al., 1990; Worthing & Hance, 1991)

Werkzame stof	K_{om} (dm^3/kg)		DT_{50} bij 20 °C (dagen)		Dampdruk bij 20-25 °C (Pa)	Oplosbaarheid in water, 20 °C (mg/l)
	gemidd.	s	gemidd.	s		
Nematiciden						
dichloorpropeen:	15-29	-	13	11		
(Z)-isomeer					$3,3 .10^{6}$	2700
(E)-isomeer					$2,5 .10^{6}$	2800
methylisothiocyanaat	3	1	6 (9,3)[a]	2 8,6	$1,7 .10^{6}$	8900
Herbiciden						
atrazin	73 (57)[b]	41 25	50 (62)[b]	12 18	$0,04.10^{-3}$	30
bentazon	0,4	1,5	47	30	$0,46.10^{-3}$	500
chloorprofam	22	-	5	-	$1,30.10^{-3}$	89
chloridazon	64	27	15-46	-	$0,01.10^{-3}$	400
dinoterb	72	20	10	0,6	$20,0.10^{-3}$	4,5
DNOC	38	24	9	6,4	$14,0.10^{-3}$	130
ethofumesaat	87	22	44	9	$0,06.10^{-3}$	50
fenmedifam	400	215	55	25	$0,13.10^{-6}$	6
glyfosaat	3200	-	38	-	$0,04.10^{-3}$	12000
MCPA	29	7	15	9	$0,20.10^{-3}$	825
mecoprop	0	-	11	5	$0,31.10^{-3}$	620
metamitron	(99)[b]	57	(28)[b]	11	$0,08.10^{-6}$	1700
methabenzthiazuron	310	169	135	16	$0,59.10^{-6}$	59
monolinuron	193	84	50	16	$6,00.10^{-3}$	735
paraquat	>2000	-	-	-	verwaarloosb.	zeer goed
Fungiciden						
cymoxanil	8	11	1	-	$0,08.10^{-3}$	1000
fenpropimorf	2075	617	67	51	$2,30.10^{-3}$	4,3
fentin-acetaat	-	-	1	-	$2,00.10^{-6}$	1
mancozeb	-	-	5	2	verwaarloosb.	20
maneb	282	-	56	-	verwaarloosb.	160
propiconazol	533	340	96	29	$0,13.10^{-3}$	110
tridemorf	>1700	-	33	32	$6,40.10^{-3}$	12
vinclozolin	157	68	30	21	$0,02.10^{-3}$	3,4
zineb	>400	-	-	-	verwaarloosb.	10
Insecticiden						
parathion	1764	1068	49	59	$0,89.10^{-3}$	11

s = standaard-deviatie

[a]) Meer representatief voor gronden in Drenthe, zie tekst.

[b]) Uit literatuuronderzoek (Van Soest en Leistra, 1990).

Op de plant en op het bodemoppervlak
In de eerste periode na de toediening (enkele uren tot een dag) lijken de fysisch-chemische eigenschappen van de bestrijdingsmiddelen een bescheiden rol te spelen bij het risico van oppervlakte-afvoer. Kort na de toediening komen de middelen voor op plant- en bodem-oppervlakken en speelt de afname nog een bescheiden rol. De formulering van de middelen (de stoffen waarmee de actieve stof tot handelsproduct wordt samengesteld) speelt een belangrijke maar onbekende rol. De toepassingswijze en formulering is gericht op optimale bestrijding met lage doseringen en deze laten weinig aanpassing toe. De mogelijkheden om via het toelatings- en toepassingsbeleid selectief sturend op te treden lijken daarom niet groot.

De concentratie van een bestrijdingsmiddel in het water afstromend van onbegroeide grond kan veelal worden gerelateerd aan het gehalte in een dunne toplaag van de bodem. Desorptie van het middel treedt op door menging van water en grond. De distributiefactor (K_{om}) is bepalend voor de mate waarin dit gebeurt.

De hoeveelheid bestrijdingsmiddel op bodem- en plantoppervlakken neemt af met de tijd onder invloed van diverse processen, zoals vervluchtiging, (fotochemische) omzetting, penetratie in de plant en inspoeling in de bodem. De potentiële omvang van oppervlakte-afvoer neemt daardoor sneller af dan men op basis van alleen de omzettingssnelheid in grond zou verwachten.

In het ontwaterings- en afwateringssysteem
Over de omzetting van bestrijdingsmiddelen in het ontwaterings- en afwateringssysteem zijn weinig gegevens bekend. Aangenomen wordt dat onder invloed van licht en zuurstof relatief snelle omzetting plaats kan vinden.

Het transport en gedrag van bestrijdingsmiddelen in het drainbuizensysteem is duidelijk afwijkend, doordat de afmetingen relatief klein zijn en doordat omzettingen onder invloed van licht niet plaatsvinden. Bovendien zijn de verblijftijden dan erg kort. De veranderingen in concentratie van bestrijdingsmiddelen als gevolg van omzettingen of verdunning in het drainbuizensysteem zijn in deze studie dan ook niet meegenomen.

Een bijzonder punt van aandacht is het gedrag van bestrijdingsmiddelen die in een droge sloot terecht zijn gekomen. Zo zullen middelen die in voorjaar en zomer worden toegepast en via spuitdrift in bijv. droge perceelssloten terecht zijn gekomen, meestal pas in het najaar worden getransporteerd. Gedurende de zomerperiode treden (foto)chemische omzetting, vervluchtiging en penetratie in de slootbodem op. Ook hier geldt dat kwantitatieve gegevens ontbreken.

4 MODELLERING VAN TRANSPORT EN GEDRAG VAN BESTRIJDINGS-MIDDELEN OP PERCEELSSCHAAL

In het vorige hoofdstuk zijn de transportmechanismen van bestrijdingsmiddelen en het gedrag ervan in de verschillende systeemcompartimenten beschreven. Om te kunnen kwantificeren wat het effect is van bepaalde maatregelen die de kans op aanwezigheid van bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewater moeten verminderen, dienen de beschrijvingen zo mogelijk te worden geformaliseerd. Een mogelijkheid hiertoe is het modelleren van het te beschouwen systeem m.b.v. relaties die het transport via de water- en gasfase (bijv. de Wet van Darcy voor de verzadigde grondwaterstroming) en het gedrag van de bestrijdingsmiddelen tijdens dit transport in wiskundige termen beschrijven. In de regel worden deze wiskundige relaties verwerkt in een computerprogramma en wordt het programma zelf model genoemd. In dit rapport wordt met model echter een vereenvoudigde weergave van de water- en stoffenhuishouding van een perceel resp. (deel)stroomgebied bedoeld.

Bovenbedoelde relaties bevatten parameters (bijv. de verzadigde doorlatendheid). De waarden hiervan zijn in de regel ruimtelijk variabel. Een probleem is dat deze variabiliteit nooit volledig is te modelleren omdat a) de gegevens ontbreken en/of b) het model te ingewikkeld wordt, indien de ruimtelijke variabiliteit volledig wordt meegenomen. Daarom worden vereenvoudigingen toegepast aangaande de optredende processen alsmede de ruimtelijke variabiliteit. Aangezien door deze vereenvoudigingen de werkelijkheid slechts gebrekkig kan worden nagebootst, is het noodzakelijk na te gaan of het model goed genoeg is voor het te onderzoeken probleem. Aan dit proces van verificatie zal enige aandacht worden besteed.

4.1 Model voor de waterhuishouding van een perceel

De waterhuishouding van een perceel kan worden vereenvoudigd tot het in beschouwing nemen van een representatieve "kolom". Deze benadering is toegepast voor het modelconcept dat ten grondslag ligt aan het computerprogramma SWACROP (Soil Water Actual transpiration and CROP Production).

4.1.1 Modelconcept

De stroming van water in de onverzadigde zone wordt verticaal verondersteld en beschreven met een combinatie van de stromingsvergelijking van Darcy en de continuïteitsvergelijking, toegepast op elk compartiment waarin de onverzadigde zone wordt verdeeld (Belmans et al., 1983). In elk compartiment kan een "sinkterm" (afvoer uit het beschouwde systeem) worden ingevoerd zoals de opname van water door de plantewortels. De grootte van deze flux is afhankelijk van de atmosferische watervraag en de kracht waarmee het water door de bodem wordt vastgehouden.

De stroming van water in de verzadigde zone wordt beschreven door de stromingsvergelijking van Darcy. Ook hier kunnen sink(bron)-termen worden ingevoerd die voor elk compartiment de flux naar (of van) de onderscheiden ontwateringsmiddelen voorstellen. De grootte van deze flux kan worden berekend met bijv. de drainageformules van Hooghoudt, waarbij het stijghoogteverschil tussen grondwaterstand en waterstand in het ontwateringsmiddel de drijvende kracht is. Terwille van de beschrijving van het transport van water met bestrijdingsmiddelen naar drains boven een slecht doorlatende laag is het modelconcept uitgebreid met de modellering van schijngrondwaterspiegels (Elbers, 1990).

Aan de bovenzijde moeten randvoorwaarden worden opgegeven in de vorm van daggegevens van neerslag en potentiële verdamping; aan de onderzijde het verloop in de tijd van de regionale grondwaterflux. Het systeem wordt numeriek opgelost met een eindige-differentie-benadering, waarbij de grootte van de tijdstappen in het rekenschema afhankelijk zijn van de snelheid van verandering van de drukhoogte.

Mogelijkheden en beperkingen van SWACROP
Doordat de neerslaggegevens worden ingevoerd op dagbasis, wordt met het modelconcept van SWACROP het proces van het ontstaan van plassen op het maaiveld als gevolg van het overschrijden van de infiltratiecapacitiet niet goed gemodelleerd. De hier bedoelde plasvorming ontstaat meestal tijdens buien met hoge neerslagintensiteit gedurende enkele uren. Het ontstaan van plassen als gevolg van het stijgen van de grondwaterstand tot in het maaiveld kan echter wel met SWACROP worden gemodelleerd. De berging op het maaiveld en de perceelsberging wordt in SWACROP voorgesteld door het invoeren van de grootte van een "ponding"-reservoir, dat de berging op het maaiveld en in de plassen voorstelt.

De stroming van water naar de ontwateringsmiddelen behorende bij de representatieve "kolom" wordt met de bovenbeschreven sink(bron)-termen gemodelleerd; de stroming van water **in** de ontwateringsmiddelen daarentegen is niet opgenomen in het modelconcept.

De regionale grondwaterstroming wordt gemodelleerd door het opgeven van onderrandvoorwaarden in de vorm van een kwelflux. Stoffen die met deze flux worden afgevoerd, verdwijnen uit het systeem; bij kwel kunnen stoffen in het gemodelleerde systeem binnenkomen. De concentraties van stoffen in het kwelwater moeten dan wel bekend zijn. Voor dit studiegebied zijn deze niet bekend en worden ook niet berekend (zie ook par. 3.3). Voor het stoffentransport houdt dit in dat de regionale component **niet** wordt meegenomen.

4.1.2 Toepassing op De Kooyenburg

Invoergegevens
Voor toepassing van SWACROP op een representatief bodemprofiel voor de proefboerderij "de Kooyenburg" zijn de volgende invoergegevens gebruikt (Elbers en Kroes, 1991):

- bodemfysische gegevens. Het bodemprofiel is geschematiseerd in lagen en per laag zijn bodemfysische gevens toegekend die zijn ontleend aan onderzoekingen elders of aan de Staringreeks (Wösten et al. 1987);
- drainagegegevens. Er zijn twee drainagemiddelen gespecificeerd, nl. drains op 60 cm - mv. met een onderlinge afstand van 10 m en sloten op 200 cm - mv. met een onderlinge afstand van 300 m;
- gewasgegevens. Het eerste jaar van de simulatieperiode (1989) zijn de relevante gegevens van suikerbieten ingevoerd (verloop van de bodembedekking, bewortelingsdiepte en gewasfactoren); het tweede jaar de gegevens van aardappelen;
- bovenrandvoorwaarden. Als bovenrandvoorwaarden fungeren de meteorologische gegevens gemeten op de Kooyenburg (neerslag) of op het KNMI–station Eelde, gedurende 1-1-1989 tot 25-9-1990;
- onderrandvoorwaarde. Als onderrandvoorwaarde is ingevoerd een constante wegzijging van 0,25 mm/d.

Calibratie en verificatie
De berekende waterbalansgegevens van de simulatieperiode zijn gegeven in tabel 3. Gedurende de periode mei 1989 tot november 1989 zijn de vochtspanningen en gedurende begin 1990 zijn drainafvoeren van de proefplek gemeten. De overeenkomsten tussen gemeten en gesimuleerde waarden van de drainafvoeren is redelijk (fig. 5).

Tabel 3 Door SWACROP gesimuleerde waterbalans (mm per tijdvak) voor het proefveld op "de Kooyenburg" over 1989 en 1990 (gedeeltelijk)

	1989 (dag 1-365)	1990 (dag 1-268)
neerslag	**+652**	**+530**
interceptieverdamping	**-39**	**-46**
oppervlakte-afvoer	**-0**	**-0**
bodemverdamping	**-160**	**-137**
gewasverdamping	**-278**	**-247**
drainage	**-24**	**-34**
regionale gr.w.stroming	**-91**	**-67**
bergingsverandering	**-60**	**-1**

Een belangrijk resultaat is dat het proces van waterafvoer naar de drains als gevolg van het optreden van schijngrondwaterspiegels in de tijd ook redelijk goed is gemodelleerd.

Gevoeligheidsanalyse
Het computerprogramma SWACROP is vooral te gebruiken voor de modellering van de stroming naar drains en perceelssloten. Daarom is nagegaan wat de invloed is van het wijzigen van een aantal invoergegevens op de berekende drainageflux gedurende de periode 25-1-1990 tot 16-3-1990 (tabel 4). Hieruit is af te leiden dat de verzadigde doorlatendheid en dikte van de keileem grote invloed hebben op genoemde flux. De ruimtelijke variabiliteit in deze beide grootheden is echter aanzienlijk, terwijl de kwantitatieve kennis daarover gering is. De mogelijkheden tot een goede kwantificering van het transport van bestrijdingsmiddelen via de drainafvoeren zijn dan ook

beperkt. Op basis van de berekende waterafvoeren **kan** drainafvoer een belangrijke route zijn voor mobiele bestrijdingsmiddelen.

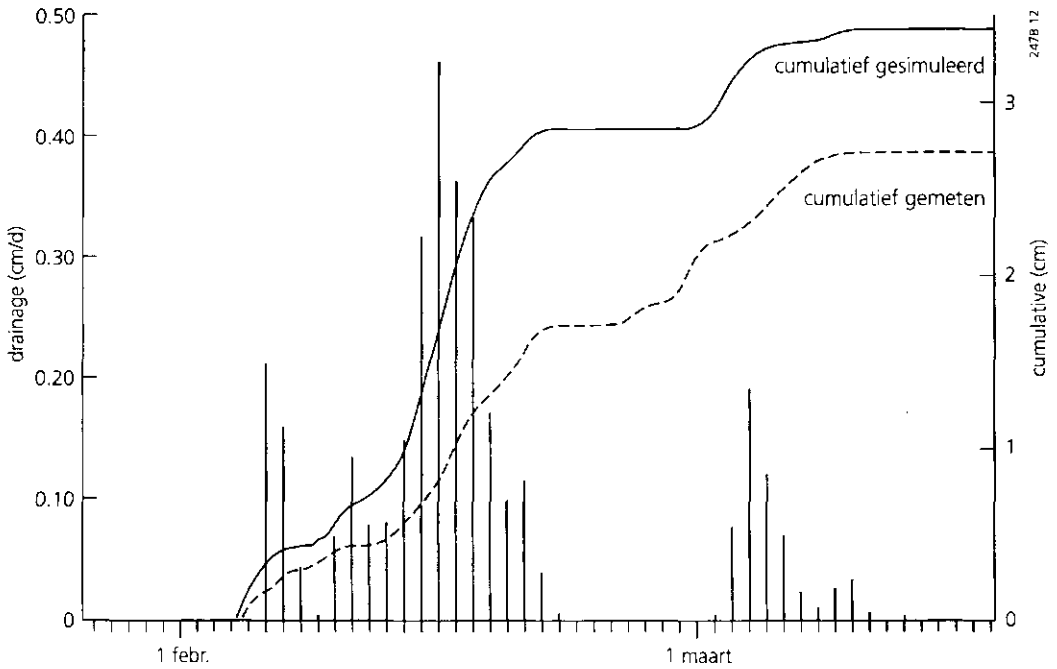


Fig. 5 Gemeten en met SWACROP gesimuleerde drainafvoeren van het proefveld op de "Kooyenburg" gedurende de periode 25 januari tot 15 maart 1990

Tabel 4 Gevoeligheid van de berekende drainageflux gedurende 25-1-1990 t/m 16-3-1990 voor een aantal invoerparameters

Run nr.	Weerstand keileem (d)	Diepte keileem (cm - mv.)	Anisotropie-factor (-)	Drainage-flux (m^3)
1	666	60	20	82
2	1333	60	20	132
3	2000	60	20	146
4	666	60	10	78
5	666	60	1	50
6	666	80	20	127
7	666	100	20	113

4.2 Model voor het gedrag van bestrijdingsmiddelen op perceelsschaal

4.2.1 Modelconcept

Het modelconcept dat ten grondslag ligt aan het computerprogramma TRANSOL (TRANsport of a SOLute) sluit wat ruimtelijke schematisering aan bij het model-

concept voor SWACROP. De berekening van het transport via de waterfase van bestrijdingsmiddelen gebruikt de met SWACROP berekende waterfluxen tussen de compartimenten en de sinktermen. Diffuse belastingen kunnen aan het bodemsysteem worden toegevoegd op willekeurig te kiezen tijdstippen. Per compartiment wordt een balans van opgeloste stoffen bijgehouden als volgt:

bergingsverandering = instroming - uitstroming - omzetting

Bergingsveranderingen kunnen in de bodemoplossing en aan het bodemcomplex plaatsvinden. De bergingsverandering aan het bodemcomplex (adsorptie of desorptie) kan in het model via lineaire of Freundlich sorptie isothermen worden gesimuleerd. Voor deze laatste geldt de relatie:

$$Q_a = constante \ \ C^N$$

waarbij Q_a is de hoeveelheid geadsorbeerd aan het complex (kg stof per m^3 bodem), C is de concentratie in de bodemoplossing (kg stof per m^3 bodemvocht). De constante en N zijn invoergegevens; indien de exponent N gelijk is aan 1 dan is er sprake van een lineaire sorptie isotherm en is de constante gelijk aan de reeds eerder genoemde K_{om}-waarden (tabel 2) maal de massafractie organische stof.

