

**Diffuse bronnen in de  
landbouw**

*deel*  
Bg-n-1992-1

W. Salomons<sup>1</sup> en B.E.M. Stol<sup>2</sup>

VERWIJDERD UIT DE COLLECTIE

<sup>1</sup> IB-DLO  
<sup>2</sup> DLO

Rapport  
Haren, 1992

DLO-Instituut voor Bodemvruchtbaarheid  
Oosterweg 92, Postbus 30003,  
9750 RA HAREN

5 12 727



## Inhoud

1. Inleiding	3
2. Diffuse bronnen in Nederland in relatie tot het landelijk gebied	5
2.1 Inleiding	5
2.2 Verzurende stoffen binnen Nederland	5
2.3 Vermestende stoffen binnen Nederland	7
2.4 Gewasbeschermingsmiddelen binnen Nederland	10
3. Diffuse bronnen binnen Landbouw (accumulatie in de bodem)	13
3.1 Vermestende stoffen	13
3.1.1 Balansberekeningen	13
3.1.2 Lotgevallen van vermestende stoffen in de bodem	17
3.2 Zware metalen	24
3.2.1 Balansberekeningen: verliezen naar het milieu	24
3.2.2 Lotgevallen en effecten van metalen in de bodem	26
3.3 Bestrijdingsmiddelen	29
3.3.1 Balansberekeningen	29
3.3.2 Algemeen overzicht van de lotgevallen van bestrijdingsmiddelen in de bodem	32
3.3.3 Voorbeelden van het gedrag van enkele individuele bestrijdingsmiddelen in de bodem	37
4. Landelijk gebied als bron (beïnvloeding van atmosfeer, oppervlakte- en grondwater)	41
4.1 Belasting van het grond- en oppervlaktewater	42
4.1.1 Nutriënten	42
4.1.2 Gewasbeschermingsmiddelen	48
4.1.2.1 Concentraties aan bestrijdingsmiddelen in het grondwater	49
4.1.2.2 Scenarioberekeningen grondwater	53
4.1.2.3 Belasting van het oppervlaktewater	55
4.2 Belasting lucht	62
4.2.1 Verzurende stoffen	62
4.2.2 Emissie in relatie tot klimaatverandering en aantasting ozonlaag	63
4.2.3 Gewasbeschermingsmiddelen	65
5. Samenvatting	67
Bijlage 1. Geraadpleegde literatuur	69
Bijlage 2. Lijst met gebruikte afkortingen	75
Bijlage 3. Overzicht van sectoren in de landbouw	77

# 1 Inleiding

Er zijn de afgelopen tien jaar vele rapporten verschenen over het voorkomen, gebruik en gedrag van nutriënten, bestrijdingsmiddelen en metalen in de landbouw en in Nederland. De hoeveelheid informatie is aanzienlijk toegenomen sinds het verschijnen van het rapport van het Curatorium Landbouwemissies (1980). In dit rapport werd nog gesproken over het ontbreken van gegevens om emissies naar grond- en oppervlaktewater te kunnen berekenen. Met de huidige informatie is het mogelijk om scenario-berekeningen tot ver in de volgende eeuw uit te voeren.

Informatie over diffuse verontreiniging is beschikbaar in een groot aantal rapporten, die deelaspecten behandelen. Het onderwerp, dat van groot belang is voor het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, is diverse malen aan de orde geweest binnen de Coördinatie Commissie Milieuvraagstukken (CCM) van het Ministerie. Dit heeft geleid tot het verzoek aan de Dienst Landbouwkundig Onderzoek (DLO) en het DLO-Instituut voor Bodemvruchtbaarheid (IB-DLO) om het beschikbare materiaal te verzamelen en te bundelen tot een integraal rapport. Bij de verwerking van de veelheid aan gegevens is getracht om de hoofdlijnen van de effecten van diffuse bronnen op de kwaliteit van grond, water en lucht in kaart te brengen. De beschikbare statistische gegevens en modelresultaten hebben vaak betrekking op een specifieke peildatum of reeks van jaren. In dit rapport is geen poging gedaan om alle getallen te herleiden tot een specifiek jaar of gegevens te extrapoleren. In vele gevallen zijn de gegevens voldoende om een afschatting te maken of om de huidige problematiek te illustreren. Hoewel in hoofdzaak gebruik is gemaakt van samenvattende rapporten is waar nodig de oorspronkelijke literatuur geraadpleegd. Een overzicht van de beschikbare literatuur is bijgevoegd in bijlage 1.

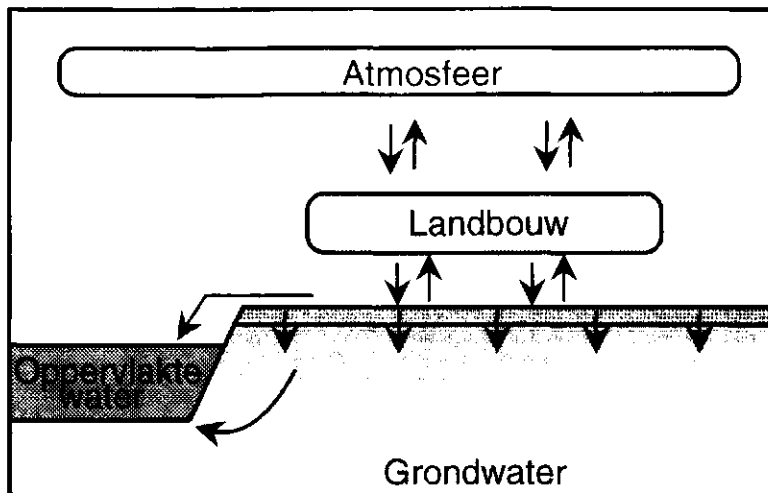
De toepassing van landbouwchemicaliën, dierlijke mest, rioolslib etc. door de individuele landbouwer is te beschouwen als een puntbron; het grote aantal van deze puntbronnen en de verspreiding over Nederland maakt de landbouw echter tot een diffuse bron met betrekking tot het milieu.

Bij de diffuse bronnen in de landbouw dient een onderscheid te worden gemaakt tussen de landbouw als directe bron en indirecte bron. De gift van meer nutriënten dan door het gewas kunnen worden opgenomen en de toepassing van gewasbeschermingsmiddelen die in onvoldoende mate in de bovenste bodemlaag worden afgebroken vallen onder de directe diffuse verontreiniging. Indirecte bronnen van diffuse verontreiniging zijn bijproducten in landbouwchemicaliën en grondverbeteringsmiddelen. Voorbeelden hiervan zijn het zware metaal cadmium als verontreiniging in fosfaatkunstmeststoffen en zuiveringslib.

De landbouw is ook een ontvanger van diffuse verontreiniging. Dit laatste betreft in hoofdzaak de atmosferische depositie in de vorm van zure regen en zware metalen.

Tijdens en na de periode waarin het rapport van het Curatorium Landbouwemissies tot stand kwam, is een wet- en regelgeving tot stand gekomen voor de kwaliteit van bodem, grond- en oppervlaktewater. Op deze en toekomstige wet- en regelgeving zal in dit rapport niet uitvoerig worden ingegaan. Enkele randvoorwaarden met betrekking tot de uitspoeling van stoffen in de bodem zijn volgen hieronder.

1. Bij een uitspoeling van 34 kg N/ha/jaar wordt in het bovenste grondwater de drinkwaternorm bereikt. Deze norm bedraagt 50 mg/l voor nitraat, of omgerekend naar de stikstof in het nitraat 11.3 mg N/l).



Figuur 1. Overzicht van stofstromen in het landelijk gebied.

2. De norm voor fosfor in oppervlaktewater is 0.15 mg/l, hetgeen overeenkomt met een uitspoeling van fosfor van 0.45 kg P/ha/jaar.

3. Bij een kaliumuitspoeling van meer dan 36 kg/ha wordt in het bovenste grondwater de norm voor drinkwater van 12 mg/l overschreden.

4. Volgens het Waterleidingbesluit mag het totaalgehalte aan gewasbeschermingsmiddelen de concentratie van 0,5 µg/l niet overschrijden en mag bovendien het gehalte aan individuele verbindingen de concentratie van 0,1 µg/l niet overschrijden. Dit komt overeen met de Europese Richtlijn inzake Drinkwaterkwaliteit.

Wanneer de EG-richtlijn voor residuen van gewasbeschermingsmiddelen in drinkwater van 0,1 µg/l ook als grens voor het ondiepe grondwater onder landbouwgronden wordt gehanteerd, dan mag er niet meer dan ca. 0,3 g/ha/jaar van een middel uitspoelen.

Binnen de landbouw en het landelijke gebied bestaan naast de problematiek van de diffuse bronnen ook andere problemen rond verontreinigde bodems. In dit verband valt te denken aan de vervuiling van uiterwaarden, de vervuilde baggerdeponiën, volkstuincomplexen etc. Hoewel dit grote gebieden kan betreffen zal in dit rapport slechts zijdelings aandacht worden besteed aan deze problematiek.

Dit rapport werd samengesteld door dr. W. Salomons (DLO-Instituut voor Bodemvruchtbaarheid) en ir. B.E.M. Stol (DLO). Concepten zijn beoordeeld door medewerkers van het IB-DLO en het DLO-Staring Centrum. Bij de eerste fase werd veel ondersteuning verleend door Ineke van Schaagen.

## 2 Diffuse bronnen in Nederland in relatie tot het landelijk gebied

### 2.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt een globaal beeld geschetst van de voor de landbouw meest belangrijke diffuse bronnen. De diffuse bronnen van verontreiniging kunnen ingedeeld worden naar drie grote groepen die momenteel sterk in de belangstelling staan. Dit zijn:

- stoffen die verzuring veroorzaken,
- stoffen die vermisting veroorzaken,
- bestrijdingsmiddelen.

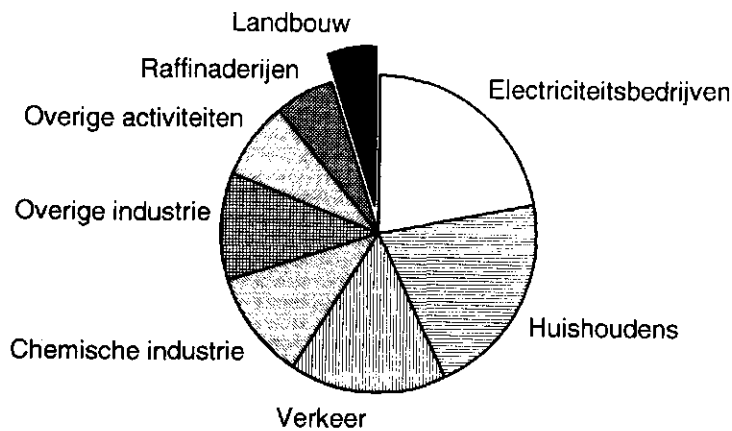
De gegevens zijn bedoeld om een globaal beeld te schetsen van de problematiek. In een aantal gevallen betreft het de periode van voor 1990, hetgeen inhoudt dat het effect van genomen maatregelen ter beperking van emissie naar het milieu nog niet in deze cijfers naar voren komt. Van de bestrijdingsmiddelen zijn er op dit ogenblik meer dan 200 in gebruik; het is dan ook niet mogelijk om van elk van deze middelen een volledig beeld te schetsen. In Nederland zijn 274 middelen toegelaten, in België, Duitsland, Frankrijk en Zwitserland resp. 275, 238, 340 en 227 (RIWA, 1989). In veel gevallen zijn, door het ontbreken van goede analysemethoden, geen gegevens bekend over het voorkomen in oppervlaktewater en grondwater van deze stoffen en hun omzettingsprodukten.

Naast deze drie groepen stoffen is nog een vierde groep stoffen van belang, en wel die van de zware metalen. Deze groep komt het landelijk gebied binnen via de atmosferische depositie en als nevenprodukt in meststoffen, rioolslib e.d. Op beperkte schaal worden bepaalde metalen als micro-nutriënt toegepast om gebreksziektes te bestrijden.

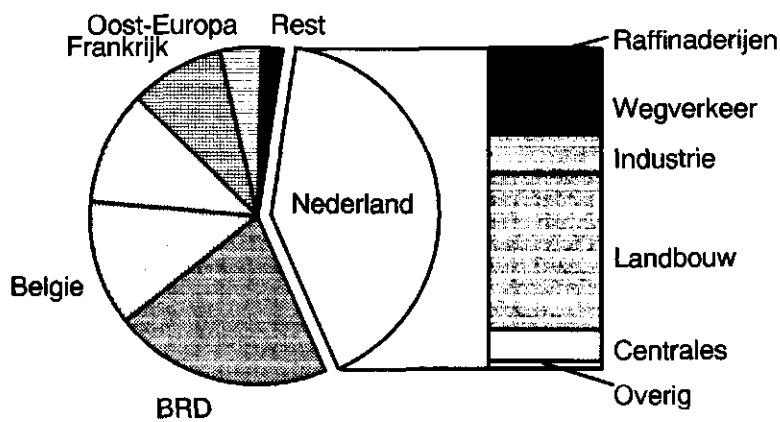
### 2.2 Verzurende stoffen binnen Nederland

De stoffen die verzuring veroorzaken bestaan uit zwaveldioxyde, stikstofoxyden en ammoniak. De zwaveldioxyde en de stikstofoxyden komen vrij bij de verbranding van fossiele brandstoffen. Over de periode 1980-1985 zijn door het CBS gegevens verzameld over de relatieve bijdrage naar economische activiteit van het verstoken van fossiele brandstoffen (figuur 2).

Uit deze gegevens blijkt dat de landbouw 5% van de totale hoeveelheid per jaar verstookte fossiele brandstoffen voor zijn rekening neemt. Grote posten zijn huishoudens en elektriciteitscentrales. De bijdrage van de landbouw aan de uitstoot van zwaveldioxyde en stikstofoxyden is dan ook gering: ongeveer 0.5% van totale uitstoot aan zwaveldioxyde en 1% van die van de stikstofoxyden. Voor Nederland is in vergelijking met andere landen de uitstoot van ammoniak belangrijker dan van de "klassieke" verzurende stoffen  $SO_2$  en  $NO_x$ . De uitstoot aan ammoniak komt voor het overgrote deel voor rekening van de landbouw (97%). Belangrijker dan de totale uitstoot aan deze stoffen is de depositie van verzurende stoffen. De herkomst van de depositie van verzurende stoffen is weergegeven in figuur 3.



Figuur 2. Verstoken van brandstoffen naar economische activiteit (CBS, 1988).



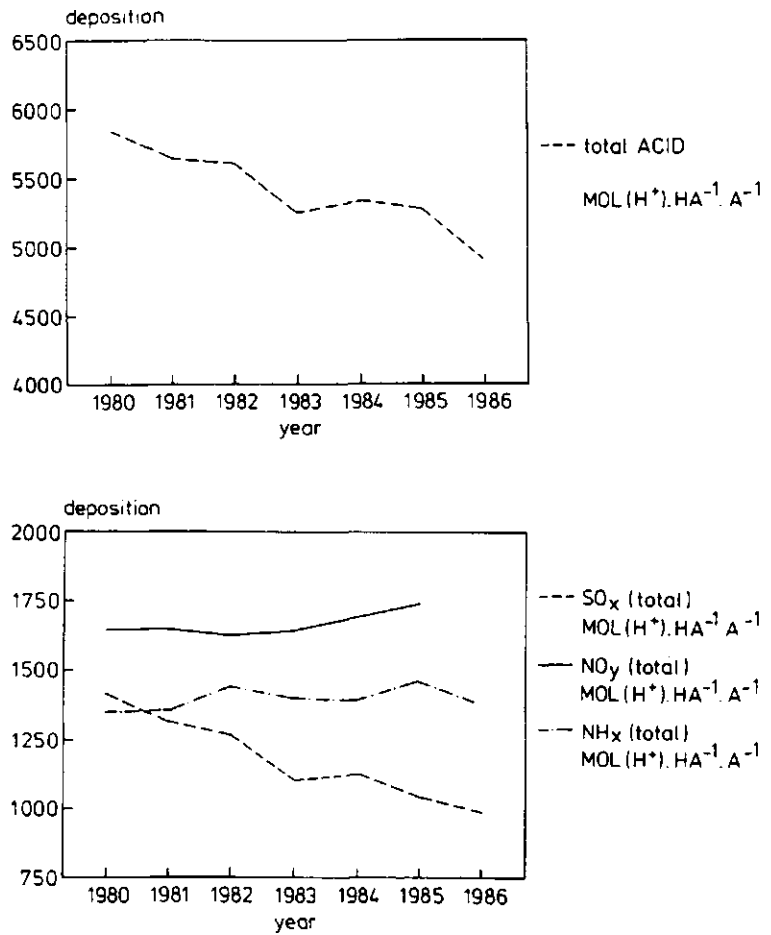
Figuur 3. Herkomst van de zure depositie in Nederland in 1985 (Hannessen, 1990).

De emissie van verzurende stoffen uit de landbouw bestaat voornamelijk uit ammoniak. De totale emissie van ammoniak is vooral afkomstig van de intensieve veehouderij (varkens 27%, kippen 12%) en rundvee (48%).

Van de in Nederland geëmitteerde ammoniak verdwijnt ongeveer 75% naar de ons omringende landen en de Noordzee. Ongeveer 70% van de ammoniakdepositie in Nederland is afkomstig van eigen land. Geschat wordt dat momenteel de emissie van deze verzurende stof een factor vijf hoger is dan in 1870; de grootste toename vond plaats na 1950 (Asman en Jaarsveld, 1990).

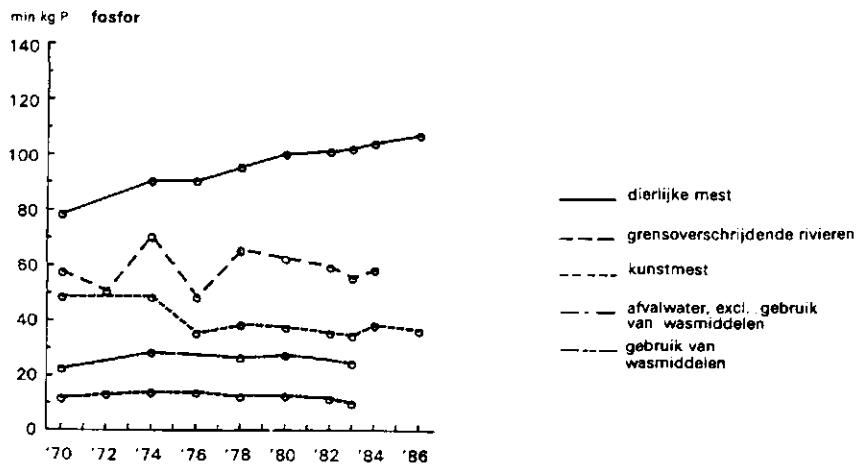
De trends in de depositie van verzurende stoffen laten zien dat deze afnemen over de periode van 1980 tot 1986. Deze afname is vooral het gevolg van het terugdringen van de  $SO_2$ -emissies. De emissie van  $NO_x$  en  $NH_x$  bleven over deze periode vrij constant tot licht stijgend. Verwacht kan worden dat door de nieuwe wetgeving over het inwerken van mest na het uitrijden de emissie van  $NH_x$  zal afnemen.

Figuur 4. Trends in de depositie van verzurende stoffen. Boven is de totale trend in de depositie van verzurende stoffen weergegeven, onder de individuele componenten (Bresser, 1990).



### 2.3 Vermestende stoffen binnen Nederland

Gegevens over de aanvoer van vermestende stoffen naar het milieu door verschillende activiteiten zijn door het CBS geëvalueerd voor de periode van 1970 tot 1986.



Figuur 5. Aanvoer van fosfor naar het milieu (CBS, 1988).



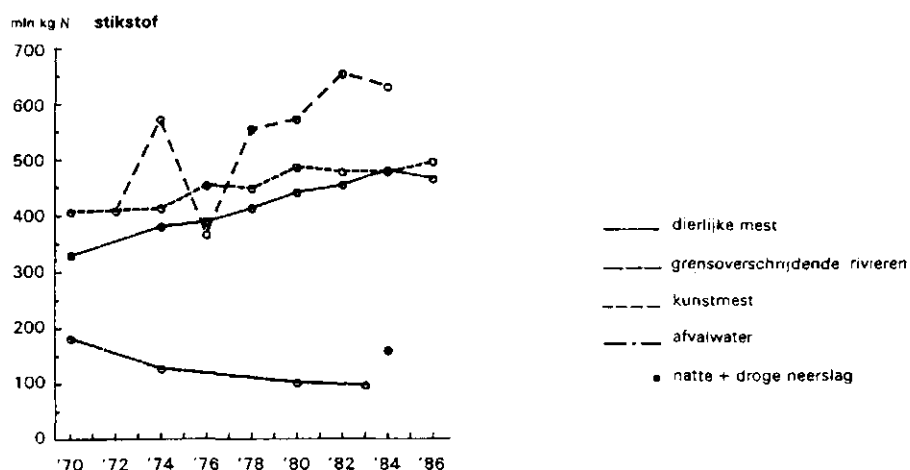
Uit deze inventarisatie blijkt dat dierlijke mest de grootste individuele bron voor fosfaat is. Fosfaat komt Nederland binnen door invoer (bestemd voor binnenlands gebruik) en door grensoverschrijdende rivieren. Voor 1983 was de verdeling van deze import over de drie belangrijkste posten:

1. landbouw 65%; hiervan 25% via fosfaaterts voor de produktie van kunstmeststoffen en 40% voor de produktie van veevoerders,
2. produktie van wasmiddelen (5%), en
3. 30% via het fosfaat in het water van grensoverschrijdende rivieren.

Bij de grensoverschrijdende rivieren moet er nog rekening mee worden gehouden dat het fosfaat ten dele in Nederland blijft, via bezinking in meren, havens en andere bekkens, en dat het overige deel in de Noordzee terecht komt.