Neerslag en kwel zijn de instromende waterfluxen naar de bovenste en de onderste modellaag. Infiltratie vanuit ontwateringsmiddelen levert een lateraal instromende waterflux op. De stofconcentraties in deze waterfluxen zijn modelinvoer. Verder kan op een willekeurig tijdstip een hoeveelheid stof aan het modelsysteem worden toegevoegd aan één of meer lagen. De uitstromende waterfluxen voor de bovenste en onderste modellaag zijn bodemverdamping en wegzijging. De transpiratie-flux is een uitstromende flux vanuit de lagen met wortels. Afvoer naar ontwateringsmiddelen levert een lateraal uitstromende waterflux op. De concentraties in het afgevoerde water zijn de, per tijdstap gemiddelde, concentraties van een modellaag. Verder kan er stroming en transport plaatsvinden tussen modellagen onderling. De opgeloste stof wordt getransporteerd met de aanwezige waterstroming. Voor dit transport, gecombineerd met sorptie en omzetting, wordt per tijdstap en per laag een differentiaalvergelijking analytisch opgelost. De hydrodynamische dispersie wordt gesimuleerd door de keuze van de laagindeling en de tijdstapgrootte (numerieke dispersie). Door de, gedeeltelijk analytische, oplossingsmethode is de invloed van de tijdstapgrootte minimaal. Uitgebreide beschrijvingen van het model TRANSOL worden gegeven door Kroes (1990) en Rijtema and Kroes (1991).

Omzetting is in het model TRANSOL geformuleerd als een eerste-orde proces, waarbij gekozen kan worden voor omzetting aan het bodemcomplex en/of omzetting in het bodemvocht.Voor de omzetting wordt in het model een gemiddelde eerste-orde snelheidscoëfficiënt bij 20 ^{0}C ingevoerd, welke in het model wordt gecorrigeerd voor temperatuur, diepte en vochtgehalte. De formulering van deze correcties is overeenkomstig die van Boesten en Van der Linden (1991).

Mogelijkheden en beperkingen van het model-concept
Bij toediening van bestrijdingsmiddelen komen de middelen in eerste instantie op de bodem terecht. Pas bij neerslag kunnen ze in oplossing gaan en de bodem binnendringen. In het modelconcept voor TRANSOL is er voor het oplossen van bestrijdingsmiddelen met de neerslag een oppervlaktewaterreservoir gedefinieerd, waarmee het proces van infiltrerend regenwater kan worden gemodelleerd.

Voor de modellering van het transport van stoffen via oppervlakte-afvoer is het modelconcept van ANIMO gevolgd, ontwikkeld voor het zeer goed oplosbare en nauwelijks geadsorbeerde nitraat (Kroes et al., 1990). Daarbij wordt de oppervlakte-afvoer benaderd als een samenstelling van drie fluxen:
- een flux met de neerslagconcentratie;
- een flux met de concentratie van een denkbeeldig oppervlaktereservoir;
- een flux met de concentratie van het bodemvocht van het bovenste bodemcompartiment (i.c. 5 cm dik).

Uit literatuuronderzoek is af te leiden dat de uitwisseling tussen bestrijdingsmiddelen in het water op het maaiveld en in het water van de bovenste 1 cm van de bodem een grotere rol speelt dan met het modelconcept van TRANSOL in rekening wordt gebracht (Van Soest en Leistra, 1991c). Nader onderzoek is nodig om dit uitwisselingsproces te kwantificeren.

Met TRANSOL wordt het transport via de waterfase in de onverzadigde en verzadigde zone gemodelleerd. De ruimtelijke schematisatie is hieraan gelijk (verticaal transport in de onverzadigde zone, stroming naar de ontwateringsmiddelen via verschillende lagen en een regionale stroming in de vorm van een onderrandvoorwaarde).

Het gedrag van vluchtige stoffen zoals grondontsmettingsmiddelen kan niet met TRANSOL worden gemodelleerd, omdat alleen transport via de waterfase en geen sinkterm via vervluchtiging in het concept is meegenomen. De enige mogelijkheid om het uitspoelen van grondontsmettingsmiddelen te simuleren, is het invoeren van een gemeten resterend gehalte-profiel van het middel in de bodem geruime tijd na toepassing (bijv. na enkele weken) en door aan te nemen dat geen verdere vervluchtiging meer optreedt.

4.2.2 Toepassing op de Kooyenburg

Door het ontbreken van een geschikte set meetgegevens over het verloop van concentraties aan bestrijdingsmiddelen in de bodem en in het drainwater is een verificatie van het model voor het transport en gedrag van bestrijdingsmiddelen niet uitvoerbaar. In plaats daarvan is een vergelijking gemaakt tussen een gemeten en een berekend concentratie-profiel van bromide dat op één der percelen van de Kooyenburg was gespoten. Daarbij is de nauwkeurigheid van de bromidemetingen in het lage concentratiegebied (< 0,05 kg/m^3) beperkt vanwege het ontbreken van metingen van de uitgangssituatie (Van Soest en Van Bakel, 1991). De metingen zijn wel bruikbaar voor het vaststellen van de de globale verticale verplaatsingssnelheid van conser-

vatieve stoffen. Het gemeten profiel van 24 januari 1990 vertoont een gemiddeld hoogste gehalte bromide in de laag van 50-60 cm - mv. (fig. 6). Een eerste berekening gaf de hoogste waarde in de laag van 20-30 cm - mv. Het verschil komt waarschijnlijk doordat in de berekeningen al het water in de bodem in dezelfde mate mobiel is. Er wordt dus bijv. geen rekening gehouden met preferente stroombanen of met stagnerend water dat niet meedoet aan het transport. Op grond van de geconstateerde afwijking is een immobiele waterfase in TRANSOL ingebouwd. Het modelconcept is daarvoor uitgebreid met een optie om slechts een deel van het aanwezige bodemvocht aan het stoftransport te laten deelnemen. Het deel van het bodemvocht dat zich niet verplaatst, de zgn. immobiele fase, maakt een vast deel uit van het poriënvolume. Het poriënvolume varieert per horizont; gemiddeld is met een immobiele fase van 17% van het poriënvolume gerekend. Met deze vrij arbitrair gekozen waarde werd wel een redelijke overeenstemming met het gemeten bromide profiel verkregen (fig. 6).

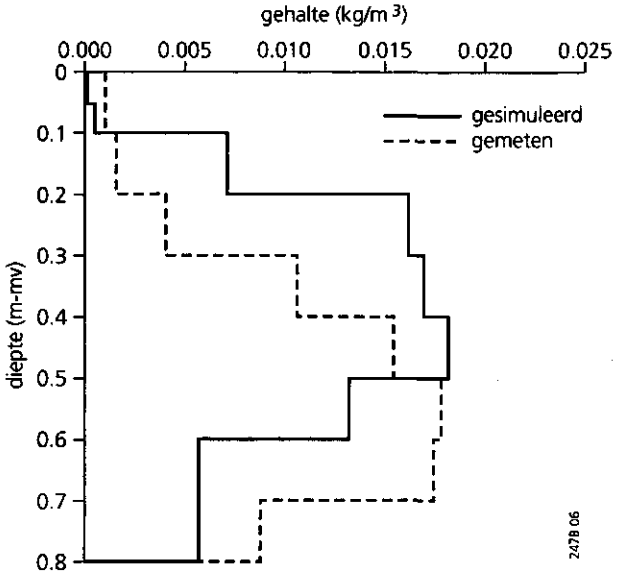


Fig. 6 Vergelijking tussen gemeten en gesimuleerd profiel van de bromidegehalten op het proefveld op de "Kooyenburg" op 25 januari 1990

Gevoeligheidsanalyse

De waterhuishouding die door SWACROP is gesimuleerd, bepaalt de route van het watertransport. TRANSOL simuleert naast het stoftransport tevens de sorptie en omzetting. Voor één stof (atrazin) is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd naar de invloed van de variatie in sorptie-coëfficiënt en afbraaksnelheid op de uitspoeling. Hieruit komt een zeer grote gevoeligheid voor deze invoergegevens naar voren. In hoofdstuk 6 zal nader op de resultaten worden ingegaan.

5 MODELLERING VAN TRANSPORT EN GEDRAG VAN BESTRIJDINGSMIDDELEN OP STROOMGEBIEDSNIVEAU

5.1 Modellering van het transport via de waterfase

Voor het onderzoek naar de effecten van hydrologische ingrepen in het stroomgebied van de Drentsche Aa op de ecologische potenties, is de waterhuishouding van het gehele stroomgebied gemodelleerd met de modellen FEMSATS (Finite Element Model for SATurated groundwaterflow, steady state) en SIMGRO (SIMulation of GROundwater flow and surface water levels; Kortleve, 1989; Kortleve en Peerboom, 1990). Hierop is voortgebouwd bij de modellering van het transport van bestrijdingsmiddelen. De toevoegingen betreffen de modellering van de afvoer naar drains en het koppelen van de grondwaterstroming aan de stroming in het oppervlaktewater. De modelconcepten van het gebruikte computerprogramma MOGROW (MOddeling GROundwater flow and the flow in surface Water systems) komen aan de orde in paragraaf 5.1.1. De toepassing op het deelstroomgebied van het Anlooërdiepje wordt behandeld in 5.1.2.

Modelberekeningen zijn opgezet en uitgevoerd voor het deelstroomgebied van het Anlooërdiepje. Dit deelstroomgebied is representatief voor het gehele stroomgebied van de Drentsche Aa. Het stroomgebied van het Anlooërdiepje heeft een wat hoger percentage bouwland (met een veel hoger gebruik van bestrijdingsmiddelen dan grasland) en het geeft door de grotere hoogteverschillen een snellere reactie op neerslag. De berekende resultaten voor het Anlooërdiepje zullen daarom een lichte overschatting geven voor de belasting van het oppervlaktewater van het gehele stroomgebied van de Drentsche Aa. Lozingen via gemengde rioleringen en riooloverstorten komen wel voor in het stroomgebied van de Drentsche Aa, maar niet in dat van het Anlooërdiepje.

5.1.1 Modelconcept

De basis voor de modellering van de waterhuishouding van een stroomgebied met MOGROW (Querner, 1992) is de schematisering van het verzadigde grondwatersysteem in weerstandbiedende en watervoerende lagen. Per aldus onderscheiden laag moet de ruimtelijke variabiliteit in verticale weerstand resp. watervoerend vermogen bekend zijn. Deze ruimtelijke variabiliteit wordt aan het te construeren model "bekend gemaakt" door het gebied te beleggen met knooppunten en per knooppunt de desbetreffende waardes in te voeren.

Elk knooppunt is representatief voor een (klein) element van het gehele gebied. Per element kan de waterbalans per tijdstap worden berekend, waarbij de uitwisseling met de naburige elementen volgt uit de toepassing van de Wet van Darcy. De put- en brontermen binnen een element kunnen zijn:
a) de percolatie uit of capillaire opstijging naar de onverzadigde zone;

b) de stroming naar of van het ontwateringssysteem;
c) grondwateronttrekkingen.
Deze termen kunnen zijn opgelegd in de vorm van randvoorwaarden of worden berekend afhankelijk van de toestand van het verzadigd systeem.

De onverzadigde zone is als volgt in model gebracht. Het te modelleren gebied wordt onderverdeeld in subgebieden die zoveel mogelijk homogeen zijn wat betreft bodemfysische eigenschappen van de onverzadigde zone. Per subgebied worden de bodemgebruiksvormen (akkerbouw, grasland, bebouwd gebied) opgegeven als procentuele verdeling. Per bodemgebruiksvorm wordt een model van de onverzadigde zone geconstrueerd. Dit model is opgebouwd uit twee compartimenten: een wortelzone en een onverzadigde ondergrond. Per compartiment wordt de waterbalans berekend. De grondwaterstand volgt uit de verandering van de waterbalans van de onverzadigde ondergrond en de bergingscoëfficiënt. Deze laatste grootheid is afhankelijk van de grondwaterstandsdiepte. Aangezien er meer knooppunten voor het verzadigde systeem per subgebied kunnen zijn dan modelbeschrijvingen voor de onverzadigde zone, vindt een middeling plaats bij de berekening van de grondwaterstandsdiepte per subgebied. Aldus wordt de koppeling tussen verzadigd en onverzadigd systeem gerealiseerd.

De hydrologische relatie tussen grondwater en ontwateringssysteem is gemodelleerd als een put- of bronterm, waarbij de grootte van de flux wordt berekend afhankelijk van het stijghoogteverschil tussen grondwater en ontwateringsbasis en de drainageweerstand uit hoofdstuk 3. Per element, of groep van elementen die samen een subgebied vormen, is deze relatie te differëntiëren.

Het oppervlaktewatersysteem wordt in het model gebracht met een netwerk van waterlopen met allerlei speciale kunstwerken (stuwen, inlaten) en knooppunten waaraan waterberging kan worden gekoppeld (Querner, 1986). In de in strengen opgedeelde waterlopen wordt de waterbeweging berekend uit het verhang van het oppervlaktewater en de hydraulische weerstand (die afhankelijk is van de afmetingen van het dwarsprofiel en de begroeiing). De waterstand volgt uit de waterbalans per knooppunt en de bijbehorende bergingsrelatie. De koppeling met het verzadigd systeem vindt plaats door voor elk knooppunt van het open watersysteem de interactie met het verzadigd grondwatersysteem te kwantificeren. Niet alle waterlopen kunnen expliciet worden gemodelleerd. De kleinere waterlopen worden "gelumped" in een apart knooppunt, waarvoor een bergingsrelatie wordt gespecificeerd en waarvoor de interactie met het verzadigd systeem wordt gemodelleerd door aan elk knooppunt een aantal knooppunten van het verzadigd systeem toe te wijzen. De mate van onderlinge interactie is afhankelijk van de drainageweerstand.

Het transport van in water opgeloste stoffen op regionale schaal kan worden meegenomen door berekening van stroomlijnen en verblijftijden als nabewerking uit te voeren op de berekende regionale grondwaterstroming. Over het gedrag van bestrijdingsmiddelen in de diepe ondergrond is te weinig bekend. Transport van bestrijdingsmiddelen via de regionale grondwaterstroming is daarom niet in model gebracht. Het transport van in water opgeloste stoffen in het oppervlaktewater is wel in model gebracht door voor elk knooppunt van het model voor het oppervlaktewatersysteem de stoffen die hierin komen, volledig te mengen met het aanwezige water. Transport

naar andere knooppunten geschiedt via de stroming van water met de concentratie die volgt uit de berekening van de "mengconcentratie".

Voor een uitgebreide beschrijving van de diverse deelprogramma's van MOGROW, zie o.a. Querner en Van Bakel, 1989 (SIMGRO), Querner, 1990 (transport van zout via het oppervlaktewatersysteem) en handleidingen (Querner, pers. med.)

Mogelijkheden en beperkingen van het modelconcept
Met MOGROW kunnen alle waterbewegingen op regionale schaal worden gemodelleerd. De beperkingen ontstaan doordat ruimtelijk en temporeel vereenvoudigingen moeten worden doorgevoerd om het model "beheersbaar" te houden. De meest relevante in verband met de probleemstelling zijn:
- de invoer is op dagbasis. Daardoor kunnen zeer snelle processen zoals oppervlakteafvoer niet adequaat worden gemodelleerd (vergelijk ook "Mogelijkheden en beperkingen van SWACROP; paragraaf 4.1.1);
- in de onverzadigde zone is de stroming verticaal en 1-dimensionaal. Preferente stroming is niet meegenomen;
- de waterbeweging in de waterlopen wordt alleen expliciet gemodelleerd in de grotere waterlopen. De kleinere waterlopen zijn "gevat" in één reservoir per knooppunt van het oppervlaktewater netwerk. De werkelijke stroming kan daar sterk van afwijken.

5.1.2 Toepassing op het stroomgebied van het Anlooërdiepje

Door het Van Hall Instituut en het GWG zijn voor het stroomgebied van het Anlooërdiepje gegevens verzameld over het gebruik van bestrijdingsmiddelen en zijn de nodige metingen verricht (Eleveld et al., 1989; Dulfer, 1990; Folkers et al., 1991; Koopman et al., 1991). Daarom is dit gebied gekozen als voorbeeldgebied voor de modellering van het transport en gedrag van bestrijdingsmiddelen op regionale schaal. Voor toepassing van MOGROW is het gebied uitgebreid (fig. 7) om de invloed van de keuze van de randvoorwaarden te beperken.

De geohydrologische invoergegevens voor het model zijn ontleend aan de SBB-studie voor het gehele stroomgebied (Kortleve, 1989; Kortleve en Peerboom, 1990). Met name de maaiveldshoogtes en de interactie tussen grond- en oppervlaktewater zijn nader geprecisieerd (fig. 8 en 9). Terwille van dit gebied is bovendien een versie van MOGROW toegepast waarmee op regionale schaal het fenomeen van schijngrondwaterspiegels is te modelleren. Voor de modellering van het oppervlaktewater is dit systeem geschematiseerd zoals weergegeven in figuur 10. Daarbij zijn alleen de grotere waterlopen in model gebracht.