Het fosfaat in de veevoerders blijft voor een groot deel in Nederland achter via de mest. Ongeveer 11% van het fosfaat wordt via levensmiddelen weer geëxporteerd. Stikstof komt Nederland binnen door invoer, stikstofbinding uit de lucht, bij o.a. de kunstmestindustrie, en via grensoverschrijdende rivieren. De landbouw neemt hiervan 55% voor zijn rekening, de energievoorziening 10% en de grensoverschrijdende stikstofvrachten van de rivieren en de lucht bedragen 35%.

De trends in de aanvoer van stikstof naar het milieu laten zien dat dierlijke mest, kunstmest en grensoverschrijdende rivieren de belangrijkste posten zijn. Alle drie waren over de periode 1970-1986 stijgend (figuur 6).



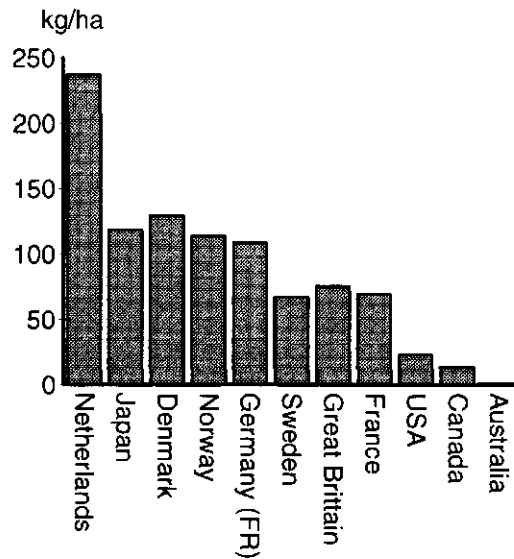
Figuur 6. Aanvoer van stikstof naar het milieu (CBS, 1988).

Balansen voor Nederland in zijn geheel voor kalium ontbreken. Door de Vereniging van Kunstmestproducenten is voor 1986 een kaliumbalans voor de Nederlandse landbouw opgesteld (Van Duijvenbouden, 1990). Deze balans laat zien dat slechts 14% van de aangevoerde kalium weer via produkten wordt afgevoerd. Houden we echter niet alleen rekening met de aanvoer via kunstmest maar ook met die via dierlijke mest, dan wordt de balans veel ongunstiger. De totale aanvoer van dierlijke mest en kunstmest samen wordt door het CBS geschat op 285 kg/ha/j, dit is een factor 5 hoger dan via kunstmest alleen.

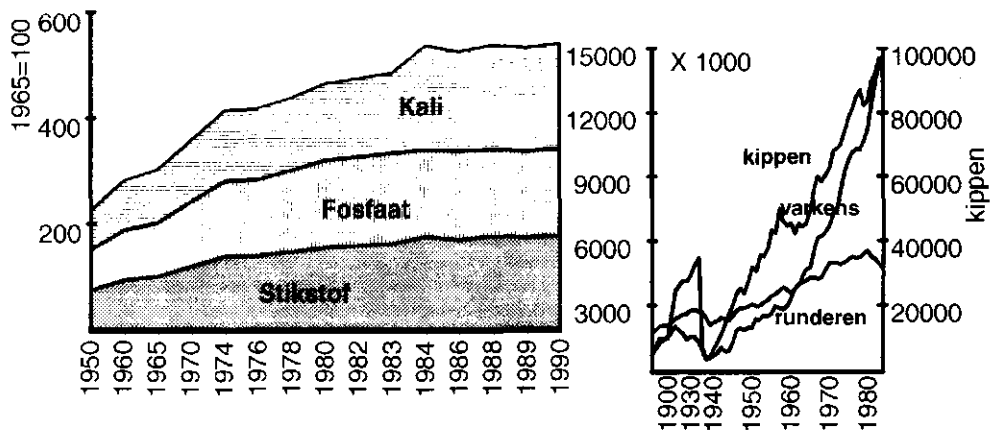
Het gebruik van kunstmeststoffen in Nederland heeft zich de laatste jaren gestabiliseerd. Absoluut gezien is vooral het stikstofgebruik aanzienlijk hoger dan in andere landen (figuur 7).

Naast het gebruik van kunstmeststoffen moet rekening worden gehouden met de toename in de produktie van dierlijke mest door de landbouw en die in de landbouw wordt afgezet. De werkelijke hoeveelheden aan nutriënten die in de landbouw worden toegepast liggen op een hoger niveau dan wordt aangegeven via de OECD-cijfers (figuur 8).

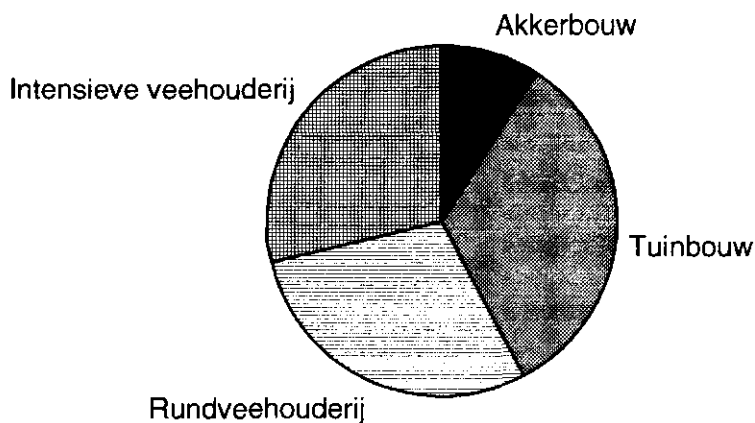
De toename van de hoeveelheid dierlijke mest is veroorzaakt door een toename van de veestapel in Nederland. De intensieve veehouderij is dan ook vele jaren de belangrijkste bron van inkomsten geweest voor de Nederlandse landbouw. Het laatste jaar (1990) heeft de tuinbouw de intensieve veehouderij, economisch gezien, echter van de eerste plaats verdrongen (figuur 9).



Figuur 7. Gebruik van stikstofmeststoffen (kg/ha) in een aantal landen (OECD, 1986).



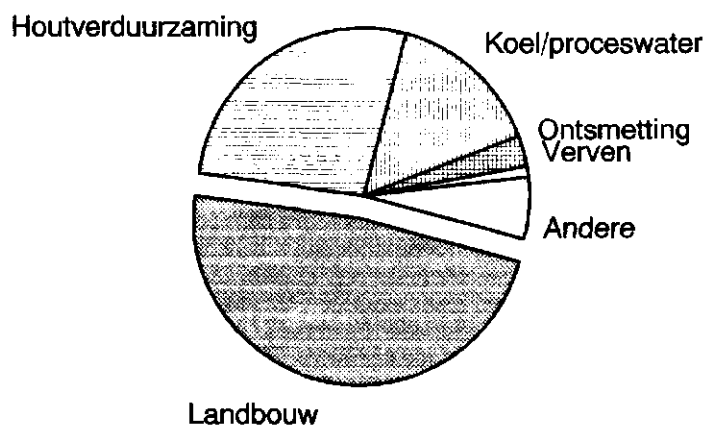
Figuur 8. Toename van de mestproductie (uitgedrukt in P, N en K) en van de veestapel in Nederland (CBS-gegevens).



Figuur 9. Relatief economisch belang van de diverse sectoren in de landbouw (Zwart, 1990).

## 2.4 Gewasbeschermingsmiddelen binnen Nederland

Aan bestrijdingsmiddelen wordt in Nederland de laatste jaren ongeveer 20 miljoen kg werkzame stof per jaar gebruikt. Ruim de helft daarvan wordt buiten de landbouw toegepast (figuur 10).



Figuur 10. Gebruik van bestrijdingsmiddelen in Nederland (RIWA, 1989).

De werkzame stoffen met het grootste gebruik in de categorie niet-landbouwbestrijdingsmiddelen zijn de steenkoolteeroliedestillaten met ruim 11.000 ton. De gegevens met betrekking tot hoeveelheden bestrijdingsmiddelen die in de landbouw worden gebruikt, zijn gebaseerd op omzetcijfers van de Nederlandse Stichting voor Fytofarmacie (NEFYTO), tabel 1. Om het totale gebruik in Nederland te benaderen, worden de omzetcijfers van de NEFYTO met 7% verhoogd, omdat ongeveer 7% van de omzet plaatsvindt bij handelaren die niet bij de NEFYTO zijn aangesloten. Ook wordt soms melding gemaakt van een deel van de afzet naar de landbouw welke zich zou voltrekken buiten de officiële handelskanalen. Het betreft dan in het bijzonder middelen waarvan de toepassing in Nederland wettelijk is verboden, maar waarvan het gebruik in andere landen wel wettelijk is toegestaan.

De bestrijdingsmiddelen voor landbouwkundige doeleinden kunnen ingedeeld worden in een aantal hoofdgroepen:

- insecticiden en acariciden tegen insecten en mijten,
- nematiciden tegen schadelijke nematoden (grondontsmettingsmiddelen),
- fungiciden tegen schimmelziekten, en
- herbiciden gebruikt bij de onkruidbestrijding.

Het aantal toegelaten middelen in de land- en tuinbouw bedraagt ongeveer 270 (actieve stoffen).

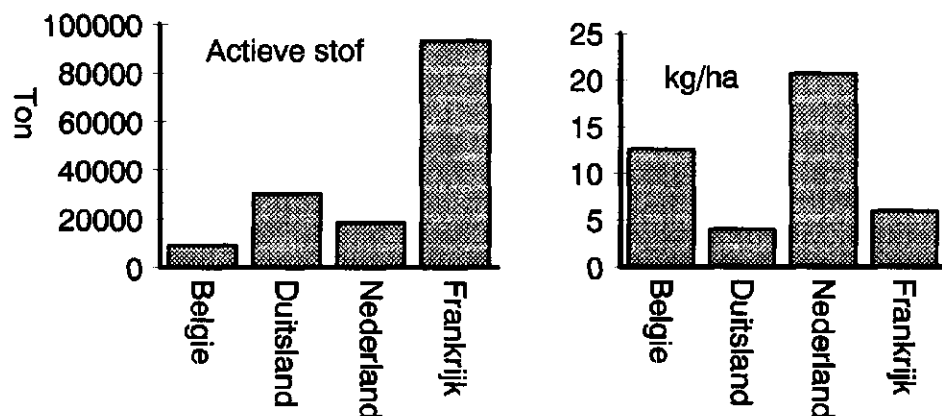
Tabel 1. Afzet van bestrijdingsmiddelen in de landbouw in tonnen actieve stof (NEFYTO, 1990).

Per 1000 kg actieve stof	1976	1985	1986	1987	1988	1988 %
Insecticiden/acariciden	600	634	561	498	575	3.2
Fungiciden	2.000	4.363	3.575	4.070	4.147	22.9
Herbiciden	5.000	3.977	3.795	3.912	3.639	20.1
Nematiciden	12.000	10.784	12.535	8.423	8.578	47.3
Overige middelen	-	1.244	1.166	1.185	1.233	6.8
Totaal NEFYTO	19.600	21.002	21.632	18.088	18.162	100%
Totaal Nederland (+ 7%)	21.000	22.500	23.100	19.400	19.400	

Ongeveer de helft van de omzet betreft grondontsmettingsmiddelen. Het lagere verbruik van de grondontsmettingsmiddelen in 1987 en 1988 is waarschijnlijk veroorzaakt door het natte najaar, waardoor grondontsmetting niet in alle gevallen mogelijk was.

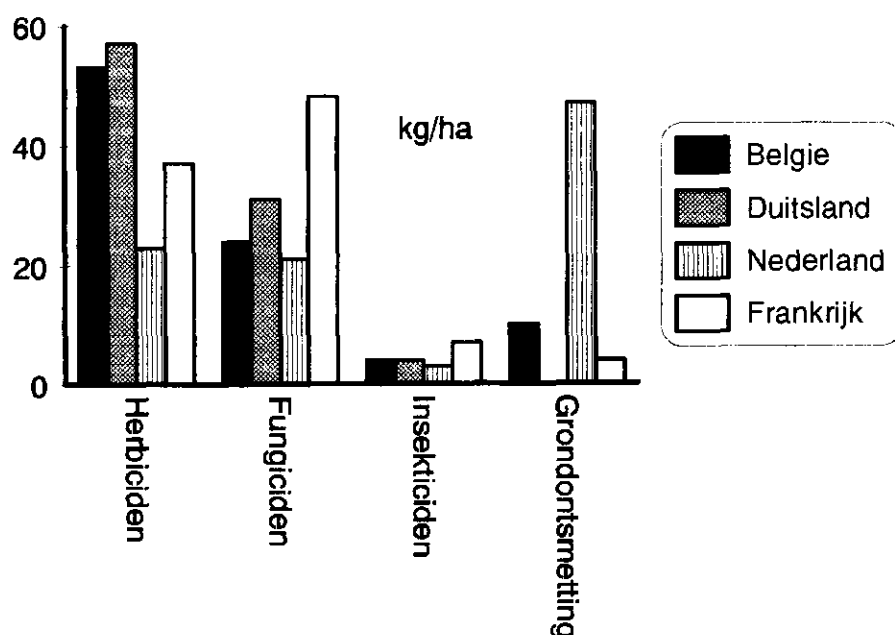
Deze cijfers zijn inclusief de middelen die gebruikt worden in moestuinen en inclusief herbiciden die door veel instanties worden gebruikt (Spoorwegen, weg- en waterbeheerders, sportveld-, groen- en bosbeheerders, enz.). Diverse overheidsinstanties gebruiken ca. 120.000 kg herbiciden (1983); dit is iets minder dan 1% van het totale gebruik aan landbouwbestrijdingsmiddelen.

In vergelijking met het buitenland worden in Nederland veel chemische gewasbeschermingsmiddelen per hectare toegepast. Het gebruik ligt 3 tot 4 maal zo hoog als in Frankrijk en Duitsland (figuur 11).



Figuur 11. Jaarlijks verbruik gewasbeschermingsmiddelen (uitgedrukt in actieve stof) in een aantal landen waaronder Nederland (RIWA, 1989).

Vergelijken we het gebruik van de afzonderlijke middelen dan blijkt dat dit verschil met de ons omringende landen vooral voor rekening komt van de grondontsmettingsmiddelen. Het gebruik van herbiciden ligt op een vergelijkbaar niveau met België, maar is aanzienlijk hoger dan in Duitsland of Frankrijk. Het gebruik van fungiciden en insecticiden is iets hoger (figuur 12).



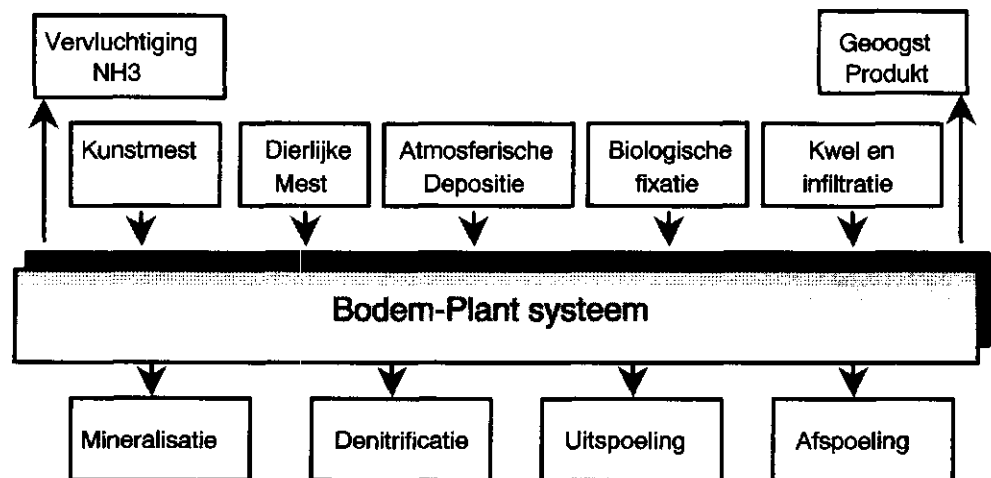
Figuur 12. Vergelijking van het gebruik van diverse soorten gewasbeschermingsmiddelen in België, Duitsland, Nederland en Frankrijk (RIWA, 1989).

### 3 Diffuse bronnen binnen landbouw (accumulatie in de bodem)

Bij een aanvoer van landbouwchemicaliën die hoger is dan de afvoer door bijvoorbeeld gewas en uitspoeling, treedt een accumulatie in de bodem op. Een dergelijke accumulatie kan leiden tot restricties op het gebruik van de bodem. Hieronder vallen de restricties bij de toepassing van meststoffen of voor de teelt van bepaalde gewassen. Dit laatste geldt met name bij verhoogde gehalten aan zware metalen.

Balansen van aanvoer en afvoer geven enig inzicht in de mate van accumulatie zoals die nu optreedt en in de toekomst kan optreden. Het opstellen van een balans is niet eenvoudig omdat niet alleen met een veelheid van termen rekening moet worden gehouden maar eveneens met de processen die in de bodem optreden. Deze processen worden beïnvloed door onder meer de waterhuishouding van de bodem, de microbiologische activiteit en de temperatuur.

Figuur 13 laat als voorbeeld de veelheid aan aanvoer- en afvoerposten zien voor het opstellen van een stikstofbalans. Stikstof komt niet alleen door directe landbouwkundige activiteiten in de bodem (kunstmest en dierlijke mest) maar daarnaast via atmosferische depositie, biologische fixatie, kwel en infiltratie. Verliezen treden op door vervluchtiging, denitrificatie en uit- en afspoeling.



Figuur 13. Schema voor het opzetten van een (stikstof)-balans voor het regionale bodemsysteem (gebaseerd op Kroes et al., 1990).

In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van balansen voor nutriënten, zware metalen en gewasbeschermingsmiddelen. De meest belangrijke processen, die het gedrag in de bodem bepalen, en mogelijke gevolgen van de accumulatie voor de productiefunctie (economische waarde) van de bodem worden besproken.

#### 3.1 Vermestende stoffen

##### 3.1.1 Balansberekeningen

Een balansberekening voor stikstof voor de totale Nederlandse landbouw is gepresenteerd door Goossens en Meeuwissen (1990). De aanvoer via o.a. kunstmest en diervoeder wordt vergeleken met de afvoer via produkten. In een dergelijke berekening is de dierlijke mest impliciet betrokken omdat die intern wordt geproduceerd.

Tabel 2. Stikstofbalans van de Nederlandse landbouw in 1985-1986, in miljoenen kg N (Goossens en Meeuwissen, 1990).

Aanvoer		Afvoer	
Mengvoer	498	Dierlijke Produkten	170
Kunstmest	483	Plantaardige Produkten	95
Bijprodukten akkerbouw	25		
Depositie	88		
Diversen	26		
		Overschot	855

De stikstof van mengvoer gaat voor 68% naar de intensieve veehouderij. De overige 32% wordt gebruikt in de rundveehouderij. De totale afvoer van stikstof in landbouwprodukten bedraagt 265 miljoen kg N: een benuttingspercentage van 24%.

Het achterblijven van stikstof (en andere elementen als kalium) wordt veroorzaakt door twee factoren:

- er zijn meer nutriënten aan de bodem toegevoegd dan door de gewassen kunnen worden opgenomen, en
- niet het gehele gewas wordt afgevoerd; de oogstresten mineraliseren gedeeltelijk in het najaar en in de winter

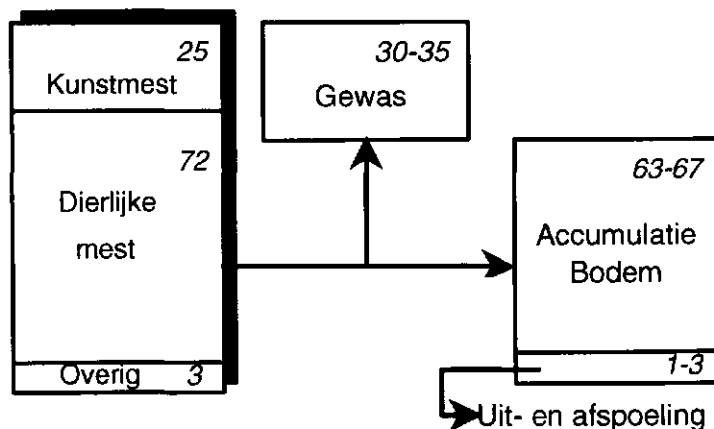
Een verdere detaillering van de belasting van de landbouwgronden voor stikstof en fosfor wordt gegeven door het CBS op basis van gegevens uit 1983 en 1984 (CBS, 1988).

Voor de belasting van de bodem met fosfaat is dierlijke mest de belangrijkste bron. Van het totaal aan fosfor dat via kunstmest en dierlijke mest aan bodem wordt toegevoegd, wordt 30-35% afgevoerd met het gewas, terwijl slechts 1 tot 3% uit- of afspoelt. In de bodem accumuleert 63 tot 67% van de aangevoerde hoeveelheid (figuur 14).

Voor stikstof zijn kunstmest en dierlijke mest vrijwel even grote posten. De afvoer met het gewas ligt op 45 tot 55%. Door denitrificatie gaat 25 tot 30% verloren, terwijl 20 tot 30% door uit- en afspoeling verdwijnt (figuur 15).