Calibratie en verificatie
Calibratie van het model voor de kwantitatieve waterhuishouding heeft plaats gevonden door berekende en gemeten grondwaterstanden en afvoeren in de laatste negen maanden van 1989 met elkaar te vergelijken en zonodig de meest gevoelige parameters (drainageweerstanden en c-waarden) bij te stellen. Vooral de relatie die

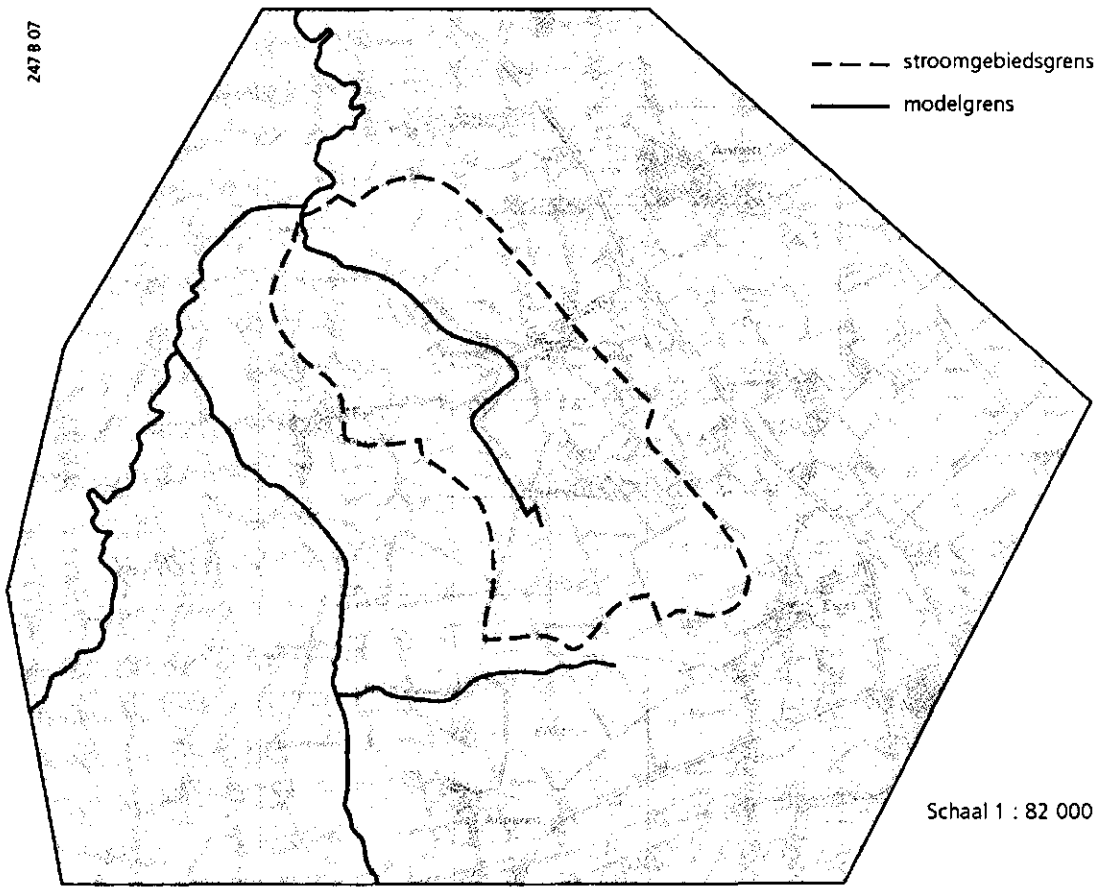


Fig. 7 Het met MOGROW gemodelleerde gebied van het Anlooërdiepje en omgeving

de afvoer naar de drains beschrijft als functie van de opbolling van de (schijn)grondwaterstand boven drainniveau, is daarbij een gevoelige relatie. Verificatie heeft vrij arbitrair plaats gevonden door de berekende en gemeten grondwaterstanden en afvoeren van de eerste 9 maanden van 1990 met elkaar te vergelijken. De berekende grondwaterstanden zijn gemiddeld 0,2 tot 0,4 m hoger dan de gemeten. Over korte perioden loopt het verschil op tot 0,8 m. De gemeten en berekende afvoeren komen redelijk overeen (fig. 11). In perioden met veel neerslag is de berekende piekafvoer iets lager en het uitputtingsverloop iets trager. De oorzaak is waarschijnlijk de gebrekkige mogelijkheid tot het simuleren van oppervlakte-afvoer. Op grond hiervan is geconcludeerd dat de dynamiek van de waterhuishoudkundige situatie met het model MOGROW redelijk is gerepresenteerd, m.u.v. perioden in de winter met hoge neerslagen. De verificatie is gebrekkig uitgevoerd, omdat de dataset van 1990 daarvoor niet erg geschikt is. De hydrologische omstandigheden zijn nagenoeg gelijk aan die van 1989. Bij forse ingrepen in de waterhuishouding (bijv. het introduceren van een grondwateronttrekking) of bij extreem natte of extreem droge omstandigheden

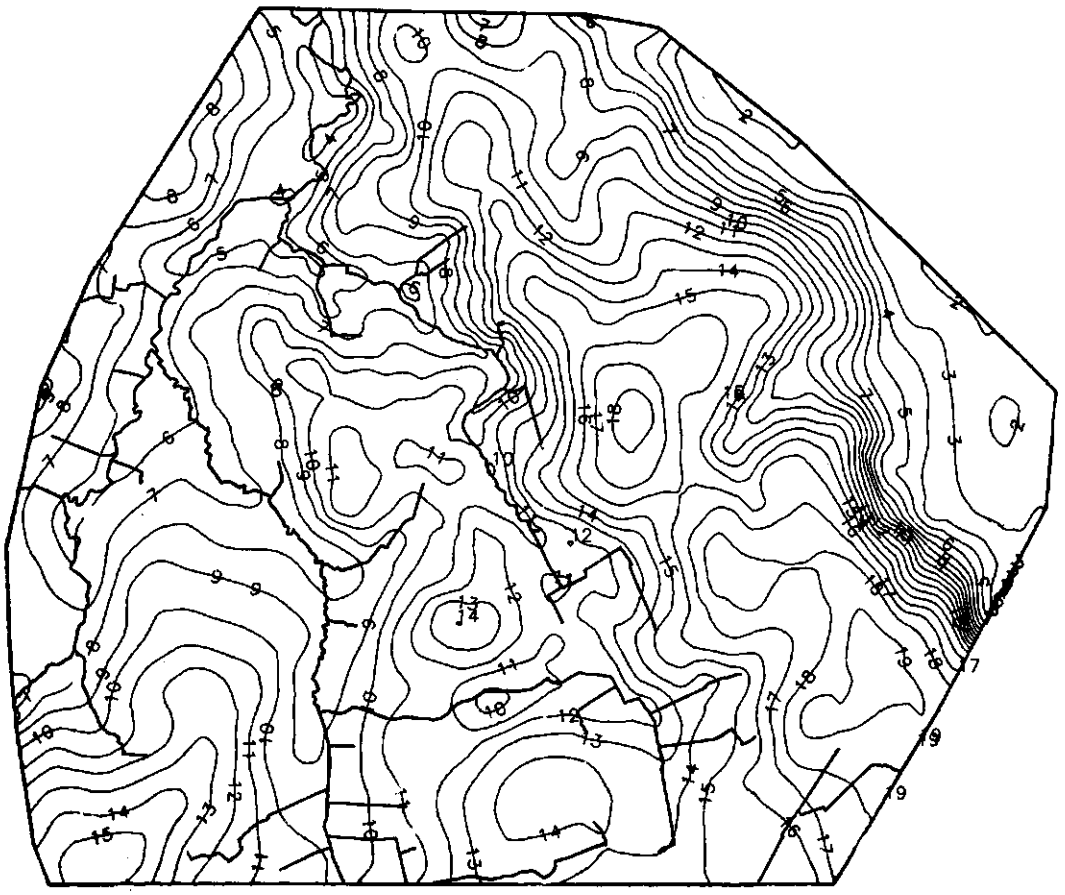


Fig. 8 Met het GIS-systeem ARC/INFO vervaardigde beeld van de topografie van het modelgebied Anlooërdiepje

kunnen de simulatieresultaten aanzienlijk gaan afwijken van de werkelijkheid, maar dit hoeft niet. Het doel van het onderzoek is echter niet het evalueren van dergelijke ingrepen of het precies beschrijven van het transport en gedrag van stoffen in extreme situaties, maar meer het aangeven van de effectiviteit van maatregelen die in de meeste gevallen weinig invloed hebben op de kwantitatieve waterhuishouding van een gebied.

Naderhand bleek dat bij de modellering van de schijngrondwaterspiegels te hoge waarden voor de freatische bergingscoëfficiënt van de laag onder de keileem waren ingevoerd. Een hernieuwde berekening gaf een enigszins betere overeenstemming tussen gemeten en berekende afvoer. De invloed van deze veranderingen op het concentratieverloop van een bestrijdingsmiddel zijn alleen in kwalitatieve zin nagegaan door te stellen dat de veranderingen in concentratieverloop evenredig zijn met de veranderingen in afvoerverloop. Op grond hiervan zijn de berekeningen van de verspreiding van bestrijdingsmiddelen via het oppervlaktewater met de oorspronkelijke modelparameters gehandhaafd.

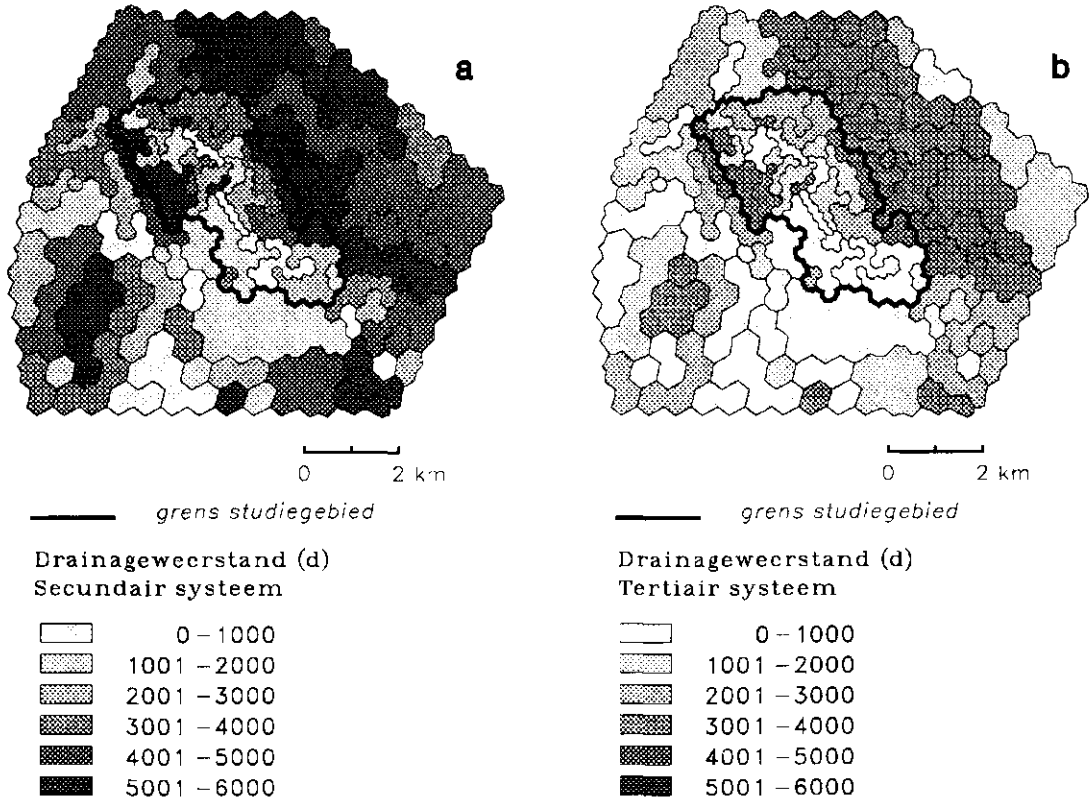


Fig. 9 Weergave van de drainageweerstanden van het secundaire en tertiaire ontwateringssysteem van het modelgebied Anlooërdiepje, vervaardigd met ICDS (Van Walsum, 1991)

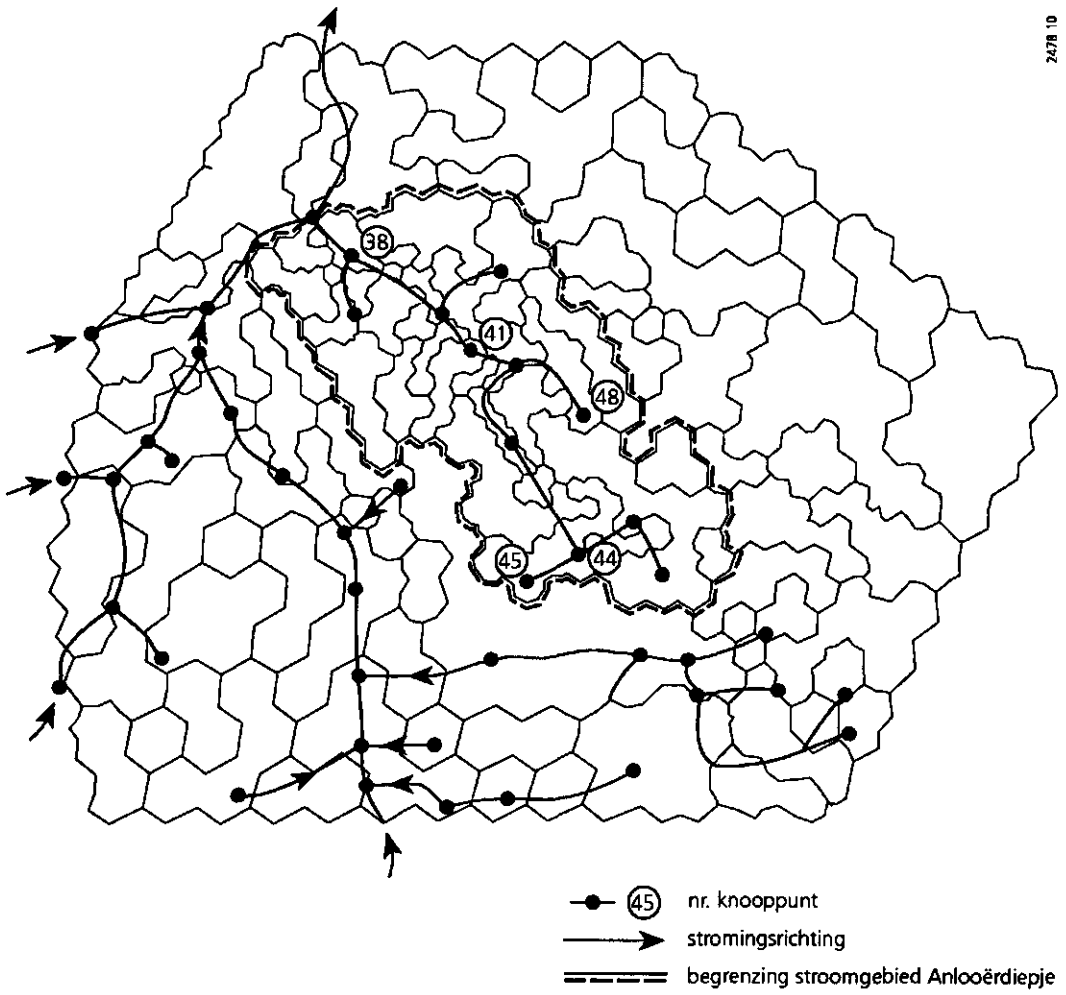


Fig. 10 Schematische weergave van het oppervlaktewatersysteem van het modelgebied Anlooërdiepje

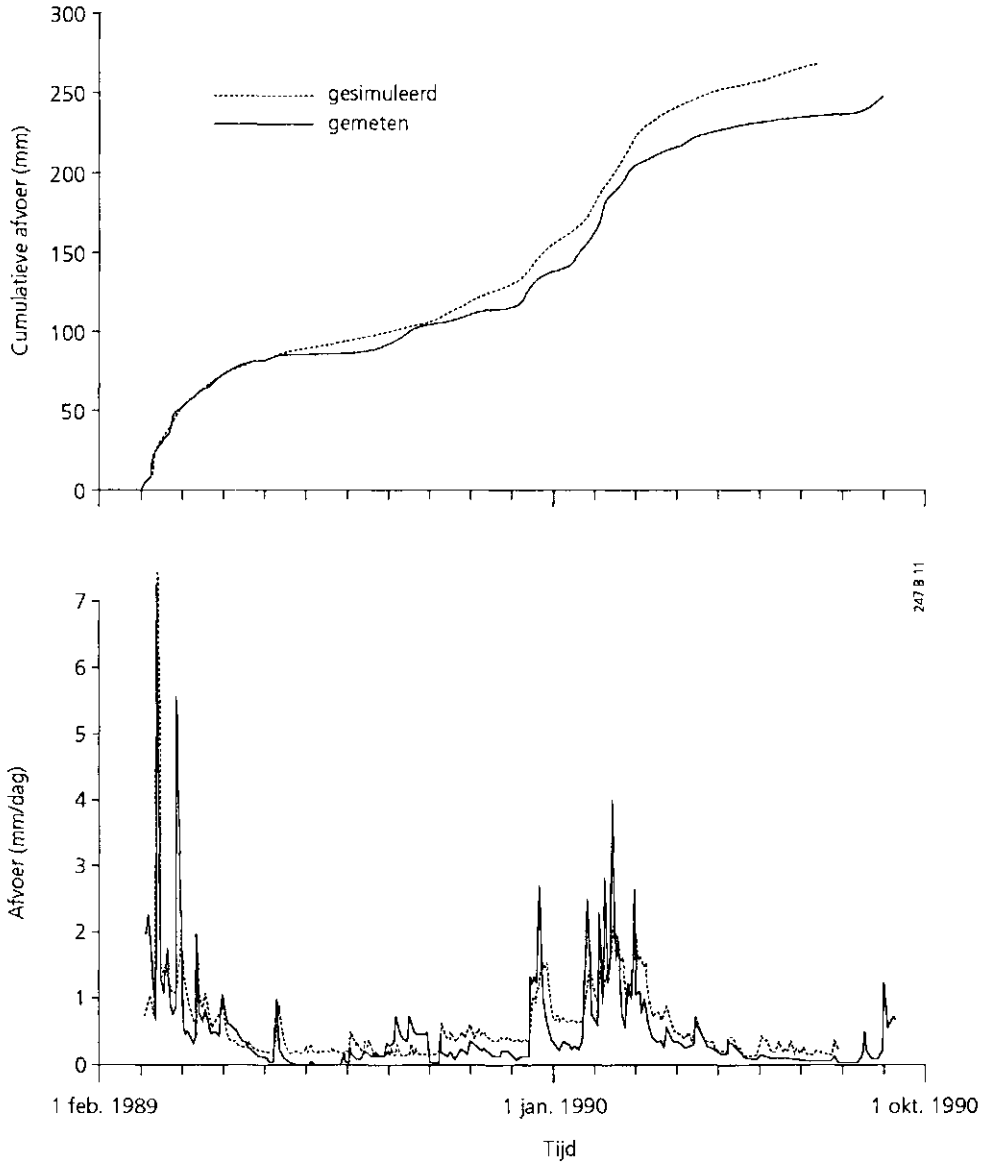


Fig. 11 Vergelijking tussen gemeten en door MOGROW berekende afvoeren van het Anlooërdiepje in 1989 en 1990

5.2 Modellering van het gedrag van bestrijdingsmiddelen in het stroomgebied van het Anlooërdiepje

Het gedrag van bestrijdingsmiddelen op stroomgebiedsniveau is voor de onverzadigde zone en de stroming naar het ontwateringssysteem behandeld bij de modellering op perceelsniveau (par. 4.2). Het enige verschil is dat de ruimtelijke variabiliteit in rekening moet worden gebracht, bijvoorbeeld door voor representatieve percelen te rekenen.

worden getransporteerd, zijn niet in model gebracht. De voornaamste reden hiervoor is dat gegevens over het gedrag in de diepe ondergrond voor maar enkele middelen bekend zijn (o.a. voor de grondontsmettingsmiddelen). Het gaat hier bovendien om een zeer langzame emissie-component waarvan de bijdrage aan piekconcentraties in het oppervlaktewater is te verwaarlozen (par. 3.3).

Het gedrag van bestrijdingsmiddelen in stilstaande of stromende watergangen is complex. Vele factoren beïnvloeden het gedrag zoals:
- adsorptie aan planten en aan slibdeeltjes c.q. slootbodem;
- sedimentatie en re-suspensie met vast materiaal;
- omzettingsprocessen zoals hydrolyse, fotolyse, gekatalyseerde processen en microbiële omzetting;
- vervluchtiging.