Gedetailleerde balansen voor kalium ontbreken, met uitzondering van die voor grasland (Van de Ven, 1990). Hoewel onder grasland uitspoeling van kalium wordt waargenomen, wijst de globale balans uit dat op lange termijn uitputting van kalium op grasland zal optreden. Deze ogenschijnlijke discrepantie wordt veroorzaakt doordat wordt gewerkt met gemiddelden. De faeces en urine worden tijdens

Fosfor 1983

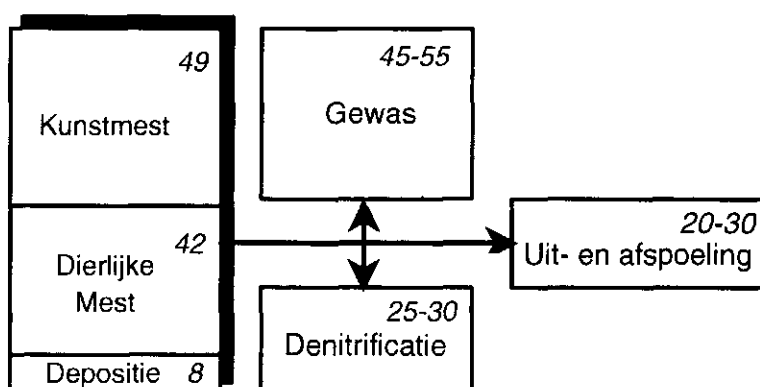


Figuur 14. Diffuse belasting van landbouwgrond met fosfor. Het oppervlakte van de rechthoeken is een maat voor de grootte van de posten, De cijfers in de rechthoeken geven in % de grootte van de post weer (CBS, 1988).

de beweidingsperiode pleksgewijs gedeponerd, waardoor op deze plekken een overschot aan kalium (en ook andere voedingselementen) blijft bestaan. Het is waarschijnlijk dat de uitspoeling van kalium (Van de Ven, 1990) vooral plaatsvindt onder deze faeces- en urineplekken.

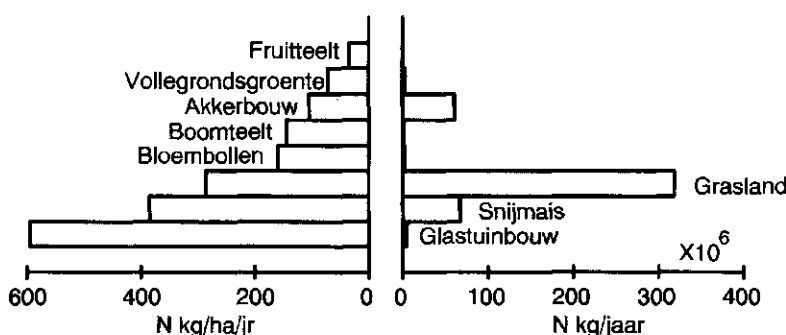
Binnen de verschillende sectoren in de landbouw treden grote verschillen op in de verliezen naar het milieu. In de hierna volgende figuren wordt onderscheid gemaakt tussen de verschillen van "aanvoer-afvoer" in kg/ha/jr en de "aanvoer-afvoer" voor de gehele bedrijfstak in miljoenen kg/jaar. De linkerkolom geeft een indruk van de belasting op perceelsniveau. De rechterkolom is de bijdrage aan de diffuse verontreiniging in Nederland. De glastuinbouw heeft de grootste belasting per hectare; door het geringe areaal is de bijdrage aan de totale diffuse belasting met stikstof in Nederland echter klein. De jaarlijkse belasting is hoog voor grasland en snijmais, waarbij grasland de grootste post is met betrekking tot heel Nederland. Deze twee sectoren zijn samen met de akkerbouw verantwoordelijk voor de grootste toevoer van stikstof naar het milieu. Hoewel de belasting per ha voor de akkerbouw laag is, is de totale bijdrage, door het grote areaal, vergelijkbaar met die van continue maisteelt (figuur 16).

Stikstof 1984



Figuur 15. Diffuse belasting van landbouwgrond met stikstof. Het oppervlakte van de rechthoeken is een maat voor de grootte van de posten. De cijfers in de rechthoeken geven in % de grootte van de post weer (CBS, 1988).

Figuur 16. Balans voor stikstof voor verschillende sectoren in de landbouw. De linkerkolom geeft de post aanvoer-afvoer per hectare. In de rechterkolom wordt de bijdrage van de bedrijfstak aan de gehele landbouw op jaarbasis weergegeven. De sectoren zijn geordend naar de grootte van de verliezen per ha (gebaseerd op gegevens Consulentenschap voor Bodem-, water- en bemestingszaken in de akkerbouw en tuinbouw, 1989).



De verliezen worden met name veroorzaakt door:

1. ammoniakvervluchtiging uit dierlijke mest,
2. basis-uitspoeling, de verliezen uit de mineralisatie van humus en de atmosferische depositie buiten het groeiseizoen,

3. verliezen uit gewasresten, en

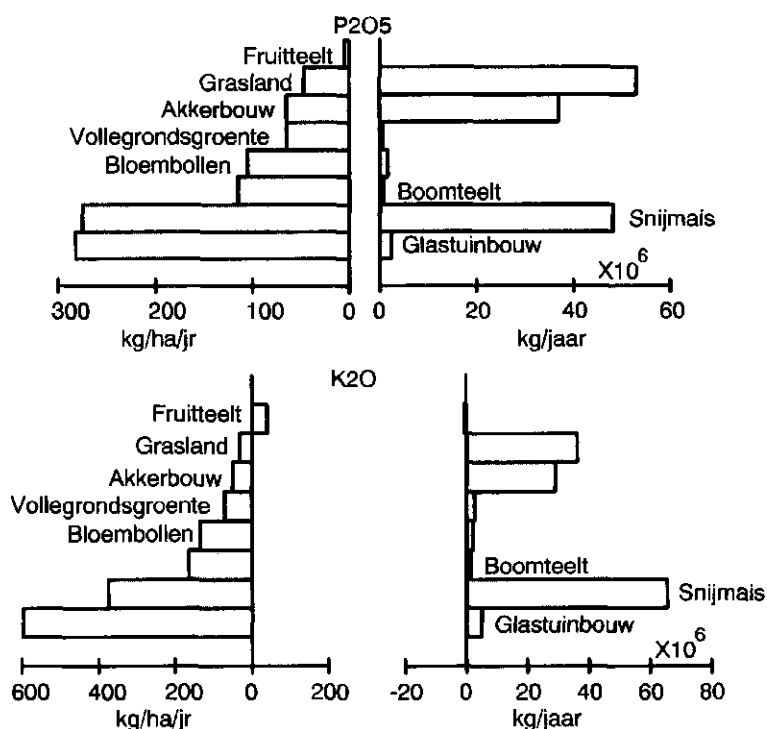
4. verschillen tussen de economisch optimale gift en de gewasopname.

Verder dient erop gewezen te worden dat de aard van de verliezen binnen de verschillende bedrijfstakken verschilt en dat in deze globale berekeningen geen rekening is gehouden met vastlegging van stikstof in de bodem-organische stof, wat vooral bij een hoog dierlijke-mestgebruik tot een overschatting van de verliezen kan leiden.

Evenals voor N is het gebruik van zowel P als K in de glastuinbouw in kg/ha erg hoog. De plaatselijke belasting van de bodem is dus hoog, maar de bijdrage aan de totale emissie is vrij gering tengevolge van het geringe areaal dat de glastuinbouw beslaat. Overigens zijn de balansen voor de glastuinbouw zeer globaal, gezien de grote verschillen tussen bedrijven in meststoffengebruik bij eenzelfde gewas en teeltsysteem (figuur 17).

Voor alle drie nutriënten zijn de verliezen in de fruitteelt het laagst; er wordt spaarzaam omgesprongen met mest. Voor kalium is er zelfs sprake van een deficit. De problemen rond het kaliumgehalte in de vruchten en hun bewaarbaarheid (zeventiger jaren) zijn waarschijnlijk de oorzaak van de (te) lage kaliumgiften. In de bloembollenteelt worden de hoge overschotten voor kali en fosfaat vooral veroorzaakt door de op zandgronden toegevoerde organische mest. Een gedeelte daarvan is nodig om stuiven na de oogst en na het planten tegen te gaan. De balansen voor fosfaat en kalium vertonen grote overeenkomst. In beide gevallen is de bijdrage tot de totale uitspoeling het hoogste voor de continue maisteelt, grasland en akkerbouw.

Gedetailleerde balansen zijn opgesteld voor de melkveehouderij op zand-, klei- en veengrond (Aarts et al., 1988). Bij deze balansen is de "mineralenbalans" gebruikt, hetgeen inhoudt dat niet alleen de onderdelen van figuur 13 in de balans zijn opgenomen, maar ook het gebruik van N-, P- of K-houdende middelen op de boerderij (bijv. reinigingsmiddelen) en de aan- en verkoop van vee en veevoer. Een detaillering naar de verschillende processen in de bodem (verluchting, denitrificatie etc.) ontbreekt in het type balans van tabel 3 (en ook in de hiervoor gegeven balansen). De vorm waarin de verliezen optreden, wordt door dit type balans dus niet zichtbaar gemaakt.



Figuur 17. Balansen voor fosfaat en kalium voor verschillende sectoren in de landbouw. De linkerkolom geeft de post aanvoer-afvoer per hectare. In de rechterkolom wordt de bijdrage van de bedrijfstak aan de gehele landbouw op jaarbasis weergegeven. De sectoren zijn geordend naar de grootte van de verliezen per ha, gebaseerd op gegevens Consulentenschap voor Bodem-, water- en bemestingszaken in de akkerbouw en tuinbouw, 1989.



Tabel 3. Balans voor stikstof, fosfaat en kalium voor melkvee-bedrijven op zandgrond. Alle getallen in kg N, P of K per ha.

Aanvoer	Stikstof	Fosfor	Kalium
aankoop vee	1.6	0.5	0.1
strooisel	1.1	0.1	1
reinigingsmiddel	0	0.4	1.4
kunstmest	331	14.8	30.4
depositie	47	0.9	4.1
netto mineralisatie	0	0	
binding lucht-N	4		
aankoop ruwvoer	44.4	6.6	34
krachtvoer	137	24.7	74.1
melkprodukten	1.4	0.3	0.4
<b>totaal aanvoer</b>	<b>568.4</b>	<b>48.3</b>	<b>145.5</b>

Afvoer	Stikstof	Fosfor	Kalium
verkoop vee	14.4	4.2	1.1
melk	67.4	11.6	18.8
verkoop ruwvoer	0.4	0.1	0.4
<b>totaal afvoer</b>	<b>82.2</b>	<b>15.9</b>	<b>20</b>
N-overschot (kg per ha)	486.2	32.4	125.2
N-overschot (kg per ton melk)	36.9	2.46	9.51
<b>Benuttingspercentage</b>	<b>14.5</b>	<b>32.9</b>	<b>13.9</b>

De hoofdposten in de aanvoer van P, N en K zijn kunstmest, krachtvoer en ruwvoer. Voor stikstof is ook de depositie uit de lucht een belangrijke post. De belangrijkste afvoerposten op bedrijfsniveau zijn de verkoop van melk en vee. De aanvoer van mineralen is vele malen groter dan de afvoer. Afhankelijk van de aard van het bedrijf (intensief of extensief) en de grondsoort (zand, klei of veen) wordt slechts 12 tot 16% van de stikstof, 29-34% van het fosfaat en 13 tot 20% van de kalium die wordt aangevoerd ook weer afgevoerd in de vorm van eindprodukten.