Op dit moment zijn, voor deze aspecten, onvoldoende kwantitatieve gegevens van bestrijdingsmiddelen beschikbaar om deze zinvol in een model voor stroomgebiedsniveau te verwerken. Bij de modellering van het gedrag van bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewatersysteem op regionale schaal is daarom geen rekening gehouden met de genoemde factoren. Wanneer een middel via één emissie-route van een perceel of via directe besmetting in een waterloop komt, wordt verondersteld dat het middel zich als een conservatieve stof gedraagt, dus zonder sorptie, afbraak of vervluchtiging (voor de vluchtige grondontsmettingsmiddelen is vervluchtiging waarschijnlijk wel van belang). Een ander reeds eerder gesignaleerd probleem is het gedrag in tijdelijk droge sloten die tijdens bespuitingen via drift een (zeer) lage dosis middel hebben ontvangen (par. 3.5). Over de omzettingssnelheden van de middelen in deze situatie is vrijwel geen kwantitatieve informatie. Naar verwachting is de omzettingssnelheid op de begroeiing in en langs de slootkant ongeveer gelijk aan die op het gewas en dus vrij snel. De omzetting in en op de slootbodem is slechts onnauwkeurig in te schatten. Bij de berekeningen is daarom als "worst-case" benadering aangenomen dat geen omzetting plaats vindt.

Calibratie en verificatie

In hoofdstuk 3 is beschreven via welke routes bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewater kunnen komen. Aan de hand van het concentratieverloop van bepaalde middelen tijdens afvoerpieken is het in principe mogelijk om het aandeel van de directe routes (drift, afspoeling en onzorgvuldig handelen) en de indirecte routes (uitspoeling via drains en grondwaterstroming) te schatten. Voor dit doel was het nodig om middelen met geschikte eigenschappen en gebruikskenmerken te selecteren en hiervan de concentraties in de afvoerstroom continu te meten of ten minste periodiek met korte tijdsintervallen. Daarvoor werd in het voorjaar van 1990 een continu bemonsteringsapparaat geïnstalleerd in de benedenloop van het Anlooërdiepje (Schapendrift-dam), waarmee ook debiets-proportionele bemonstering mogelijk was (Koopman et al., 1991). Uit het pakket middelen dat in het stroomgebied van het Anlooërdiepje werd gebruikt is een aantal gekozen om continu te worden gemeten door het laboratorium De Punt van het GWG. Daarbij zijn de volgende selectiecriteria gehanteerd:
- minimaal gebruikt worden op 10% van de cultuurgrond;
- goede basisgegevens voor de modelberekeningen op perceelsniveau moeten beschikbaar zijn;

- middel is te analyseren door laboratorium De Punt (op zeer laag niveau);
- middel is redelijk stabiel in oppervlaktewater (hanteerbaarheid monsters);
- middel is geschikt voor traceren van de twee hoofdroutes nl. uitspoeling en oppervlakte-afvoer.

Een aantal van deze middelen, waarvoor ook berekeningen voor de uitspoeling op perceelsniveau zijn uitgevoerd, kunnen dienen ter calibratie/verificatie van de modelberekeningen op deelstroomgebiedsniveau. In tabel 5 is aangegeven voor welke routes de middelen geschikt zijn en gedurende welke periode ze daarvoor gemeten moeten worden. De resultaten van de concentratiemetingen in het water afgevoerd door het Anlooërdiepje zijn elders gepubliceerd (Folkers et al., 1991 en Koopman et al., 1991).

Tabel 5 Bestrijdingsmiddelen geselecteerd voor concentratiemetingen in het Anlooërdiepje in 1990 voor calibratie/validatie van de modelberekeningen

Bestrijdingsmiddel	Meet-periode	Transport-route	Belang voor berekening
1,2-dichloorpropaan	geh. jaar	uitspoeling	"tracer" ouder grondwater, door zeer gering gebruik in 1989 geen recente aanvoer
1,3-dichloorpropeen	vanaf sept	uitspoeling	alleen afvoer van toepassingen in 1990
methylisothiocyanaat	vanaf sept	uitspoeling	mobiele stof, geen directe besmetting
dinoseb	geh. jaar	uitspoeling	verbod gebruik in 1990, alleen uitspoeling
dinoterb	geh. jaar	directe besmetting	groot gebr., kans op uitsp. zeer klein
parathion	geh. jaar	directe besmetting	groot gebr., kans op uitsp. zeer gering
metamitron	geh. jaar	directe besmetting	gelijk parathion
chloridazon	geh. jaar	directe besmetting	gelijk parathion
mecoprop	geh. jaar	meer routes	mobiele stof, veel gebruikt
atrazin	geh. jaar	meer routes	weinig mobiele stof, goede basisgegevens
bentazon	geh. jaar	meer routes	mobiele stof, in 1990 verminderd gebruik

Na installatie van het continu bemonsteringsapparaat begin 1990 werd bemonsterd tot 1 oktober 1990. De analysegegevens bleken helaas te beperkt om duidelijke conclusies te trekken. Enerzijds omdat in het relatief droge groeiseizoen van 1990 geen duidelijke water-afvoerpieken zijn opgetreden; anderzijds omdat in enkele mogelijke geschikte situaties te weinig analyses zijn verricht om het concentratie-verloop te kunnen volgen en daaruit conclusies te trekken. Het waterkwaliteitsmodel kon daarom in feite niet worden gecalibreerd.

Een aantal meetresultaten wijst erop dat transportroutes waarbij perceelswater niet direct als transportmiddel fungeert (o.a. puntbelastingen), zeker een belangrijke rol spelen bij de belasting van het oppervlaktewater. Een continue bemonstering en de mogelijkheid van een hoge bemonsteringsfrequentie zijn een absolute vereiste om voor dit doel materiaal voor calibratie/verificatie te verkrijgen.

Eén opvallend punt is dat het op grote schaal gebruikte en in principe voor uitspoeling gevoelige grondontsmettingsmiddel methylisothiocyanaat (MITC) in de

meetperiode niet in meetbare concentraties werd gevonden in de monsters van de continue, proportionele bemonstering, noch in de wekelijkse steekmonsters. Bij de continue bemonsteringsmethode is, in tegensteling tot de steekmonsters, een zeker verlies van deze vluchtige stof niet uit te sluiten. Hierdoor kan niet met zekerheid worden gezegd dat het in de perioden tussen de steekmonsternamen, niet aanwezig was.

6 MAATREGELEN OM DE KANS OP VOORKOMEN VAN BESTRIJDINGSMIDDELEN IN HET OPPERVLAKTEWATER TE VERMINDEREN

In overleg met de werkgroepen "Bestrijdingsmiddelen Drentsche Aa" en "Voorlichting en Regelgeving" zijn scenario's opgesteld die met de modellen - zoals besproken in de vorige hoofdstukken 4 en 5 - kunnen worden geëvalueerd. De te evalueren maatregelen hebben betrekking op tijdstip van toediening, spuitvrije zones, het niveau van dosering en puntbelastingen door onzorgvuldigheden bij waterinname en bij het schoonspoelen van spuitmachines op het erf. Resultaten van berekeningen op perceelsschaal en op stroomgebiedsniveau worden apart behandeld (par. 6.1 en 6.2). Aan de literatuurstudies in hoofdstuk 3 kunnen ook maatregelen worden ontleend. Deze worden besproken in par. 6.3.

6.1 Perceelsniveau

6.1.1 Uitgangspunten en werkwijze

Voor een indruk van de mogelijkheden om de besmetting van het oppervlaktewater te verminderen, is het noodzakelijk om kwantitatieve gegevens te hebben over de invloed van factoren op de besmettingskansen via de uitspoelingsroute. Voor dit doel zijn met het model SWACROP/TRANSOL op perceelsniveau scenario-berekeningen uitgevoerd voor middelen die duidelijk verschillen in fysisch-chemische eigenschappen, toepassingstijdstip en toepassingstechniek. Een overzicht van de uitgevoerde berekeningen is gegeven in tabel 6. Het aantal berekeningen is relatief beperkt omdat het onmogelijk en ook niet zinvol is om alle combinaties van factoren (met soms elkaar compenserende of juist versterkende effecten) door te rekenen. De keuzes voor de belangrijkste factoren en de gehanteerde gegevens zijn:

- *meteorologische omstandigheden.* Deze hebben een grote invloed op zowel de hydrologie als het gedrag van bestrijdingsmiddelen. Bij de berekeningen zijn de data voor een meer dan gemiddeld nat jaar (1980) ingevoerd. Dit jaar wordt aangemerkt als een 75% nat jaar (d.w.z. maar 25% van de jaren heeft nog meer neerslag) en wordt ook gebruikt bij de toelatingsbeoordeling van middelen door de Commissie Toelating Bestrijdingsmiddelen (CTB);
- *variatie in adsorptie en omzettingssnelheden.* De adsorptie en de omzettingssnelheid worden bepaald door de fysisch-chemische eigenschappen van een middel en de bodemeigenschappen. Voor een bepaald middel kunnen de waarden van de karakteristieken sterk verschillen (zie par. 3.5). Daarom zijn voor het herbicide atrazin, waarvan relatief veel basisgegevens zijn gepubliceerd, een serie berekeningen uitgevoerd voor het Kooyenburg-profiel, dat representatief is voor een groot deel van de gronden in het stroomgebied van het Anlooërdiepje. Met deze serie berekeningen kan het effect van de waarden ingevoerd voor de adsorptie en de omzettingssnelheid op de berekende uitspoeling via de drains worden gedemonstreerd. Dit kan als een soort gevoeligheidsanalyse voor middeleigenschappen worden gezien. Als een voorbeeldmiddel, waarbij op grond van de eigenschappen

na een voorjaarstoepassing vrijwel geen uitspoeling wordt verwacht, is het herbicide metamitron gekozen. Als andere uiterste zijn berekeningen uitgevoerd voor een voorjaarstoepassing van het herbicide bentazon, waarvan op grond van de zeer lage adsorptie uitspoeling verwacht kan worden;

- *tijdstip van toepassen.* Vanwege het neerslagoverschot en de lage temperaturen in de winterperiode, is de kans op uitspoeling na een toepassing in de nazomer of herfst groter dan na een voorjaarstoepassing. Uit de enquête van het middelengebruik in het stroomgebied blijkt dat er geen geschikte modelstof is die zowel in het voorjaar als in het najaar wordt toegepast. Berekeningen zijn in dit kader dan ook niet uitgevoerd. Het grondontsmettingsmiddel metam-natrium heeft een vrij lange toepassingsperiode (augustus tot uiterlijk 15 november). Het actieve omzettingsproduct methylisothiocyanaat (MITC) wordt in de bodem relatief snel omgezet maar wordt erg zwak geadsorbeerd en zal dus onder ongunstige omstandigheden gemakkelijk uitspoelen. Het tijdstip van toedienen en het daarop volgende verloop van de temperatuur en het neerslagpatroon kan daarom de mate van uitspoeling zeer sterk beïnvloeden. Berekeningen voor verschillende toepassingstijdstippen zijn voor deze stof daarom zinvol. In par. 4.2.1 is echter duidelijk gemaakt dat het model TRANSOL niet geschikt is om met vluchtige stoffen te rekenen. Geruime tijd na de ontsmetting (bijv. na 14 dagen) is de bijdrage van de vervluchtiging aan het verdwijnen van het middel uit de bodem sterk afgenomen. Vanaf die tijd kan met TRANSOL toch een eerste indruk van de mogelijke uitspoeling van een restant worden verkregen. Een voorwaarde is dat de resterende hoeveelheid MITC en de verdeling ervan in het profiel op een bepaald tijdstip in het model worden ingevoerd. De hoeveelheid en de verdeling over de lagen moeten worden geschat of uit veldmetingen worden afgeleid. In tabel 6 zijn de drie tijdstippen vermeld waarop de geschatte resterende hoeveelheden MITC in de 20 cm dikke toplaag zijn ingevoerd. De gesimuleerde voorjaarstoepassing is niet gebruikelijk, maar is meegenomen om te zien in hoeverre het risico voor uitspoeling wordt verminderd.
- *invloed toedieningstechniek.* Berekeningen zijn uitgevoerd met opgelegde verdelingspatronen zoals gemeten na toepassen met een schaarinjecteur en met een spitinjecteur op een grondontsmettingsproefveld van het SC en het HLB op de locatie Schipborg. De gehalten MITC op dit proefveld werden 8 dagen na de toepassing (op 16-10-1989) voor het eerst gemeten en daarna nog op 12-12-1989 en 8-1-1990. Tevens werden concentraties in het drainwater gemeten (Smelt et al., 1990). Door de klimaatgegevens van het betreffende jaren in het model in te voeren is tevens een zekere verificatie van de modeluitkomsten mogelijk.

Tabel 6 Overzicht van de uitgevoerde simulaties met SWACROP/TRANSOL voor het Kooyenburg profiel en bijbehorende gegevens

Middel	Dosering actieve stof (kg/ha)	Tijdstip toepassing		Gewas (voor bereke-ning)	Opmerkingen	Ingevoerde waarden bij berekeningen		Doel van de simulaties
		praktijk	ingevoerd bij berekening			K_{om} (dm^3/kg)	DT50 (d)	
Atrazin	0,7	eind april	15 mei	snijmaïs	veel toegepast middel	73	50	
	0,7	tot			met kans op	32	50	gevoeligheid uitspoelings-
	0,7	juni			uitspoeling	114	50	berekeningen voor variaties
	0,7					73	38	in adsorptie- en afbraak-
	0,7					73	62	eigenschappen van een
	0,7					32	38	middel
	0,7					32	62	
Bentazon	0,8	eind maart tot juni	1 mei	snijmaïs	redelijk veel toegepast middel, mobiele eigenschappen	0,4	47	berekening voor één van de meest uitspoelings-gevoelige middelen
Meta-	3,0	begin april	1 april	s.bieten	éénmalige dosering	99	28	
mitron	1,05	april/mei	15 mei	s.bieten	meest op meer tijd-stippen lagere doseringen bijv. 3 x 0,35 kg	99	28	gevoeligheid uitspoelings-berekening voor een niet uitspoelingsgevoelig middel
	1,05		15 mei		"worst-case"	44	39	
Methyl-	85,0	½ aug. - ½ nov.	15 sept.	braak	10% dosering ingevoerd	3	9,3	effect tijdstip
isothio-	85,0	" "	15 nov.	braak	20% dosering ingevoerd	3	9,3	grondontsmetting
cyanaat	85,0	" "	15 april	snijmaïs	20% dosering ingevoerd	3	9,3	
(MITC)	85,0	" "	16 okt.	braak	gemeten profielen	3	9,3	effect toedieningsmethode
	85,0	" "	16 okt.	braak	ingevoerd	3	9,3	grondontsmetting

6.1.2 Resultaten en discussie

De gesimuleerde waterafvoer met SWACROP
Conform de genoemde uitgangspunten zijn de in tabel 6 vermelde berekeningen met SWACROP/TRANSOL uitgevoerd voor het Kooyenburg profiel met gebruikmaking van de weersgegevens van het jaar 1980. Dit 75% nat jaar heeft een jaarneerslag van 863 mm. De totale gesimuleerde verdamping (per jaar) bedraagt 461 mm en bestaat uit een actuele gewasverdamping (266 mm), een interceptie (62 mm) en een bodemverdamping (133 mm). De wegzijging over de onderrand van het model profiel bedraagt 91 mm. De resterende afvoer van 310 mm wordt verdeeld over drainage en berging, afhankelijk van de initiële condities. De afvoer is gesimuleerd met korte en lange verblijftijd. De afvoer met korte verblijftijden is die via de drains boven de keileemlaag. De waterhuishouding is gesimuleerd gedurende 2 opeenvolgende jaren, beide met de weersgegevens van 1980. Daar de maximale berekende concentraties in het drainwater bij alle simulaties genoemd in tabel 6 voorkomen in de periode januari tot mei in het volgende jaar, zijn alleen van deze periode (480 dagen) de resultaten weergegeven. Het patroon van de waterafvoer via drains is weergegeven in figuur 12. De afvoer treedt op tegen het eind van een periode met neerslagoverschot, met name in het voor- en najaar. De bodem boven de keileem raakt dan verzadigd en er treedt een schijngrondwaterspiegel op, welke resulteert in waterafvoer via de drains.

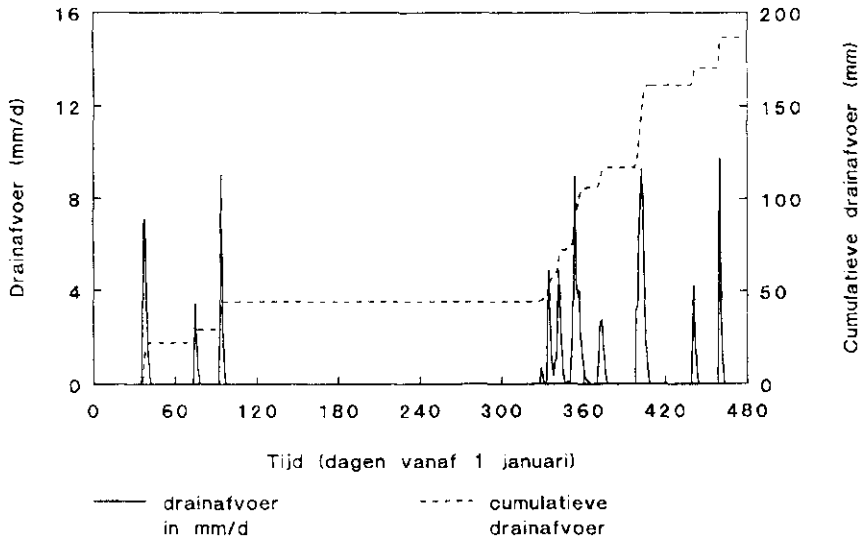


Fig. 12 De gesimuleerde waterafvoer via drains voor het Kooyenburgprofiel onder meer dan gemiddeld natte omstandigheden (weersgegevens 1980, 75% nat jaar)

Bentazon
Na een voorjaarstoepassing van dit zwak geadsorbeerde middel berekent het model in de daaropvolgende winterperiode een duidelijke uitspoeling (fig. 13). De eerste en meteen hoogste concentratie van ruim 50 µg/l wordt vrijwel tegelijkertijd met de afvoer van het eerste drainwater berekend (zie fig. 12). Gedurende de winter dalen de concentraties sterk, wat wijst op een vrij volledige uitspoeling van de restanten. In de tweede winter (tot 730 d vanaf 1 jan.) werden geen concentraties in het drainwater berekend (<0,001 µg/l).

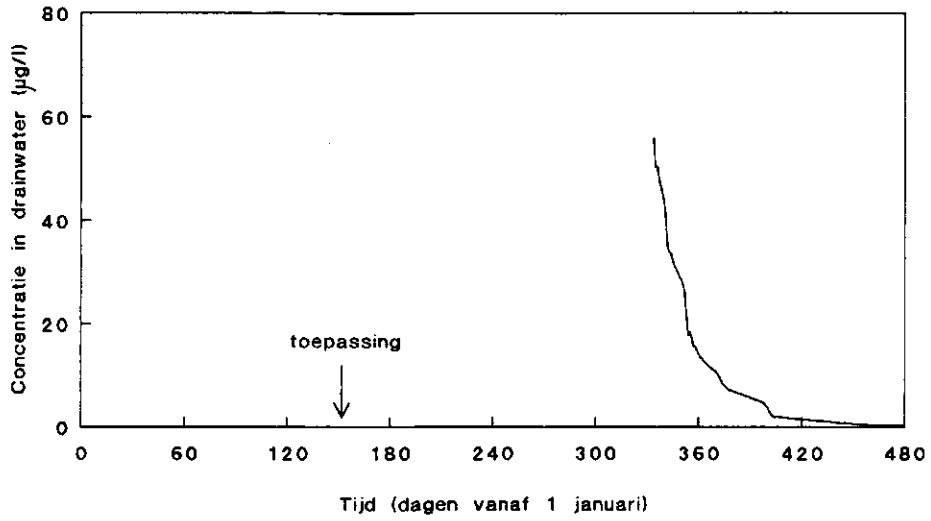


Fig. 13 Het berekende verloop van de concentratie bentazon in het drainwater na toepassing op 1 juli (weersgegevens 1980, 75% nat jaar)

In drainwater is incidenteel een relatief hoge concentratie gemeten (5,7 µg/l), ruim drie maanden na toepassing in mei (Eleveld et al., 1989). In december daaropvolgend werd echter maar 0,95 µg/l in het drainwater van het proefbebrijf de Kooyenburg gemeten. Uit de gebruikersenquête blijkt dat dit middel redelijk veel wordt gebruikt. Op grond daarvan zou het met de winterafvoeren van het gebied gemeten kunnen worden. In de winter van 1988 kon bentazon echter niet in het Anlooërdiepje worden aangetoond (<0,01 µg/l; Eleveld et al., 1989). Ook in 1989 en 1990 werd het slechts éénmaal in de winter gemeten (0,07 µg/l op 15 januari 1990). Tijdens en kort na de toepassingsperiode werden in juni/juli 1990 wel hoge concentraties gemeten in het oppervlaktewater (1,0-2,6 µg/l; Koopman et al., 1991). De gesimuleerde uitspoeling in de winter wordt dus niet duidelijk door de metingen bevestigd. De hoge mobiliteit van bentazon speelt waarschijnlijk wel een belangrijke rol bij de gemeten concentraties in het drainwater in de zomer, die mogelijk het gevolg zijn van preferente waterstroming naar de drains.

Atrazin

Bij invoer van de gemiddelde waarden voor K_{om} (73) en halfwaardetijd (50 d) zijn zéér lage concentraties in het drainwater berekend (<0,001 µg/l). De vrij dikke en organische-stofrijke (5 tot 7%) toplaag van het Kooyenburg profiel is hiervoor de belangrijkste oorzaak. Alleen bij de laagste waarden voor de adsorptiecoëfficiënt (K_{om} = 32, is gem. waarde min éénmaal de standaardafwijking) wordt incidenteel een lage concentratie (0,01-0,05 µg/l) in het drainwater berekend, zie fig. 14. Door de veel sterkere adsorptie van atrazin aan de bodem verschijnen de eerste concentraties en de piekconcentratie op een veel later tijdstip in het drainwater dan bij bentazon (vergelijk fig. 13). Ook in de tweede winter worden daarom nog concentraties in het drainwater berekend. Deze liggen op een lager niveau (max. 0,03 µg/l) dan in de eerste winter na toediening.

Zelfs bij de meest ongunstige aannamen (een lage adsorpticoëfficiënt en een relatief langzame omzettingssnelheid, DT 50 van 62 d) blijven de piekconcentraties nog beneden de drinkwaternorm van 0,1 µg/l. Hieruit kan worden geconcludeerd dat

belasting van het oppervlaktewater met atrazin via het drainwater minimaal is. De geconstateerde forse overschrijding van de drinkwaternorm is daarom bij atrazin waarschijlijk niet het gevolg van uitspoeling. Hetzelfde kan gezegd worden voor middelen die vergelijkbare adsorptiecoëfficiënten en DT 50 waarden hebben.

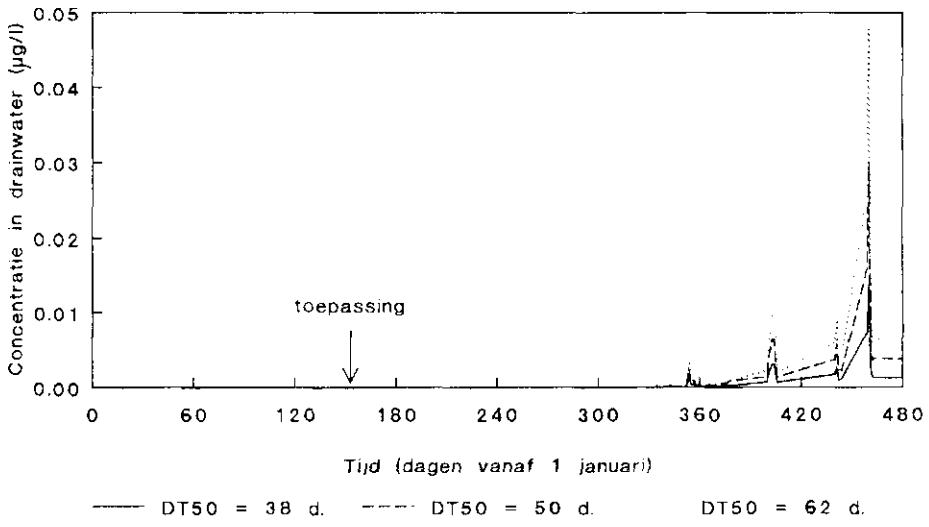


***Fig. 14** Het berekende verloop van de concentratie atrazin in het drainwater voor de combinatie van de laagste adsorptiecoëfficiënt (K_{om} = 32) en drie halfwaardetijden (DT50) (weersgegevens 1980, 75% nat jaar)*

Metamitron

Metamitron wordt nog sterker geadsorbeerd dan atrazin en wordt bovendien sneller omgezet. Het model berekent voor het Kooyenburgprofiel met de ingevoerde gegevens dan ook geen uitspoeling (<0,001 µg/l). Dit geldt voor beide toepassingstijdstippen en doseringen (tabel 6) en ook bij invoering van de laagste adsorptiewaarden en de hoogste halfwaardetijden ("worst case"). De concentratiemetingen van het proefveld met metamitron toepassing in suikerbieten op de locatie Kooyenburg (Fraters, 1991) zijn helaas ongeschikt om het berekende gedrag van de stof in het bodemprofiel te verifiëren. De betrouwbare detectiegrenzen waren daarvoor te hoog. In het water uit één van de drains onder dat proefveld werden wel lage concentraties metamitron gemeten (<0,02 tot 0,6 µg/l). Preferente waterstroming naar de ondiepe drains is mogelijk een verklaring voor deze discrepantie met de berekeningen. Van de vele watermonsters die van het Anlooërdiepje zijn genomen, zijn er maar weinig geanalyseerd op het voorkomen van metamitron. Slechts in twee steekmonsters, genomen in 1988 rond het toepassingstijdstap (mei/juni) is de stof in lage concentraties (0,14 tot 0,76 µg/l) gemeten (Folkers et al., 1991).

Methylisothiocyanaat (MITC)

Na invoer van de geschatte resterende hoeveelheden MITC op 15 september (10% van de dosering) en 15 november (20% van de dosering), berekent het model piekconcentraties van respectievelijk 73 en ruim 1100 µg/l (fig. 15). Na de voorjaarstoepassing worden pas in de daarop volgende winterperiode concentraties op een aanzienlijk lager niveau berekend (max. 0,28 µg/l). Het effect van het tijdstip van ontsmetten op de uitspoelingskans wordt hiermee duidelijk aangetoond. In Nederland zijn na een ontsmetting in de herfst dergelijke hoge concentraties echter nog nooit

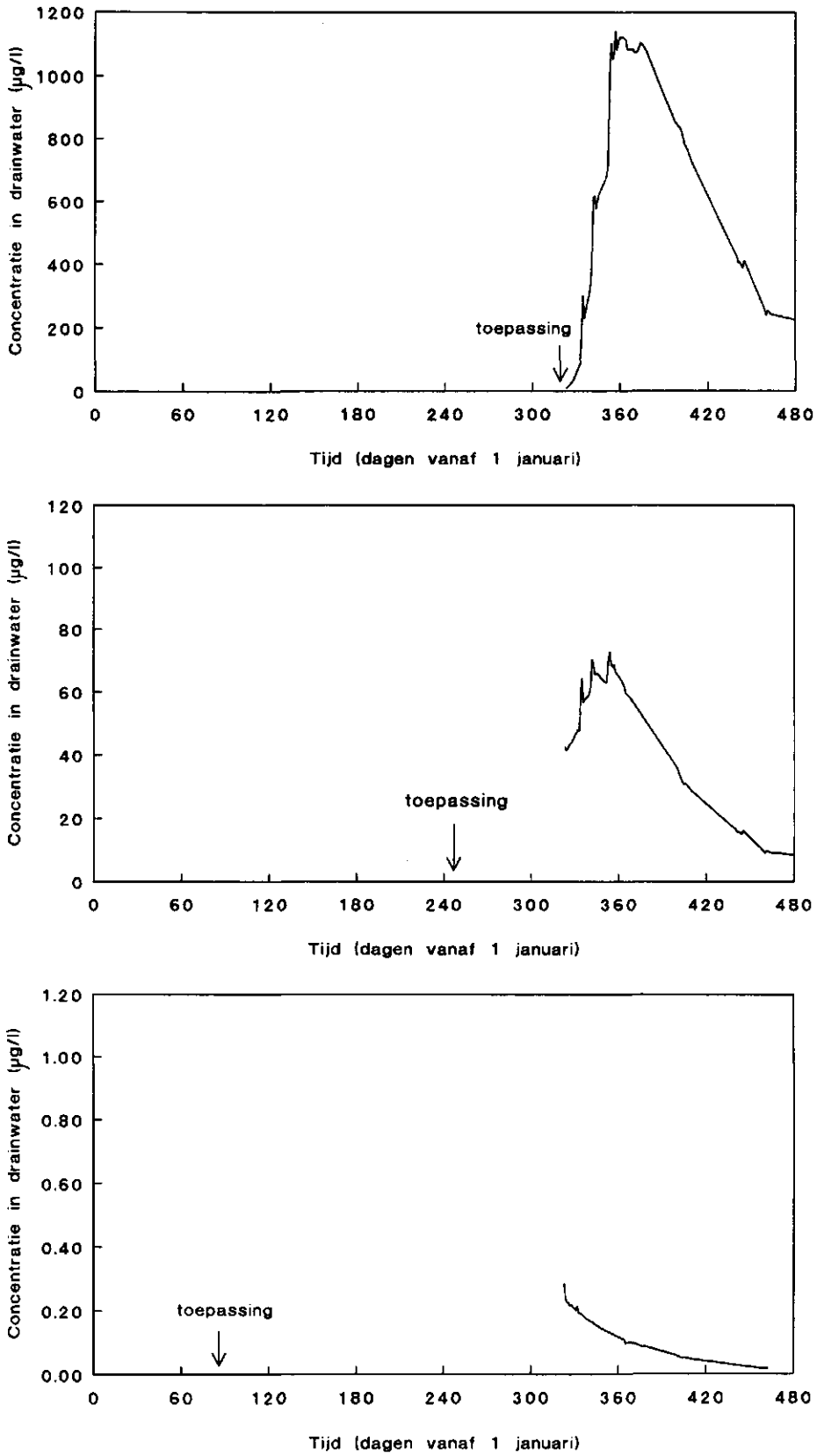


Fig. 15 Het berekende verloop van de concentratie MITC in het drainwater na toepassing van een ontsmetting op 15 april (a), 15 sept. (b) en 15 nov. (c) (weersgegevens van 1980, 75% nat jaar)

in drain- of grondwater gemeten. In de jaren 1987/1988 zijn in drainwater en afvoersloten in het stroomgebied van het Anlooërdiepje wel vrij hoge concentraties MITC gemeten, tot max. 50 µg/l in drainwater van laat ontsmette percelen en max. 7 µg/l in perceelssloten (Eleveld et al., 1989). Gedurende 1989 en 1990 zijn in het water van het Anlooërdiepje echter geen meetbare (<0,03-<0,45 µg/l) concentraties MITC aangetoond (Folkers et al., 1991; Koopman et al., 1991).

Bij invoering van de verdelingen gemeten na spit- en schaarinjectie op het proefveld te Schipborg en de neerslaggegevens van 1989/1990 worden met het model na spitinjectie duidelijk lagere concentraties in het drainwater berekend (tot ca. 440 µg/l) dan na schaarinjectie (tot ruim 2000 µg/l, zie fig. 16). De oorzaak is dat na 8 dagen (het tijdstip waarop het restant in de bodem in het model is ingevoerd) bij het spitobject reeds veel meer MITC was vervluchtigd en omgezet (36% resterend) dan bij het schaarobject (68% resterend). Bovendien zit het restant bij het spitobject naar verhouding meer boven in de bouwvoor (Smelt et al., 1990). Het niveau van de berekende concentraties in het drainwater ligt echter zeer veel hoger dan de ter plaatse gemeten concentraties van 0,2 tot 1,6 µg/l. Ook in de hoofdstroom werd in 1989/1990 nauwelijks MITC gemeten, terwijl in 1989 toch een grote oppervlakte met dit middel is ontsmet.

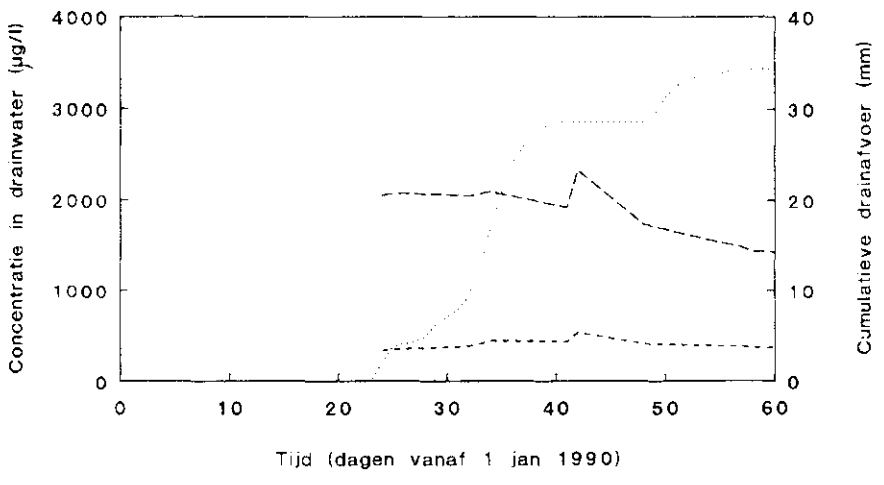


Fig. 16 Het berekende verloop van de concentratie MITC in het drainwater waarbij de gemeten rest-concentraties in de bodem op de Schipborg in 1989 na spitinjectie en na schaarinjectie zijn ingevoerd (weersgegevens 1989/1990)

Uit de berekeningen met MITC komt duidelijk naar voren dat door een toepassing later in het najaar, het risico van uitspoeling sterk wordt vergroot en dat een voorjaarstoepassing in dit opzicht veruit de laagste risico's oplevert. Uit vergelijking met veldmetingen blijkt echter dat deze conclusies zijn gebaseerd op de relatieve verschillen tussen de rekenresultaten. De oorzaak van het in absolute zin niet correct beschrijven van het gedrag van MITC in het bodemprofiel ligt waarschijnlijk voor het grootste deel in de onzekerheid over de omzettingssnelheid van de stof in de verschillende bodemlagen. Bij de thans ingevoerde dieptecorrectie voor de omzettingssnelheid (Boesten en Van der Linden, 1991) neemt de omzettingssnelheid af met de

diepte en wordt deze in de verzadigde zone op nul gesteld. Dit blijkt in veel gevallen niet juist te zijn. De omzettingssnelheid in diepere onverzadigde lagen blijkt soms veel hoger te zijn dan bij het modelconcept wordt verondersteld (Smelt et al., 1990). In waterverzadigde grondlagen van Drentse profielen blijkt de omzetting bovendien soms zeer snel te kunnen verlopen (Boesten et al., 1989). Dergelijke hoge snelheden zijn wel in het model in te voeren. Het is met de huidige kennis echter niet goed aan te geven welke waarden representatief zijn voor de verschillende bodemprofielen. Aangezien de fysisch-chemische eigenschappen van 1,3-dichloorpropeen vrij aardig overeenkomen met die van MITC, geldt dezelfde trend voor dat grondontsmettingsmiddel.

Effect buisdrainage
De resultaten van de berekeningen voor de middelen atrazin, metamitron, bentazon en methylisocyanaat geven alleen voor de laatste twee middelen een aanzienlijke kans op belasting van het oppervlaktewater via drainafvoer. Vermindering van de belasting via deze route lijkt mogelijk door het niet aanleggen resp. het verwijderen van drains. Berekeningen met SWACROP/TRANSOL voor een niet-gedraineerde grond met keileem geven echter zeer veel oppervlakte-afvoer, zelfs gedurende de zomerpeiode. Een secundair effect is nl. dat door de hoge grondwaterstand de berekende gewasverdamping sterk wordt gereduceerd. Het verwijderen of niet aanleggen van buisdrainage werkt dus positief voor de uitspoeling van grondontsmettingsmiddelen, maar negatief voor de meeste andere middelen. Het is daarom een niet effectieve, noch een relistische maatregel. Het gebruik van niet uitspoelingsgevoelige middelen ligt meer voor de hand.

6.2 Stroomgebiedsniveau

Voor het stroomgebied van het Anlooërdiepje zijn in eerste instantie drie soorten maatregelen geselecteerd om hun effectiviteit op de vermindering van de emissie van bestrijdingsmiddelen naar het oppervlaktewater na te gaan:
- het verminderen van overwaaiing van spuitvloeistof o.a. door het aanhouden van spuitvrije zones langs de waterlopen;
- het voorkomen van puntbelastingen door spoelen op erven en door onzorgvuldigheden bij het innemen van water met spuitmachines;
- het verminderen van de belasting via het drainwater door het verwijderen van buisdrainage.