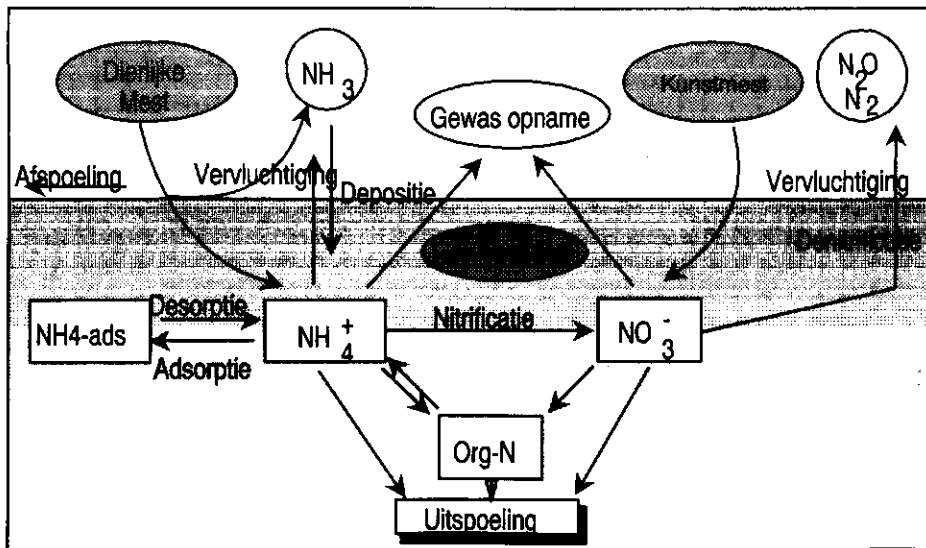
### 3.1.2 Lotgevallen van vermestende stoffen in de bodem

Het gedrag van de vermestende stoffen P, N en K verschilt onderling erg sterk in de bodem. Bij het gedrag van stikstof spelen microbiële omzettingen een zeer belangrijke rol.

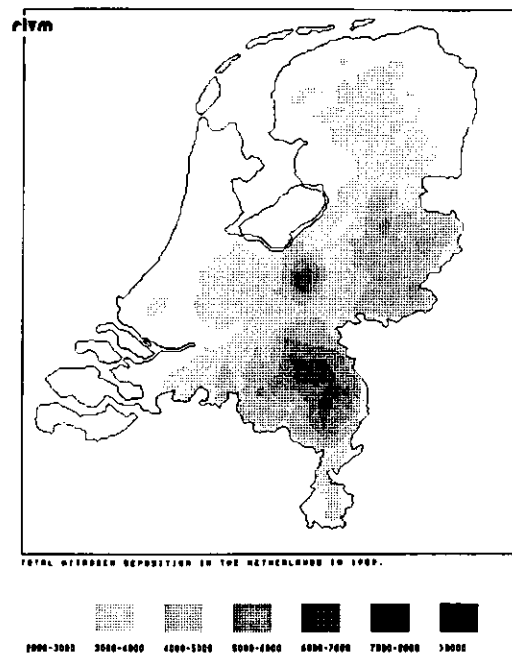
De bronnen voor stikstof in de bodem zijn:

- depositie vanuit de lucht,
- kunstmestgiften,
- dierlijke mestgiften, en
- stikstofbinding.

De depositie vanuit de lucht varieert regionaal sterk en kan oplopen tot 80 kg/ha. Een overzicht van de regionale verdeling van de depositie van stikstof uit de atmosfeer is weergegeven in figuur 19.



Figuur 18. De stikstofcyclus in de bodem.



Figuur 19. Regionale verdeling van de atmosferische depositie van stikstof (in mol/ha/jaar) over Nederland in 1989 (Schneider en Heij, 1991).

De stikstof komt op en in de bodem in de vorm van nitraat en/of ammoniak. De ammoniak wordt vrij snel omgezet tot nitraat. Nitraat is een verbinding die vrijwel niet door de bodem wordt geadsorbeerd, en die daardoor snel kan uitspoelen. In de zomermaanden, wanneer het neerslagoverschot gering is, zal nitraat vooral door het gewas worden opgenomen. Na de oogst blijven gewasresten in de bodem achter, alsmede het niet opgenomen nitraat. De hoeveelheid stikstof die in oogstresten achterblijft, varieert sterk voor de verschillende teelten. Een voorbeeld van gewassen waarbij veel oogstresten in de bodem achterblijven, is weergegeven in tabel 4.

Tabel 4. Voorbeeld van een aantal gewassen waarbij relatief veel stikstof na de oogst als gewasresten in de bodem achterblijft.

	Opname (kg/ha)	Afvoer (kg/ha)
Spruitkool	340	100'
Bloemkool	200	85
Andijvie	240	150

Na mineralisatie van deze gewasresten treedt uitspoeling op (met name in het najaar). Over de mineralisatiesnelheid van oogstresten is verrassenderwijs nog onvoldoende onderzoek uitgevoerd om tot een goede modellering te komen. Overigens geldt het gebrek aan kennis over mineralisatiesnelheden niet alleen voor stikstof maar ook voor de andere voedingselementen.

In het verleden werd ook na de oogstperiode (zoals nu nog gebeurt elders in Europa) dierlijke mest toegepast. De efficiency hiervan is laag omdat een groot deel in de winterperiode kan uitspoelen naar het grondwater. Een deel van de huidige belasting van het grondwater/drinkwater is afkomstig uit deze periode. Een voorbeeld van dit effect op de verliezen uit de bodem is weergegeven in tabel 5.

Tabel 5. Invloed van de periode van toepassing van drijfmest op de uitspoeling. In dit geval werd jaarlijks per ha 30 ton varkensdrijfmest toegepast, hetgeen overeenkomt met 180 kg N/ha (Vetter en Steffens, 1983).

Tijdstip van toepassing	Nitraatgehalte van grondwater (mg N/l)	Uitgespoeld nitraat (kg N/ha)
Geen drijfmest	34	86
Februari/maart	41	100
Oktober	51	125
Augustus	56	140

De stikstofgiften via kunstmest en dierlijke mest variëren in afhankelijkheid van het gewas dat wordt verbouwd. Bij sommige gewassen geeft een hogere stikstofgift dan het gewas nodig heeft een vermindering van de kwaliteit. Dit laatste betreft suikerbieten, waarvan het suikergehalte en de suikerwinbaarheid dalen bij te hoge stikstofgiften. Bij bladgroentegewassen als sla, spinazie en andijvie kan het nitraatgehalte van het produkt uitstijgen boven het toegestane niveau als te veel stikstof wordt gegeven. Bij deze gewassen is er dus een rem op het gebruik van te veel mest.

Andere gewassen zoals gras, mais en aardappelen laten zelfs bij giften die ver boven het N-advies uitkomen nog een gelijkblijvende (of licht stijgende) opbrengst zien. Bij deze gewassen bestaat in de praktijk vaak de neiging om boven de adviesgift te bemesten.

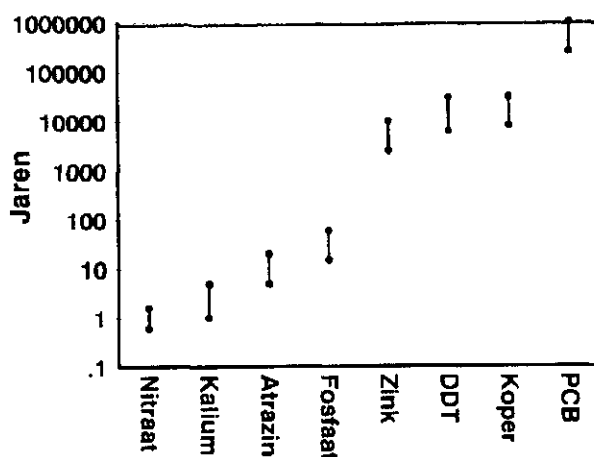
Het nitraat dat uitspoelt is onderhevig aan denitrificatie (omzetting tot stikstof); bij deze omzetting kan als tussenprodukt lachgas ( $N_2O$ ) worden gevormd. Lachgas is een van de stoffen die mede verantwoordelijk is voor het broeikaseffect.

Nitraatuitspoeling zal hoofdzakelijk plaatsvinden gedurende het winterhalfjaar, omdat in deze periode de neerslag de verdamping overtreft. Incidenteel is ook wel nitraatuitspoeling in de zomer vastgesteld. Omdat het vochtvasthoudend vermogen van lichte gronden beduidend kleiner is dan van zware gronden, is op lichte gronden de kans op nitraatuitspoeling groter. Bovendien is de mate van denitrificatie op deze gronden over het algemeen geringer. Een voorwaarde voor het optreden van denitrificatie is zuurstofgebrek in de grond, die mede

wordt bepaald door de vochtuithouding en de aanwezigheid van gemakkelijk afbreekbaar organisch materiaal. Zoals alle microbiële processen is denitrificatie temperatuur-afhankelijk. Omdat denitrificatie vrijwel niet optreedt als er weinig organische stof aanwezig is, zal in zandgronden beneden de grondwaterspiegel meestal weinig reductie in nitraatgehalte optreden. In een ondergrond waar pyriet aanwezig is kan echter nog een chemische denitrificatie optreden. De waterhuishouding van een perceel of gebied zal dus in sterke mate bepalen in hoeverre de overmaat aan nitraat in het grondwater terecht komt.

#### Transport in de bodem: snelheid in afhankelijkheid van adsorptie

Om een indruk te verkrijgen van de effecten van maatregelen op de toekomstige kwaliteit van het grond- en oppervlaktewater moet rekening worden gehouden met de "erfenis" aan stoffen die zich reeds in de bodem bevinden en kunnen uitspoelen. Om een indruk te krijgen van de mogelijke "time-delayed" (na-ijl)effecten: nawerking van de accumulatie uit het verleden, is een theoretische berekening over de uitspoeling uitgevoerd. Hierbij is uitgegaan van een gemiddelde Nederlandse zandgrond waarvan de bouwvoor een aantal stoffen bevat die afkomstig zijn van landbouwkundig gebruik en/of luchtvervuiling. Voor deze bouwvoor is berekend hoe lang het duurt (in jaren) voordat deze stoffen zijn uitgespoeld naar het grondwater op één meter diepte.