Gelet op de rekenresultaten voor het perceelsniveau (zie par. 6.1.2.) is laatstgenoemde maatregel niet op stroomgebiedsniveau doorgerekend. Het nagaan van de effecten van te treffen maatregelen door het waterschap (met name waterconservering) op het verminderen van bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewater is niet zinvol, omdat de invloed van deze maatregelen op het afvoerverloop en verblijftijden van het oppervlaktewater in dit hellende gebied gering zijn.

6.2.1 Spuitvrije zones

Uitgangspunten en werkwijze

Op grond van de literatuurstudie naar overwaaiing van spuitvloeistof met middel (Van Soest en Leistra, 1991b) is de relatie tussen depositiepercentage van de spuitvloeistof en de afstand (windafwaarts) vanaf de rand van het bespoten gewas (perceel) vastgesteld, alsmede de invloed van de windsnelheid hierop (fig. 17). Rekening houdend met de horizontale afstand tussen bovenkant talud en het wateroppervlak en de afstand tussen de rand van het gewas en het talud, blijkt in de huidige praktijk de afstand tot het wateroppervlak tussen 1 en 2 m te liggen. Volgens de relaties in fig. 17 varieert de bijbehorende depositie (per eenheid van oppervlak) tussen 1% en 10% van de dosering, afhankelijk van de windsnelheid. Hierbij moet worden opgemerkt dat de literatuurgegevens betrekking hebben op deels oudere typen spuitdoppen en machines. Deze hebben in het algemeen een hogere driftgevoeligheid dan de moderne technieken. Voor de berekeningen is een gemiddeld vrij realistisch depositiepercentage gekozen van 1%. Verdere uitgangspunten zijn dat alle in het gebied voorkomende waterlopen deze dosis ontvangen. In werkelijkheid zal maar een deel (ca. 50%) van de sloten windafwaarts liggen en besmet raken. Voor de kleinere (tertiaire) waterlopen is een breedte aangehouden van 1,5 m en voor de grotere (secundaire) 3,0 m. Dit zijn ongeveer de gemiddelde afmetingen van de gehele waterloop **inclusief** de taluds. Omdat niet bekend is op welke wijze het middel van de taluds in het open water wordt getransporteerd, is met de "worst case" benadering gerekend, dat de gehele depositie op deze slootoppervlakken direct in het water belandt.

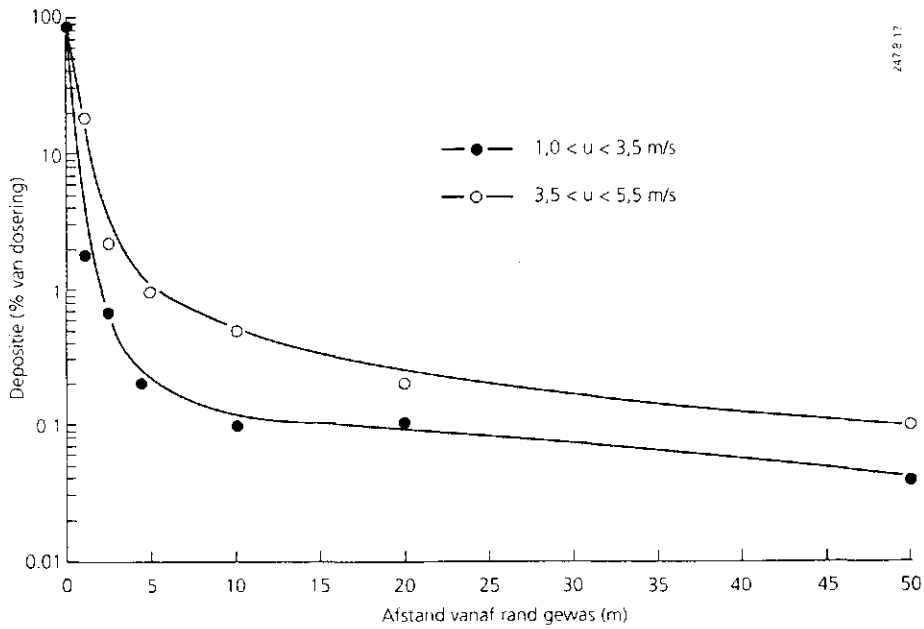


Fig. 17 Relatie tussen windafwaartse grond-depositie van spuitvloeistof (per eenheid van oppervlak) en afstand tot bespoten veld bij twee klassen van gem. windsnelheden (u); (bron: Van Soest en Leistra, 1991b)

Voor het stroomgebied zijn per deelgebied behorend bij een knooppunt van het model voor het oppervlaktewaterstelsel (fig. 10) de lengte aan secundaire en tertiaire

waterlopen bekend. Gegeven de breedtes van deze waterlopen (resp. 3,0 en 1,5 m) is per deelgebied de fractie van het oppervlak te bepalen dat wordt ingenomen door het oppervlaktewatersysteem dat via overwaaiing kan worden belast met middel (het primaire stelsel wordt gevormd door de grotere waterlopen in de beekdalen en grenst derhalve niet aan akkerbouwgronden). Per deelgebied is ook de oppervlakte van de verschillende gewassen bekend. Voor de middelen atrazin, metamitron en bentazon is een bespuitingsschema opgesteld voor elk gewas waarin deze middelen zijn toegepast. De doseringen en de data waarop de bespuitingen beginnen, zijn ontleend aan tabel 6. Verder is aangenomen dat het steeds 14 dagen duurt voor de gehele oppervlakte van een gewas in het gebied is bespoten. Elke dag wordt een evenredig oppervlak bespoten. Per knooppunt van het oppervlaktewatersysteem is zo de invoer voor het model (MOGROW) berekend. Het model berekent de verdunning en het transport van de bestrijdingsmiddelen.

Resultaten

Voor de drie geselecteerde middelen worden in figuur 18 de berekende concentratieverlopen gegeven bij het uitstroompunt van het Anlooërdiepje in de Drentsche Aa (knooppunt 38; fig. 10). De gemeten waterafvoer van het Anlooërdiepje in 1989 en 1990 is ook in de figuur opgenomen. Een gedetailleerder patroon van de waterafvoer is te vinden in figuur 11. De hoogste concentraties (ca. 0,16 µg/l) worden berekend voor metamitron na de eerste toepassing in 1990 van de hoge dosering (3 kg/ha) op het areaal bieten. In 1989 zijn in dezelfde periode de piekconcentraties wat lager, als gevolg van de lagere waterafvoeren (minder verdunning). Voor de middelen atrazin en bentazon worden bij de aangenomen depositie van 1% geen concentraties berekend die de drinkwaternorm van 0,1 µg/l overschrijden. Bij hogere deposities worden de berekende concentraties evenredig hoger. Een gemiddelde depositie van 10% zou dus bij alle drie middelen tot een duidelijke overschrijding van de drinkwaternorm leiden. Uit figuur 17 blijkt dat bij de thans gebruikelijke spuitvrije zone van 1 à 2 m t.o.v. de wateroppervlakken, de depositie vooral bij hogere windsnelheden al gauw boven de 1% uitkomt.

Na de late toepassingen (half mei - juni) worden gedurende veel langere perioden lage concentraties bij het uitstroompunt berekend dan de 14 dagen waarin ze zijn toegepast. Dit wordt veroorzaakt door de lage waterafvoeren van de secundaire en tertiaire waterlopen in die periode.

Discussie

De berekende concentraties zijn recht evenredig met de hoeveelheid middel die in het oppervlaktewatersysteem komt. Deze hoeveelheid hangt af van de bespoten oppervlakte in een bepaald tijdsbestek, de dosering per ha en het gemiddelde percentage overwaaiing. De waterafvoer bepaalt daarna de uiteindelijke concentratie in het afgevoerde oppervlaktewater. Uit de berekeningen blijkt dat zelfs bij een relatief geringe spuitoverwaaiing van 1% van een op vrij grote schaal toegepast middel, de drinkwaternorm tijdelijk overschreden kan worden. Bij het aanhouden van spuitvrije zones van in totaal 5 m (ca. 4 m in het gewas) en het spuiten bij lage windsnelheden (in de praktijk meest gebruikelijk) is de depositie duidelijk beneden de 1% te houden (ca. 0,1%). Met nieuwe, weinig driftgevoelige machines en methoden is het % overwaaien mogelijk ook tot < 1% te beperken bij kleinere afstanden. De kans op

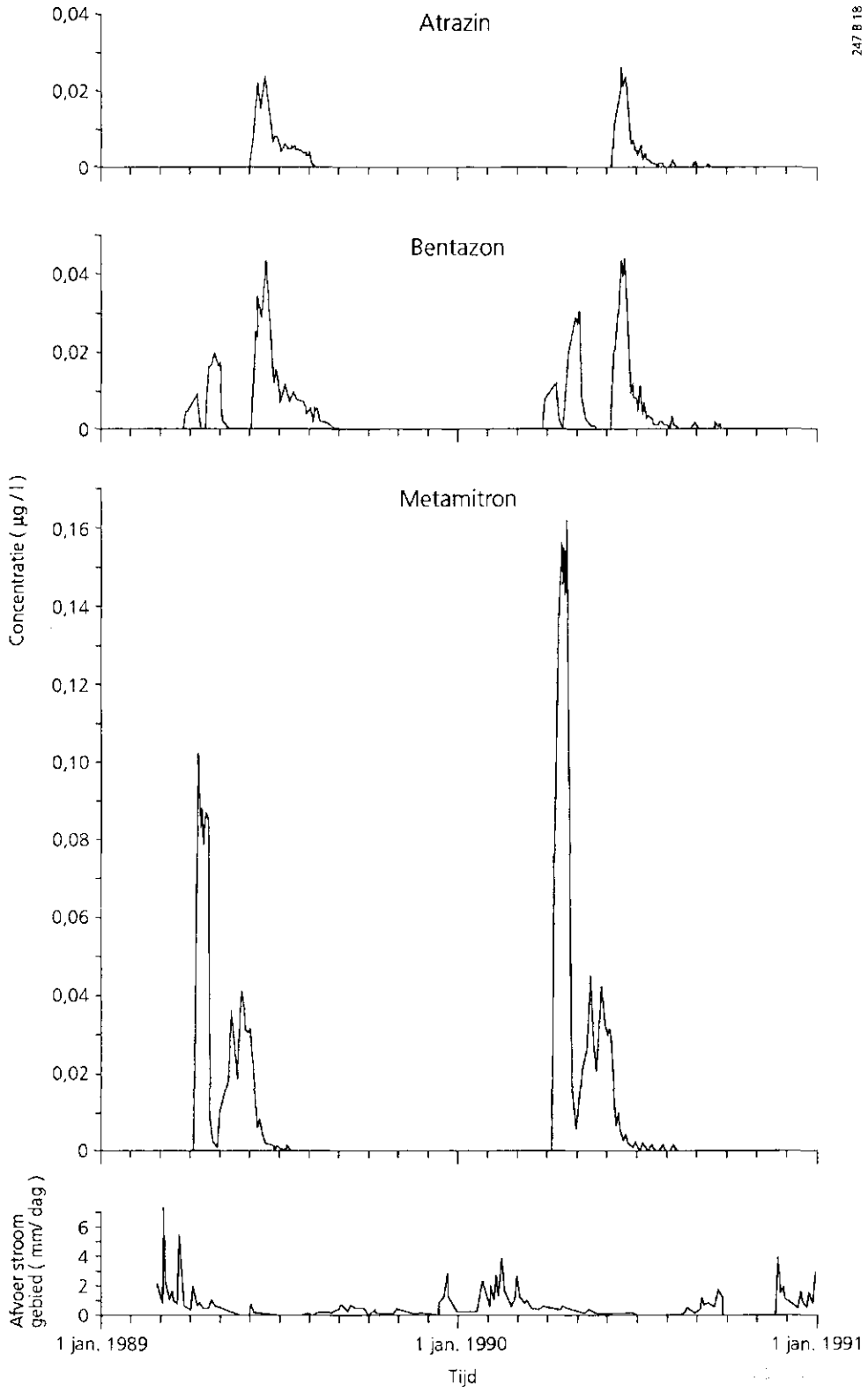


Fig. 18 ***Het gesimuleerde verloop van de concentratie in het oppervlaktewater van het uitstroompunt van het Anlooërdiepje gedurende 1989 en 1990, als gevolg van een belasting van atrazin, metamitron en bentazon door overwaaiing (1%) van spuitvloeistof tijdens de bespuitingen in het stroomgebied***

overschrijding van de drinkwaternorm door overwaaiing wordt daarmee aanzienlijk kleiner. Door een behoorlijke spuitvrije zone aan te houden wordt tevens de kans op directe bespuiting van wateroppervlakken sterk gereduceerd.

6.2.2 Puntbelasting op het detatailontwateringssysteem

Uitgangspunten en werkwijze
Het detailontwateringssysteem kan zeer plaatselijk worden belast door schoonspoelen van spuitmachines op erven, rioolwateroverstorten en onzorgvuldig spuiten (rechtstreeks boven de sloot). Om deze puntbelasting na te bootsen wordt, tijdens periodes dat bestrijdingsmiddelen worden toegepast, 100 g actieve stof gedurende één dag in één subgebied als belasting op het detailontwateringssysteem ingevoerd.

Resultaten en discussie
De berekende concentratieverlopen in het oppervlaktewater bij het uitstroompunt van het Anlooërdiepje (knooppunt 38 van fig. 10) zijn weergegeven in figuur 19. De berekeningen zijn uitgevoerd voor een belasting in de knooppunten 45 en 48 (fig. 10). De berekende piekconcentraties in de knooppunten van toediening zijn hoog en afhankelijk van de hoeveelheid water in het systeem ter plaatse. Toediening in het voorjaar of de zomer geeft een maximale concentratie van ongeveer 100 µg/l in knooppunt 45. Bij de laatste gift in zowel 1989 als 1990 is een concentratie van 300 µg/l berekend als gevolg van de droge periode die daaraan vooraf ging en de geringe waterafvoer daardoor. Na toediening in knooppunt 48 is de maximale concentratie in het punt zelf 100 à 300 µg/l. De laatste gift in 1990 geeft in dit punt evenwel een concentratie van 800 µg/l.

Bij het uitstroompunt zijn door verdunning de piekconcentraties duidelijk gedaald. De piekmaxima variëren van ca. 2 µg/l tot 10 µg/l. De afzonderlijke belastingen zijn echter nog duidelijk herkenbaar. In perioden met lage afvoer blijft de concentratie lange tijd op een relatief hoog niveau. Er bestaan duidelijke verschillen tussen het concentratieverloop na belasting van de twee deelgebieden. Dit hangt samen met de afvoersituatie tijdens en na de belasting. Daaruit kan ook worden geconcludeerd dat de verdunning en het transport sterk afhankelijk zijn van de weersomstandigheden tijdens en na de belasting.

De rekenresultaten laten zien dat een belasting van slechts 100 g actieve stof een 20 tot 100 voudige overschrijding van de drinkwaternorm tot gevolg kan hebben bij het uitstroompunt van het Anlooërdiepje. Door verdere verdunning met het water van het gehele stroomgebied van de Drentsche Aa zal de concentratie dalen. Het stroomgebied van de Drentsche Aa is echter maar ca. 20 maal groter en evenredig daarmee ook de afgevoerde hoeveelheid water. Daarom is te verwachten dat bij slechts één puntbelasting van 100 g actieve stof ergens in het stroomgebied van de Drentsche Aa de verdunning onvoldoende is om bij het inname station "De Punt" beneden de drinkwaternorm van 0,1 µg/l te blijven. Theoretisch zou in droge perioden een puntbelasting van slechts 5 g actieve stof (1 à 2 liter spuitvloeistof) al een tijdelijke overschrijding van de drinkwaternorm kunnen geven.

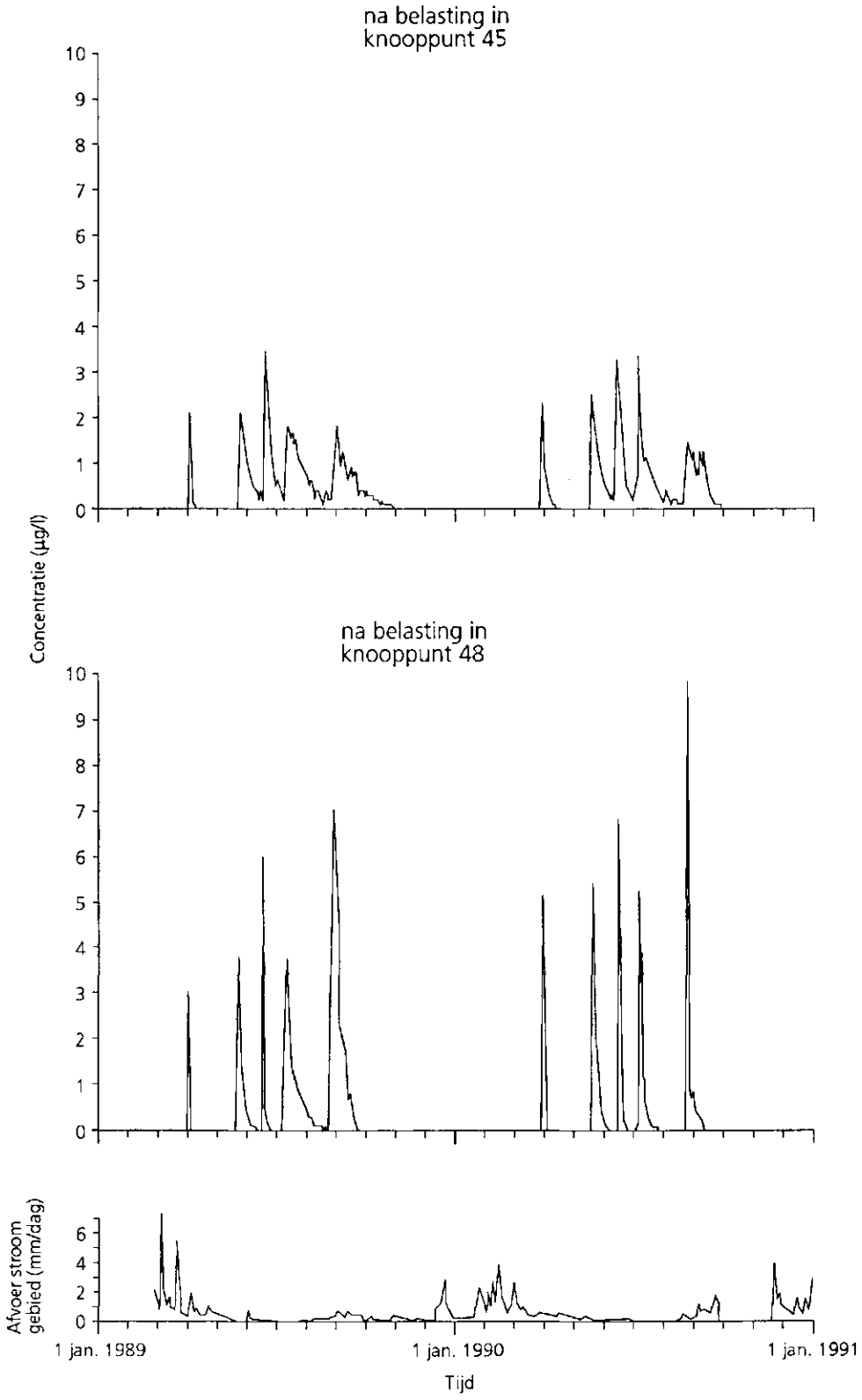


Fig. 19 Het berekende verloop van de concentratie bij het uitstroompunt van het Anlooërdiepje als gevolg van de belasting van 100 g actieve stof op twee bovenstrooms gelegen knooppunten in het detailontwateringssysteem, op vijf tijdstippen in 1989 en 1990

6.2.3 Puntbelasting op het hoofdafwateringssysteem

Uitgangspunten en werkwijze
Puntbelasting op het hoofdafwateringssysteem kan het gevolg zijn van ongelukken of onzorgvuldigheden bij de waterinname. Inname van water gebeurt in de regel bij de grotere waterlopen. Ongelukken hierbij zijn als volgt gesimuleerd. Voor twee knooppunten van het hoofdafwateringssysteem (44 en 41; fig. 10) wordt tijdens het spuitseizoen op vijf tijdstippen per jaar, per keer 50 g actieve stof als belasting op één dag in het het afwateringssysteem ingevoerd.