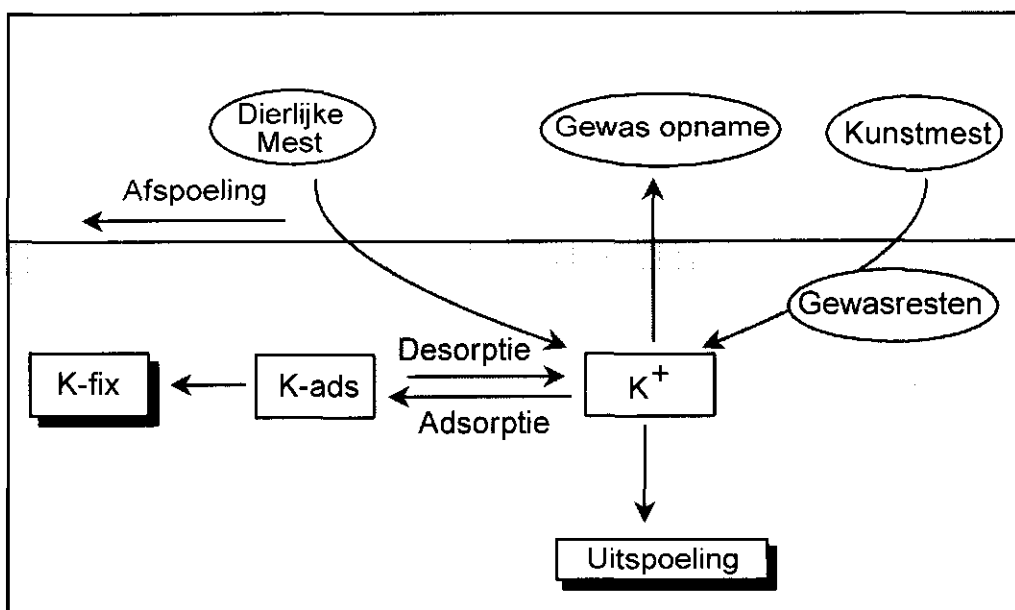
Bij deze berekeningen is geen rekening gehouden met een eventuele versnelling van het transport van de sterk gebonden stoffen door colloïden. Dit type transport wordt omschreven met de Engelse term "facilitated transport". Gegevens ontbreken om dit in de berekening op te nemen. Daarnaast kunnen preferente stroombanen, die bepaald worden door de fysische eigenschappen van de grond, eveneens een versnelling van het transport veroorzaken. Met deze aannames zien we dat nitraat, een stof die vrijwel niet adsorbeert, binnen 1 tot 2 jaar is uitgespoeld, terwijl zware metalen, DDT en PCB's heel veel langer in de bovenste meter van de grond blijven.

Vuistregels zijn opgesteld, aan de hand van experimenten, die momenteel gebruikt worden bij het voorspellen van de uitspoeling van nitraat (tabel 6).

De hydrologische omstandigheden bepalen in sterke mate of nitraat naar het grondwater dan wel naar het oppervlaktewater wordt uit(a)gespoeld. Gronden met een hoge grondwaterstand leveren de grootste bijdrage tot uitspoeling naar het oppervlaktewater door afspoeling en snelle afvoer van water door de bovengrond. Fosfaat en stikstof kunnen op deze manier naar het oppervlaktewater worden afgevoerd. Deze relatief grote bijdrage aan het oppervlaktewater komt vooral voor in de klei- en veengebieden. In veengebieden door de hoge grondwaterstand en in kleigebieden door het relatief veel voorkomen van drainage.

Tabel 6. Relatie tussen de grondwatertrap (Gt), de gemiddelde hoogste grondwaterstand (GHG) en de nitraatuitspoeling op het vlak van 1m onder het maaiveld. De resultaten van twee auteurs (Steenvoorden en Boumans) zijn gegeven. De nitraatuitspoeling is uitgedrukt in een index, waarbij de uitspoeling bij Gt VIII gesteld is op 100.

Gt	GHG	Steenvoorden	Boumans
I		4	-
II	0	4	5
III	20	10	8
IV	40	22	40
V	40	15	50
VI	60	41	60
VII	90	73	80
VIII	125	100	100



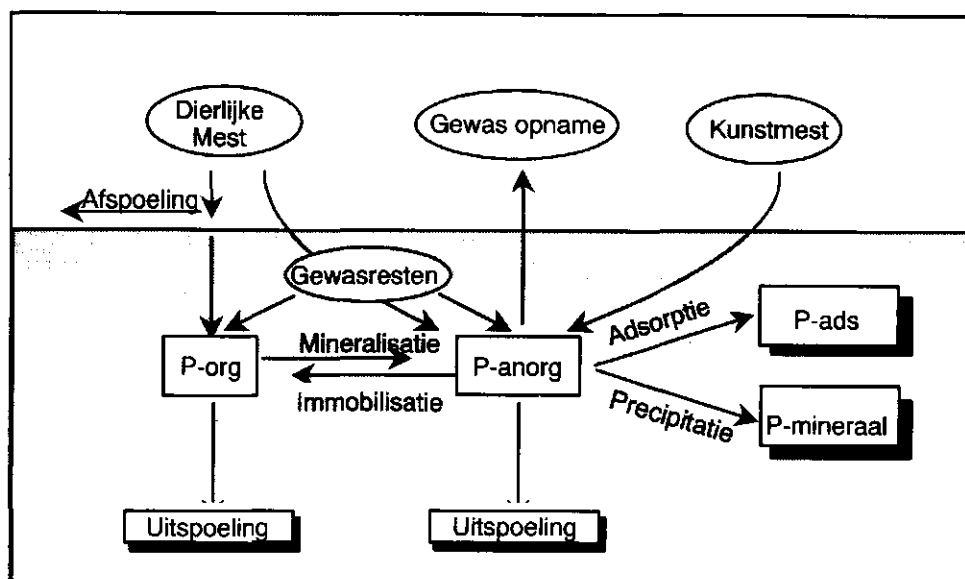
Figuur 20. Schema van het gedrag van kalium in de bodem.

Het gedrag van kalium is verschillend van dat van nitraat omdat het niet onderhevig is aan microbiële processen, maar wel in veel sterkere mate dan nitraat onderhevig is aan adsorptieprocessen (figuur 20). Tengevolge van deze adsorptie wordt de uitspoeling in de tijd vertraagd. Het duurt langer voordat kalium het bovenste grondwater bereikt vergeleken met nitraat. Is de grond echter eenmaal met kalium verzadigd dan zal evenveel kalium de bodem verlaten richting grondwater als via de mest (minus de gewasopname) wordt aangevoerd. Het enige proces dat aanleiding kan geven tot een vrij permanent verdwijnen van kalium uit de bodemoplossing/grondwater is de inbouw van kalium in kleimineralen (fixatie), een proces dat vooral in kleigronden optreedt. Daarnaast kan bij de toediening van dierlijke mest de adsorptiecapaciteit van de grond toenemen waardoor meer kalium kan worden vastgelegd. Zoals in de sectie over balansen is aangegeven is plaatselijk (vierkante dm) de belasting van kalium erg hoog: bij kalium (en waarschijnlijk ook bij andere elementen in faeces en urine) moet rekening worden gehouden met de heterogeniteit in de toevoer op perceelsniveau. De bodemchemie van fosfaat is gecompliceerder dan die van kalium (figuur 21). Fosfaat wordt aan de grond toegevoegd in de vorm van kunstmest en dierlijke mest. De bijdrage via atmosferische depositie is verwaarloosbaar. Fosfaat in kunstmest is in anorganische vorm aanwezig, in dierlijke mest daarentegen als een mengsel van anorganisch en organisch fosfaat. Opgelost organisch fosfaat is de meest mobiele fractie.

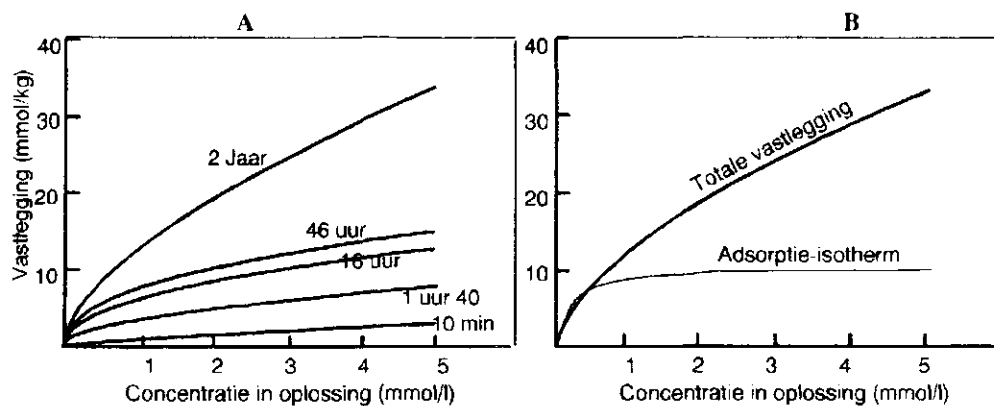
Het belangrijkste proces voor de vastlegging van fosfaat is adsorptie. Onder bepaalde omstandigheden kan echter ook precipitatie in de vorm van fosfaatmineralen optreden. De mate van adsorptie (vastlegging) hangt sterk af van de contacttijd tussen de fosfaathoudende oplossing en de bodemdeeltjes.

In figuur 22 wordt het verband tussen de concentratie in oplossing en de vastlegging als functie van de contacttijd weergegeven. Na twee jaar contacttijd kan maar een deel van het fosfaat via desorptie worden vrijgemaakt. Klaarblijkelijk gaat fosfaat nadat het is geadsorbeerd over in een meer stabiele verbinding. De totale fosfaatvastleggingscapaciteit blijkt goed te correleren met de hoeveelheid ijzer plus aluminium die geëxtraheerd wordt met een ammoniumoxalaatoplossing. Door bepaling van deze fractie kan dus de vastleggingscapaciteit van een bodem op vrij eenvoudige wijze worden gemeten.

Anorganisch fosfaat wordt in sterke mate vastgelegd in de bodem en zal zich dus in eerste instantie ophopen. De uitspoeling van fosfaat is in deze periode gering. Deze vastleggingscapaciteit is niet oneindig en uiteindelijk, zoals nu reeds in bepaalde regio's het geval is, zal verzadiging van de bovenste laag van de bodem optreden. In dit geval wordt bij opbrengen van drijfmest in het grondwater een concentratie aan fosfaat bereikt van ca. 91 mg P/l; een concentratie die 600 maal hoger is dan de kwaliteitsdoelstelling voor het Nederlandse oppervlaktewater (Van Riemsdijk en Breeuwsma, 1990).

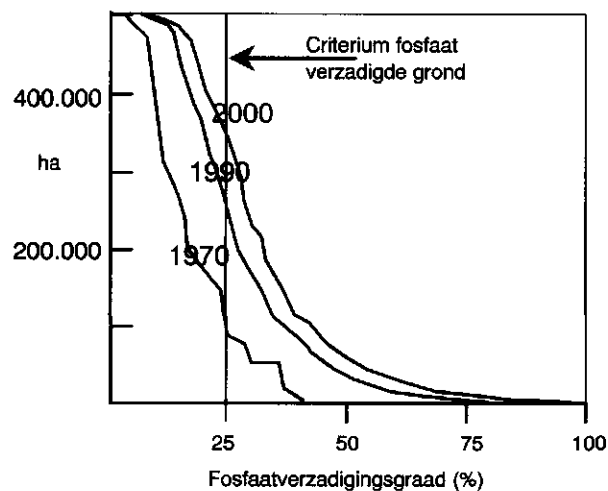


Figuur 21. Schema van het gedrag van fosfaat in de bodem.



Figuur 22. De gemeten totale vastlegging van fosfaat aan een grondmonster als functie van de fosfaatconcentratie in oplossing en de reactietijd (Van Riemsdijk en Breeuwsma, 1990).