Puntbelasting van het afwateringssysteem kan ook gebeuren door het in werking treden van de riooloverstorten. In het studiegebied komen geen riooloverstorten voor. Daarom is aangenomen dat een (hypothetische) belasting door riooloverstorten overeenkomt met een belasting van 50 g actieve stof op het afwateringssysteem. De daaruit resulterende concentratieverlopen kunnen worden afgeleid uit de resultaten van de simulaties van puntbelastingen door ongelukken bij de waterinname. Hierbij moet worden opgemerkt dat bij het inwerking treden van een overstort de afvoer als gevolg van veel neerslag meestal hoog is en er daardoor een sterkere verdunning op zal treden.

Resultaten en discussie
De berekende concentraties in de knooppunten waar de emissie plaatsvindt zijn hoog. Voor knooppunt 44, in de bovenloop van het Anlooërdiepje, ligt dit tussen de 40 en 150 µg/l. De laatste puntlozing in zowel 1989 als 1990 geeft een concentratie van ca. 250 µg/l. De invloed van de geringe afvoer is hiervan de oorzaak. Door verdunning is de concentratie in het uitstroompunt maximaal ca. 5 à 7 µg/l (fig. 20). Duidelijk is te zien dat de periode waarin de emissie wordt afgevoerd veel korter is dan bij belasting van het detailontwateringssysteem (verg. fig. 19). In knooppunt 41 is het concentratiepatroon gelijk, maar het niveau wat lager dan in punt 44. De eerste 4 puntlozingen in 1989 en 1990 geven concentraties tussen de 20 en 70 µg/l, de laatste lozing geeft een concentratie van 120 µg/l.

Voor het uitstroompunt is dit patroon verstoord en dit hangt af van de waterafvoer die over het gebied niet hetzelfde gedrag vertoont. De vijfde toediening geeft in het ene geval de laagste concentratie (ca. 2,0 µg/l bij lozing in knooppunt 44, fig. 20), in het andere geval een hoge concentratie (ca. 11 µg/l bij lozing in knooppunt 41).

De simulatieresultaten tonen duidelijk aan dat puntbelastingen van het afwateringssysteem kunnen leiden tot forse overschrijdingen van de drinkwaternorm. Zelfs 1 g bestrijdingsmiddel kan bij lozing in de hoofdstroom al tot normoverschrijding leiden. De tijd dat de concentratie in het oppervlaktewater te hoog is, duurt echter maar enkele dagen. Dit kan een voordeel zijn, mits een goed waarschuwingssysteem de piek "ziet aankomen". Uiteraard is het beter de puntbelastingen op het afwateringssysteem te voorkomen of sterk te reduceren.

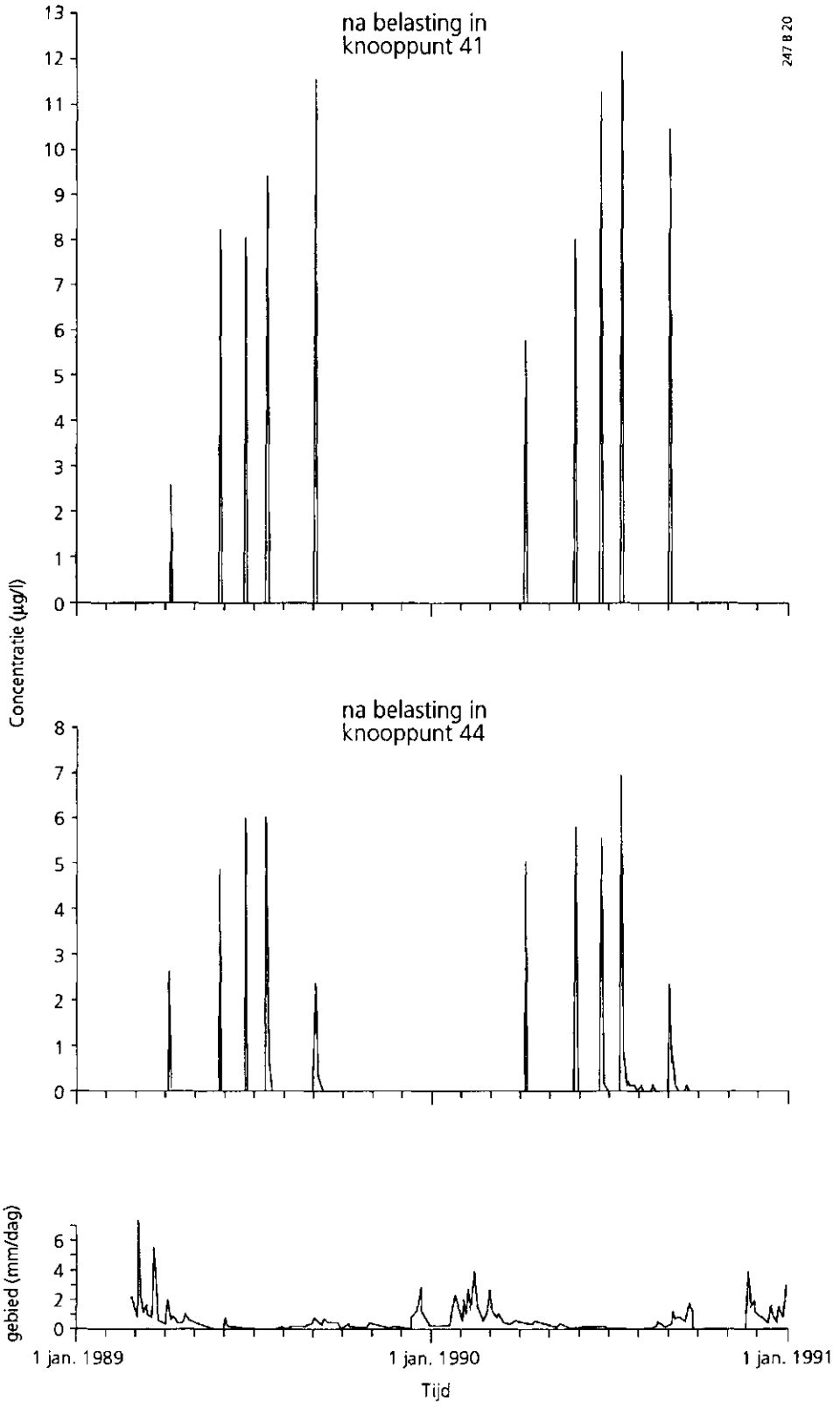


Fig. 20 ***Het berekende verloop van de concentratie bij het uitstroompunt van het Anlooërdiepje als gevolg van de belasting van 50 g actieve stof op twee bovenstrooms gelegen knooppunten van het hoofdafvoersysteem, op vijf tijdstippen gedurende de jaren 1989 en 1990***

6.3 Maatregelen ontleend aan literatuurstudies

Bij de uitgevoerde literatuurstudies (Van Soest en Leistra, 1991a t/m 1991c) zijn ook een aantal maatregelen voorgesteld die kunnen bijdragen aan de vermindering van de belasting van het oppervlaktewater met bestrijdingsmiddelen. Hieronder volgt een samenvatting.

Vermindering van winderosie
De maatregelen tegen winderosie van bestrijdingsmiddelen die aan gronddeeltjes zijn gehecht hebben een algemeen karakter. Voorbeelden zijn :
- het doen afnemen van de windsnelheid aan het bodemoppervlak door bomenrijen, gewassen, tussengewassen en plantenresten;
- het versterken van de samenhang tussen de bodemdeeltjes door toevoer van organische stof (bijv. via groenbemesting) en het intakt laten van de samenhang door behoedzame grondbewerking.

Begroeiing is effectief bij het tegengaan van winderosie van gronddeeltjes. Zelfs bij gedeeltelijke grondbedekking door het gewas neemt de kans op verstuiving al flink af. Ook resten van begroeiing aan het bodemoppervlak, in vaste of bewerkte toestand, lijken effectief in het tegengaan van erosie. Landschapselementen, zoals bomenrijen en houtwallen, hebben een remmende invloed op de windsnelheid aan het bodemoppervlak over een afstand van ongeveer tien maal de hoogte.

Het lijkt mogelijk om rollend en springend bodemmateriaal in te vangen in een strook met flink-ontwikkelde vegetatie, voordat de waterlopen worden bereikt. Het is echter niet bekend wat de afmetingen van zulke bufferstroken langs waterlopen zouden moeten zijn en wat de gewenste eigenschappen van de begroeiing zijn. Nader onderzoek hiernaar is gewenst.

Een tweede categorie maatregelen betreft meer specifiek de gewasbescherming en het toepassen van bestrijdingsmiddelen. Overwogen kan worden de toepassing van bestrijdingsmiddelen op onbegroeide, fijn en vlak gemaakte gronden zoveel mogelijk te beperken, met name in erosie-gevoelige perioden (voorjaar). Voor herbiciden betekent dit vervanging van voor-opkomst toepassing door na-opkomst toepassing. Verder zouden de mogelijkheden van mechanische onkruidbestrijding, bijv. op tijdelijk onbeteeld land, optimaal kunnen worden benut.

Vermindering van overwaaiing
Verontreiniging van waterlopen via overwaaien van bestrijdingsmiddelen kan aanzienlijk worden gereduceerd door het instellen van bufferzones langs watervoerende watergangen. De depositie van spuitvloestof neemt in eerste instantie sterk af met de afstand tot het bespoten gewas (fig.17). Een afstand van 5 m geeft al een reductie van ongeveer 0,01. Boven een afstand van ca. 5 m is de afname aanzienlijk minder sterk. Het stellen van kwaliteitseisen aan de toedieningsapparatuur en aan de wijze van toediening kan ook een bijdrage leveren aan het verminderen van de belasting door overwaaien.

Vermindering van oppervlakte-afvoer
Algemeen kan men stellen dat de mogelijkheden tot het tegengaan van oppervlakte-afvoer van bestrijdingsmiddelen dienen te worden gezocht:
a) bij verbeterd bodembeheer ter vergroting van de infiltratie-capaciteit,
b) bij bevordering van de ontwatering van de percelen via het bodemprofiel
c) bij aanpassing van de inrichting van de percelen ten opzichte van de waterlopen.

De infiltratiecapaciteit van de bodem moet zoveel mogelijk in stand worden gehouden ter voorkoming van oppervlakte-afvoer. Dit kan o.a. door het berijden met zware machines (hoge wieldruk) tot het uiterste te beperken, vooral onder natte omstandigheden. Grondbewerking, bijv. na de oogst, kan de infiltratiecapaciteit verbeteren. Door het ruw maken van het bodemoppervlak wordt de berging van water op het perceel vergroot. De algemene structuurtoestand van de bodem op langere termijn kan in stand worden gehouden door voldoende aanvoer van organisch materiaal (gewasresten, groenbemesters). Door het zoveel mogelijk begroeid houden van bouwland kan tevens verslemping worden tegengegaan. Ook grasland verdient de aandacht omdat daarbij de infiltratiecapaciteit relatief laag kan zijn.

Ter voorkoming van oppervlakte-afvoer kan het inrichten van bufferzones tussen de behandelde percelen en de waterlopen worden overwogen. Dit geldt met name voor afstromingsgevoelige percelen of teelten. Daarmee dient te worden voorkomen dat voren, geulen, greppels en andere laagtes direct in de waterlopen uitmonden. Begroeing op deze stroken kan de afstroming afremmen en de infiltratie-capaciteit ter plaatse in stand houden. Door een iets holle aanleg van de stroken zou het waterbergend vermogen kunnen worden vergroot. Het actief laten afstromen van water op de percelen na intensieve regenval, met name bij percelen die regelmatig worden behandeld met bestrijdingsmiddelen of kort daarvoor zijn bespoten, kan ook een duidelijke belasting van het oppervlaktewater geven en moet daarom in genoemde situaties niet worden toegepast.

7 EVALUATIE, CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

In het voorgaande hoofdstuk zijn de effecten besproken van een aantal maatregelen die genomen kunnen worden om de kans op voorkomen van bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewater van de Drentsche Aa te verminderen. Daarbij is gebruik gemaakt van zowel rekenresultaten van simulatiemodellen als van gegevens uit literatuuronderzoek. In dit hoofdstuk zal allereerst aan de orde komen wat de waarde hiervan is door een kritische evaluatie van de gevolgde werkwijze (par. 7.1). Mede op basis hiervan zullen conclusies worden getrokken m.b.t. de meest effectieve maatregelen om de belasting van het oppervlaktewater met bestrijdingsmiddelen te verminderen (par. 7.2). Tenslotte worden in par. 7.3 aanbevelingen gedaan voor verder onderzoek.

7.1 Evaluatie van de gevolgde werkwijze

Op grond van het uitgebreide literatuuronderzoek betreffende overwaaiing, oppervlakte-afvoer en winderosie zijn een aantal maatregelen voorgesteld die kwalitatief van aard zijn (bijv.: "Het verbreken van storende lagen en de aanleg van buizendrainage zijn mogelijke maatregelen tegen oppervlakte-afvoer"). Het grote nadeel is de vaagheid van dergelijke uitspraken. Het grote voordeel is echter dat de aldus geformuleerde maatregelen beantwoorden aan het "gezonde verstand" en meestal op veldgegevens zijn gebaseerd. Vooral als de mogelijkheid van een procesmatige beschrijving van het transport via bepaalde routes en van het gedrag van bestrijdingsmiddelen tijdens dit transport ontbreekt, is dit ook de enig mogelijke werkwijze. In de studie is dat laatste het geval voor de routes via winderosie, oppervlakte-afvoer, overwaaiing en regionale grondwaterstroming. Voor de route via overwaaiing is op grond van literatuuronderzoek een redelijke schatting gemaakt van de bijdrage aan de belasting van het oppervlaktewater met bestrijdingsmiddelen. Voor de route via winderosie is dit minder het geval wegens het gebrek aan onderzoeksgegevens. Van de route via oppervlakte-afvoer is op basis van literatuuronderzoek en metingen in het veld aannemelijk gemaakt dat de bijdrage aanzienlijk kan zijn, maar dat de kennis ontbreekt voor een verdere kwantificering. De route via regionale grondwaterstroming tenslotte is niet verder onderzocht. Het is echter aannemelijk dat laatstgenoemde route weinig bijdraagt aan de relatief hoge (piek)concentraties in het oppervlaktewater.

Als aanvulling op literatuuronderzoek kunnen simulatiemodellen worden gebruikt, gebaseerd op een procesmatige beschrijving van de optredende relevante processen, eventueel gecombineerd met relaties die zijn ontleend aan veldgegevens en/of literatuuronderzoek. Het grote voordeel is dat ingreep-effect relaties kunnen worden geproduceerd, waarmee uitspraken kunnen worden gedaan in de trand van: "bij het instellen van een spuitvrije zone van 5 m is de maximale concentratie bij het uitstroompunt 0,02 µg/l". Voor het doen van dergelijke uitspraken wordt verondersteld dat het simulatiemodel de werkelijkheid goed weergeeft. Bij het toepassen van een simulatiemodel "volgens het boekje" is deze uitspraak onderbouwd door het uitvoeren

van een verificatie, waarbij de resultaten van het simulatiemodel worden vergeleken met onafhankelijke meetgegevens. Bij de simulatie van lotgevallen en transport van bestrijdingsmiddelen op perceels- en deelstroomgebiedsschaal, met gebruikmaking van resp. de simulatie modellen SWACROP/TRANSOL en MOGROW, is aan deze eis maar zeer ten dele voldaan. De oorzaken hiervoor zijn met name het ontbreken van voldoend lange tijdreeksen van metingen betreffende stijghoogtes, afvoeren van water en van concentraties bestrijdingsmiddelen of tracers. De vraag kan daarom gesteld worden of "niet-getoetste simulatieresultaten" gebruikt mogen worden om daaraan de absolute effectiviteit van maatregelen te ontlenen. Het antwoord hierop is genuanceerd.

Bij beleidsondersteunende studies gaat het vooral om indicaties van de effectiviteit van mogelijke maatregelen. Toegepast op de onderhavige studie betekent dit dat de simulatieresultaten een goede aanwijzing geven om het effect van een aantal maatregelen onderling te vergelijken. De simulatieresultaten voor het perceelsniveau komen goed overeen met wat op grond van andere simulatie-studies verwacht kan worden.

In het geval dat allen op basis van de simulatieresultaten maatregelen moeten worden genomen die betrekking hebben op specifieke locaties, is een "gebrekkig" simulatieresultaat niet toereikend. De gevoeligheid van de berekende concentraties voor met name de adsorptiecoëfficient en de halfwaardetijd van een middel in de bodem is groot. Bovendien ontbreekt voldoende kennis over een aantal essentiële processen zoals het effect van preferente waterstroming in de bodem en oppervlakte-afvoer. Daarom kan gesteld worden dat op dit moment een adequate simulatie van transport en lotgevallen van bestrijdingsmiddelen op stroomgebiedsniveau voor dit doel ook niet mogelijk is, zelfs niet bij een veelvoud van de geleverde inspanning.

Een belangrijke doelstelling van het onderzoek is ook het vergroten van het inzicht (welke routes en welke processen zijn belangrijk). Op basis van de studie is vooral duidelijk geworden dat belasting via overwaaiing en puntbelastingen door morsen bij het vullen van spuitapparatuur en door het lozen van restanten, bijv. als gevolg van het schoonspoelen van apparatuur, aanleiding kunnen geven tot concentraties in het oppervlaktewater boven de toegestane norm. Het inzicht in het aandeel van de belasting via oppervlakte-afvoer is onvoldoende gebleven. Een voorbeeld hiervan is dat volgens de indicatieve berekeningen met het GAML-model (Wierda, 1991) en analyse van neerslaghoeveelheden en gemeten piekconcentraties van middelen in de Drentsche Aa een duidelijke relatie tussen laatstgenoemde twee grootheden is af te leiden De metingen van de waterafvoer van het Anlooërdiepje geven in deze periode echter geen pieken te zien. De studie heeft ook de soms grote invloed van de weersomstandigheden tijdens en na de toepassing op de emissie van bestrijdingsmiddelen duidelijk gemaakt. Voorbeelden zijn de invloed van de windsnelheid op het overwaaien van spuitvloeistof, de neerslagintensiteit bij oppervlakteafvoer en de periode van uitvoeren van grondontsmetting.

7.2 Conclusies voor te nemen maatregelen

Met de modellen voor perceels- en stroomgebiedsniveau zijn de effecten van een aantal maatregelen geëvalueerd. De literatuurstudies en de simulatieresultaten geven duidelijke indicaties dat de volgende maatregelen effectief zijn.

- Het vermijden van puntbelastingen. Deze kunnen o.a. ontstaan door:
  a) onzorgvuldigheden bij waterinname met de spuitmachines direct vanuit het oppervlaktewater;
  b) het schoonspoelen van apparatuur waarbij spoelwater direct of indirect via afvalwaterafvoer in de waterlopen komt;
  c) riooloverstorten, die in korte tijd relatief grote hoeveelheden bestrijdingsmiddelen kunnen afvoeren uit stedelijke gebieden (o.a. simazin).
- Het verminderen van directe belasting van het oppervlaktewater tijdens bespuitingen door:
  a) het aanhouden van een spuitvrije zone, tevens bufferzone, langs watervoerende waterlopen. Dit voorkomt directe bespuiting van het wateroppervlak. Bovendien neemt de windafwaartse depositie van spuitvloeistof door overwaaien zeer sterk af met de afstand. De relatie tussen de breedte van de spuitvrije zone en het percentage depositie wordt door veel factoren (technische en klimaat) beïnvloed. Een 10 maal geringere belasting lijkt vrij reëel haalbaar. De effectiviteit van deze maatregel is dus vrij groot;
  b) het gebruik van nieuwe spuittechnieken (die minder spuitdrift geven) en goed afgestelde machines, die door gediplomeerd personeel worden bediend.
- Optimalisering van het gebruik van grondontsmettingsmiddelen door:
  a) het zo vroeg mogelijk in het najaar uitvoeren van grondontsmetting. In de doorgerekende situatie is de concentratie in het drainwater na toepassing op 15 sept. ongeveer 0,07 maal dan die na toepassing op 15 nov. Toepassing in het voorjaar geeft geen uitspoeling van betekenis;
  b) het uitvoeren van grondontsmetting met spitinjectie i.p.v. schaarinjectie indien de bodem- en weersomstandigheden daarvoor geschikt zijn met name bij vochtige omstandigheden en lage temperaturen. Bij de doorgerekende situatie is de concentratie in het drainwater na spitinjectie ca. 4 maal lager dan die na schaarinjectie;
  c) het reduceren van het gebruik van vluchtige grondontsmettingsmiddelen tot het hoogst noodzakelijke.
- Het reduceren van de kans op oppervlakte-afvoer door:
  a) bij plasvorming het water niet versneld af te voeren, met name niet kort na een bespuiting;
  b) grondbewerkingen en transportmateriaal toe te passen die de infiltratie-capaciteit zo min mogelijk nadelig beïnvloeden en door verdichte kopakkers weer los te trekken;
  c) het vermijden van directe afstroming van water via bijv. ploegvoren (van de slootkant af ploegen) en geulen tussen aardappelruggen (pootrichting dwars op de slootkant);
  d) het vervangen van bodemherbiciden door bladbespuitingen. Door het gewas vermindert de kans op afspoeling en is ook de kans op transport via winderosie gering. Bovendien is bij bladbespuitingsysstemen (o.a. bij bieten) het totale gebruik aan middelen (in kg) lager.

7.3 Aanbevelingen voor verder onderzoek

Nadere concretisering van bovengenoemde maatregelen richting aanbevelingen voor beleid en praktijk is geen onderwerp van onderzoek geweest. Bovendien zal hier in een ander kader via voorlichting en regelgeving aandacht aan worden geschonken. Naast deze nog nader te concretiseren maatregelen geeft de studie ook aanleiding tot een aantal "onderzoeksmatige" en organisatorische aanbevelingen:

- de effectiviteit van bufferstroken langs waterlopen, de optimale afmetingen, de mogelijkheid tot aanleg ervan en de financiële consequenties dienen nader te worden onderzocht;
- het maken van een simulatiemodel voor lotgevallen en transport van bestrijdingsmiddelen op stroomgebiedsniveau is momenteel nog niet goed mogelijk. De zwakste schakel is de kennis over de ruimtelijke variabiliteit in sorptie-eigenschappen en omzettingssnelheden van bestrijdingsmiddelen in de onverzadigde zone en de bovenste paar meter van de verzadigde zone en in het oppervlaktewater. De kennis hierover moet sterk worden uitgebreid en "geoperationaliseerd" door het uitvoeren van "Monte Carlo-achtige" simulaties (waarbij de onzekerheden worden meegenomen via het veelvuldig simuleren met telkens andere combinaties van parameterwaarden);
- de procesmatige kennis van oppervlakte-afvoer is eveneens gering, terwijl de ruimtelijke en temporele variabiliteit van parameters die grote invloed hebben op dit proces bepalen, groot is. Uit het onderzoek komen aanwijzingen dat m.n. tijdens het spuitseizoen dit proces van minder belang is dan op grond van infiltratie-eigenschappen wordt verwacht. Een mogelijke oorzaak is de perceelsberging. Dit dient nader te worden onderzocht;
- behalve winderosie met gronddeeltjes kunnen ook andere wijzen van verstuiving optreden, zoals winderosie van spuitdeeltjes vanaf het gewas en winderosie van granulaatmiddelen. Hierover zijn geen metingen beschikbaar, zodat onderzoek naar het belang hiervan gewenst is;
- de depositie van spuitvloeistof in watergangen is mogelijk afwijkend van die op het maaiveld. In de studie is uitgegaan van een gelijk depositiepatroon, vanwege het ontbreken van gegevens. Nader onderzoek naar afwijkende depositiepatronen bij watergangen is gewenst;
- een model voor het transport van bestrijdingsmiddelen moet tevens getest worden aan de hand van proeven met conservatieve stoffen als tracer. In deze studie is dit te summier gedaan met bromide voor bodem- en grondwater, en met fluorescerende stoffen voor het oppervlaktewater. Bij een vervolgonderzoek moeten meer van dergelijke proeven worden gedaan met vergroting van de inzet van menskracht;
- het meten van het concentratieverloop van bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewater vereist vrijwel continue bemonstering, een zeer zorgvuldige behandeling van de verzamelde watermonsters en nauwkeurige laboratoriumanalyses. Aan deze eisen kon niet altijd eisen worden voldaan, met als gevolg dat voor de modelverificatie maar relatief weinig bruikbare meetgegevens zijn verzameld. Bij een vervolgonderzoek moet bij de voorbereiding op dit punt veel meer aandacht worden besteed;
- aan het onderzoek hebben veel instanties en personen meegewerkt, waarvan velen met een (te) kort durend dienstverband. Organisatorisch heeft dit problemen gegeven. Bij een vervolgonderzoek moet dit aspect meer aandacht krijgen.

LITERATUUR

BANNINK, M.H. en G.H. STOFFELSEN, 1984. *Bodemfysisch onderzoek ten behoeve van tussen-10-plan.* Wageningen. STIBOKA, Rapport 1805.

BELMANS, C., J.G. WESSELING and R.A. FEDDES, 1983. "Simulation model of the water balance of a cropped soil: SWATRE". *Journal of Hydrology* 63 (3/4): 271-286.

BOESTEN, J.J.T.I. and A.M.A. VAN DER LINDEN, 1991. "Modeling the influence of sorption and transformation on pesticide leaching and persistence". *Journal of Environmental Qualtity* 20: 425-435.

BOESTEN, J.J.T.I., L.J.T. VAN DER PAS en J.H. SMELT, 1989. *Omzettingssnelheden van methylisothiocyanaat en 1,3-dichloorpropeen in waterverzadigde ondergrondmaterialen uit Drenthe en Groningen.* Wageningen. Staring Centrum, Rapport 1.

BERG, R. VAN DEN, A.M.A. VAN DER LINDEN, J.H.C. MÜHLSCHLEGEL, C.G.E.M.VAN BEEK, J.A. JOBSEN, M. LEISTRA en J. HOEKS. 1990. *Verdunning en omzetting van bestrijdingsmiddelen in grondwater.* Bilthoven. RIVM, Rapport 725801002.

CANTON, J.H., J.B.H.J. LINDERS, R. LUTTIK, B.J.W.G. MENSINK, E. PANMAN, E.J. VAN DE PLASSCHE, P.M. SPARENBURG en J. TUINSTRA, 1990. *Inhaalmanoevre oude bestrijdingsmiddelen: een integratie.* Bilthoven. RIVM, Rapport 678801001.

ELEVELD, R., A.D. BOSCH en H.T.J. VAN DE WETERING, 1989. *Transportmechanismen van bestrijdingsmiddelen naar het oppervlaktewater.* Groningen. Prof. H.C. van Hall Instituut, Rapport 89.39.

FOLKERS, H., G.J. KOOPMAN en R. ELEVELD, 1991. *Oriënterende inventarisatie van het gebruik van bestrijdingsmiddelen en het grondgebruik in het (deel)stroomgebied van het Anlooërdiepje.* Groningen. Prof. H.C. van Hall Instituut, Rapport 1991/01.

FRATERS, D., 1991. *Resultaten van het bestrijdingsmiddelenonderzoek op de proefboerderij "Kooyenburg" te Rolde (Drenthe).* Bilthoven. RIVM, Rapport 725802002.

GESPREKSGROEP HYDROLOGISCHE TERMINOLOGIE, 1986. *Verklarende hydrologische Woordenlijst.* 's-Gravenhage. CHO-TNO, Rapporten en Nota's 16.

KOOPMAN, G.J., R. ELEVELD en H. FOLKERS, 1991. *Inventarisatie van het bestrijdingsmiddelengebruik in het (deel)stroomgebied van het Anlooërdiepje in 1990.* Groningen. Prof. H.C. van Hall Instituut, Rapport 1991/02.

KORTLEVE, M.W., 1989. *Regionaal geohydrologisch modelonderzoek van het stroomgebied van de Drentse Aa. Deel 1: ijking geohydrologische parameters.* Utrecht. Staatsbosbeheer.

KORTLEVE, M.W. en J.M.P.M. PEERBOOM, 1990. *Regionaal geohydrologisch modelonderzoek van het stroomgebied van de Drentse Aa. Deel 2: Ijking van het niet-stationaire regionale grondwaterstromingsmodel SIMGRO*. Utrecht. Staatsbosbeheer.

KROES, J.G., C.W.J. ROEST, P.E. RIJTEMA en L.J. LOCHT, 1990. *De invloed van enige bemestingssenario's op de afvoer van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater in Nederland*. Wageningen. Staring Centrum, Rapport 55.

MINISTERIE VAN VOLKSGEZONDHEID EN MILIEUHYGIENE, 1990. *Naar een glasheldere toekomst: Beleidsplan Drink- en Industriewatervoorziening*. 's-Gravenhage. Staatsuitgeverij,

MULDER, J.K., 1986. *Bestrijdingsmiddelen in relatie tot de drinkwatervoorziening van het GWG*. Groningen. Rapport Gemeentelijk Waterbedrijf.

QUERNER, E.P., 1986. "An integrated surface and groundwater flow model for the design and operation of drainage systems". In: *Hydraulic Design in Water Resources Engineering: Land Drainage*. SMITH AND RYCROFT (eds.) Proc. Int. Conf. Southampton, UK,1986, pp 101-108.

QUERNER, E.P., 1990. "Wateraanvoer voor verziltingsbestrijding op de Zuidhollandse eilanden". *Landinrichting* 30(2): 25-32.

QUERNER, E.P. and P.J.T. VAN BAKEL, 1989. *Description of the regional groundwater flow model SIMGRO*. Wageningen. Staring Centrum, Report 7.

SMELT, J.H., W. TEUNISSEN, A. MULDER, Js. ROOSJEN en G. VENINGA, 1990. "Luchtemissie en uitspoeling van methylisothiocyanaat na spit- en schaarinjectie van metam-natrium". In : *Onderzoek 1990*, Uitgave Stichting Interprovinciaal Onderzoek-centrum voor de Akkerbouw op zand- en veenkoloniale grond in Middenoost- en Noordoost-Nederland: 151-157.

SMELT, J.H., S.J.H. CRUM en W. TEUNISSEN, 1989. "Accelerated transformation of the fumigant methyl isothiocyanate after repeated application of metham-sodium". *Journal of Environmental Science and Health Part B* 24: 437-455.

BODEMKAART, 1977. *Bodemkaart van Nederland, schaal 1 : 50 000. Blad 12 Oost, Assen*. Wageningen. STIBOKA.

STREEFKERK, J.G., 1985. *Hydrologische ingrepen in het stroomgebied van de Drentse A en de gevolgen voor het landschapsreservaat "Stroomdallandschap Drentse A"*. Utrecht. Staatsbosbeheer.

TECHNISCHE WERKGROEP GRONDWATERPLAN, 1985. *Rapport van de technische werkgroep grondwaterplan, deel 2*. Provincie Drenthe.

THUNNISSEN, H.A.M., 1987. *Oppervlakte-afvoer: hoeveelheid en samenstelling*. Bilthoven. RIVM, Rapport 728472003.

WALSUM, P.E.V. VAN, 1991. *Interactive comparitive display system for analyzing results of environmental modeling.* Wageningen. Staring Centrum, Report 14.

WERKGROEP TUS-10-PLAN, 1988. *Water voor Drenthe.* Provincie Drenthe.

WIERDA, A., 1990. *Meting en modellering van de infiltratiekarakteristieken van landbouwgronden in het stroomgebied van de Drentsche Aa.* Groningen. Rijksuniversiteit, Rapport 30.

WIERDA, A.,1991. *Oriënterend onderzoek naar optreden van oppervlakte-afvoer en aanwezigheid van bestrijdingsmiddelen in de Drentsche Aa.* Groningen. Rijksuniversiteit, Rapport 34.

WORTHING, R. and R.J. HANCE (eds), 1991. *The pesticide manual, 9th edition.* Fornham, Surrey, UK. The British Crop Protection Council.

WÖSTEN, J.H.M., M.H. BANNINK en N.J. BEUVING, 1987. *Waterretentie- en doorlatendheids karakteristieken van boven- en ondergronden in Nederland: de Staringreeks.* Wageningen. STIBOKA rapport 1932, ICW rapport 18.

NIET-GEPUBLICEERDE BRONNEN

DULFER, H.M., 1990. *Bemonstering van het oppervlaktewater van het Anlooërdiepje; strategie en analyseresultaten van bemonstering in de winter van 89/90.* Groningen. Gemeentelijk Waterbedrijf, Stageverslag.

ELBERS, J., 1990. *Invoerbeschrijving SWACROP.* Wageningen. Staring Centrum, Interne med. 80.

ELBERS, J.A. and J.G. KROES, 1991. *Simulating the discharge of pesticides influencend by a perched water table: application of the coupled models SWACROP and TRANSOL.* Wageningen. Staring Centrum, Concept interne med.

KROES, J.G., 1990. *TRANSOL, a dynamic simulation model for transport and transformation of solutes in soils. User's guide.* Wageningen. The Winand Staring Centre, Interne Mededeling 110.

LEISTRA, M., 1991. *Uitspoeling van grondontsmettingsmiddelen naar het grondwater en oppervlaktewater: een literatuurstudie in het kader van het Drentsche Aa projekt.* Wageningen. DLO-Staring Centrum, Concept interne med.

QUERNER, E.P., in prep. *Aquatic weed control within an integrated water management framework.* Wageningen, DLO The Winand Staring Centre.

RIJTEMA, P.E. and J.G.KROES, in prep. *TRANSOL, a dynamic simulation model for transport and transformation of solutes in soils.* Wageningen. DLO The Winand Staring Centre, Report.

SOEST, L.J. VAN en M. LEISTRA, 1990. *Schatting van de uitspoeling van atrazin en metamitron in het kader van het Drentsche Aa project.* Wageningen. The Winand Staring Centre, Interne mededeling 61.

SOEST, L.J. VAN en M. LEISTRA, 1991a. *Winderosie van bestrijdingsmiddelen naar waterlopen; een literatuurstudie in het kader van het Drentsche Aa project.* Wageningen. DLO-Staring Centrum, Interne med. 150.

SOEST, L.J. VAN en M. LEISTRA, 1991b. *Overwaaiing van spuitvloeistof met bestrijdingsmiddel naar waterlopen; een literatuurstudie in het kader van het Drentsche Aa project.* Wageningen. DLO-Staring Centrum, Interne med. 140.

SOEST, L.J. VAN en M. LEISTRA, 1991c. *Oppervlakte-afvoer van bestrijdingsmiddelen naar waterlopen; een literatuurstudie in het kader van het Drentsche Aa project.* Wageningen. DLO-Staring Centrum, Interne med. 151.

SOEST L.J. VAN en P.J.T. VAN BAKEL, 1991. *Resultaten veldonderzoek; beschrijving van resultaten van veldonderzoek uitgevoerd ten behoeve van de toetsing van een waterkwantiteitsmodel van het stroomgebied van de Drentsche Aa.* Wageningen, DLO-Staring Centrum, Interne med. 124.

DLO-Staring Centrum, Wageningen

sc - dlo

ERRATA bij rapport 200:

Mogelijkheden tot reductie van bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewater in het stroomgebied van de Drentsche Aa, P.J.T. van Bakel, J.A. Elbers, J.G. Kroes, M. Leistra, C.C.P. van Mourik, J. H. Smelt.

- Omslag: Het jaar van uitgave is 1992

- Blz. 63, fig. 15: Door het wegvallen van de letters a, b, c in de drie afzonderlijke tekeningen is het onderschrift niet geheel conform de figuur. De bovenste tekening geeft het concentratieverloop weer na een ontsmetting op 15 nov. (c), de middelste tekening na een ontsmetting op 15 sept. (b) en de onderste tekening na een ontsmetting op 15 april (a). Let op verschil in eenheden bij de y-assen.

- Blz. 67. Onder *Resultaten*: 7e en 8e regel: De zin moet zijn: In 1989 zijn in dezelfde periode de piekconcentraties wat lager, als gevolg van de *hogere* waterafvoeren (*meer* verdunning).