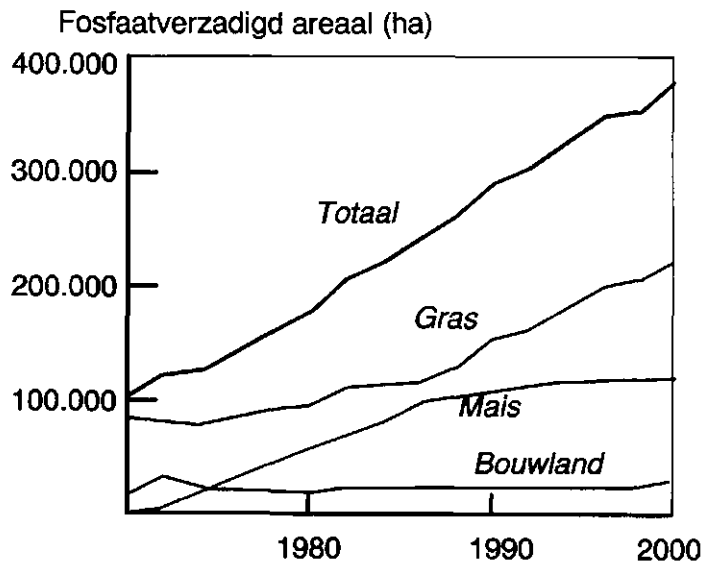
De vastleggingscapaciteit van de bodem varieert sterk binnen een bepaald gebied (heterogeniteit) en het is mogelijk dat bepaalde stukken grond reeds met fosfaat verzadigd zijn terwijl het overgrote deel nog steeds fosfaat kan binden. Dit kan aanleiding geven tot een overschrijding van de gehalten aan fosfaat in het uitspoelende water voor het betreffende gebied. Gerelateerd aan de norm voor oppervlaktewater van 0.15 mg/l behoeft slechts één promille van het gebied 100% fosfaatverzadigd te zijn om reeds tot overschrijding van de norm voor oppervlaktewaterkwaliteit te geraken (Van der Zee et al., 1987). In het protocol waarin methoden zijn aangegeven om de fosfaatverzadiging vast te stellen (Van der Zee et al., 1990) wordt dan ook de fosfaatverzadiging van de bodem niet gerelateerd aan de absolute vastleggingscapaciteit maar wordt deze gedefinieerd in relatie tot de kwaliteit van het oppervlaktewater. "Een perceel wordt verondersteld fosfaatverzadigd te zijn, indien door uitspoeling de gemiddelde fosfaatconcentratie, die een gekozen referentievlak passeert, vanuit milieuhygiënisch oogpunt in oppervlaktewater niet aanvaardbaar wordt geacht".



Figuur 23. Fosfaatverzadigingscurve voor gras- en maisland in het Oostelijk, Centraal en Zuidelijk Zandgebied. Bij het criterium van 25% voor fosfaatverzadiging is 43% van het graslandareaal en 82% van het maislandareaal in 1990 fosfaatverzadigd (Breeuwsma et al., 1990).

Door Breeuwsma et al. (1990) is aan de hand van modelberekeningen een inventarisatie uitgevoerd van de mate van fosfaatverzadiging van gronden in het Oostelijk, Centraal en Zuidelijk Zandgebied (figuur 23). De resultaten zijn samen te vatten in curves waarin het areaal wordt uitgezet tegen het % fosfaatverzadiging. Bij de waarde van 25% die in het protocol wordt gehanteerd is 43% van het graslandareaalen 82% van het maislandareaal fosfaatverzadigd (1990). Bij grasland is een aanzienlijk percentage fosfaatverzadigd, hoewel de belasting veel lager is geweest dan bij mais. Deze ogenschijnlijke discrepantie wordt veroorzaakt door het voorkomen van grasland in gebieden met een hogere grondwaterstand die gevoeliger zijn voor fosfaatverzadiging en -uitspoeling. De ontwikkeling van het areaal waarin fosfaatverzadiging optreedt over de periode van 1970 tot 2000 is weergegeven in figuur 24.

Het gehanteerde model voor de berekening van de fosfaatverzadiging is niet erg gevoelig voor het fosfaatbindend vermogen van de grond. De aangenomen waarde voor de grondwaterstand is daarentegen van grote invloed op het berekende areaal. Wordt in het model aangenomen dat de grondwaterstand in 1990 daalt met 20 cm, dan neemt het fosfaatverzadigde areaal met 33% af.



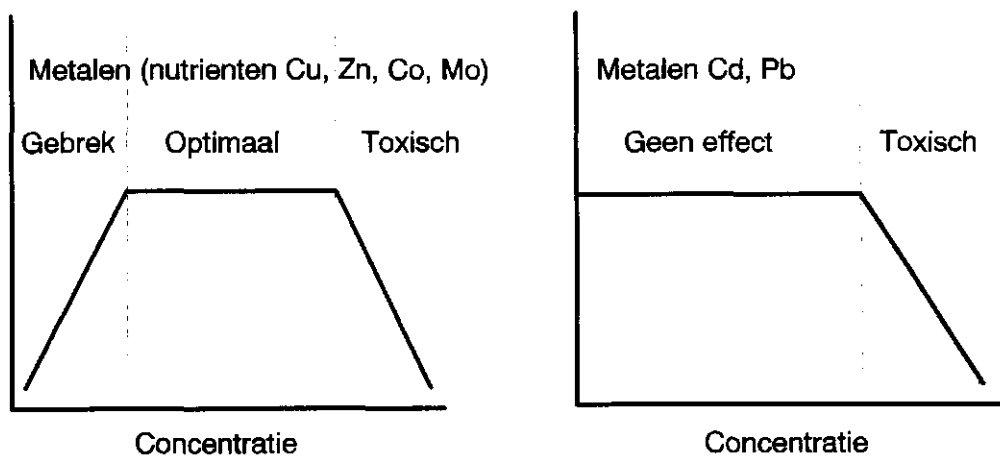
Figuur 24. Geschat verloop van de fosfaatverzadiging in het Oostelijk, Centraal en Zuidelijk Zandgebied voor de periode van 1970 tot 2000. In 1970 was reeds ruim 100.000 hectare fosfaatverzadigd (Breeuw-sma et al., 1990).

De resultaten laten echter zien dat in het jaar 2000 aanzienlijke arealen landbouwgrond fosfaatverzadigd zijn die het oppervlaktewater belasten met fosfaatconcentraties boven de kwaliteitsdoelstelling van het oppervlaktewater. Deze situatie zal ook bij overgang op evenwichtsbemesting (opname = afvoer) nog enige tijd voortduren tengevolge van de grote hoeveelheden fosfaat die in de bovenste bodemlagen zijn opgeslagen (zie figuur 44).

## 3.2 Zware metalen

### 3.2.1 Balansberekeningen: verliezen naar het milieu

De vervanging van de aanduiding micro-nutriënten door 'zware metalen' in het recente verleden duidt reeds aan dat het onderzoek in het verleden vooral gericht was op tekorten aan essentiële micro-nutriënten als molybdeen, koper en mangaan. Hoewel op bepaalde gronden nog steeds sprake is van micro-nutriëntengebrek (Van Driel en Smilde, 1990) is er in een aantal gevallen sprake van een extra aanvoer aan micro-nutriënten en voor de planten niet-essentiële metalen naar de landbouw (figuur 25).



Figuur 25. Globaal overzicht van de effecten van essentiële (micro-nutriënten) en niet-essentiële metalen. Voor metalen als lood en cadmium die in organismen en planten geen functie hebben, is over een zeker concentratiebereik in de bodem sprake van geen effecten, totdat bij een verdere toename toxische effecten gaan optreden. Bij de essentiële metalen is sprake van een optimaal concentratiebereik voor het functioneren van planten en organismen.



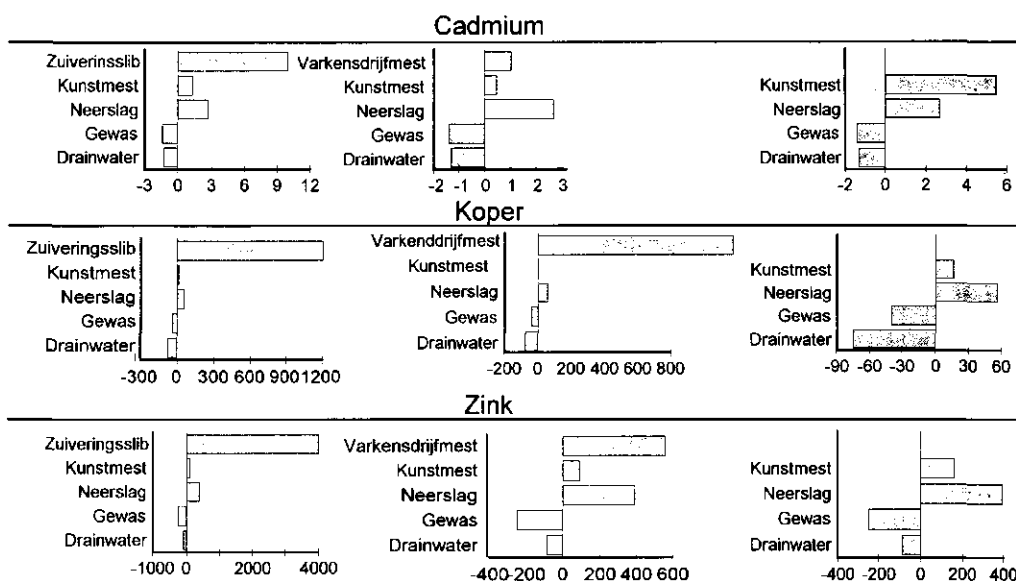
De aanvoer van zware metalen naar de landbouw is afkomstig van:

- atmosferische depositie,
- bijmenging van metalen in kunstmest,
- toepassing van rioolslib,
- toepassing van dierlijke mest, en
- toepassing van bestrijdingsmiddelen.

Balansen van zware metalen voor grasland en voor de akkerbouw zijn opgesteld door Van Driel en Smilde (1990) voor een vijftal scenario's:

- alleen kunstmest,
- kunstmest en koemest,
- kunstmest en varkensmest
- kunstmest en kippemest, en
- kunstmest en rioolslib.

In alle gevallen werd zoveel van de andere meststoffen in de berekening ingevoerd om op hetzelfde bemestingsniveau als met kunstmest alleen te komen. Een aantal resultaten is weergegeven in figuur 26.



Figuur 26. Balansen voor een drietal zware metalen in de akkerbouw en op grasland. Alle eenheden in g/ha/jr. Let op de verschillen in de assen (Breimer en Smilde, 1986).

De balansen laten zien dat met uitzondering van cadmium voor de akkerbouw de toepassing van dierlijke mest en rioolslib leidt tot een hogere belasting met metalen dan bij kunstmest alleen. Tevens blijkt dat voor alle metalen de aanvoer groter is dan de afvoer: er vindt accumulatie van metalen in de bodem plaats, zowel bij akkerbouw als bij grasland. De uitspoeling naar het grondwater is gering (zie 3.2.2). Bij onveranderd beleid zou deze accumulatie op de lange duur (> 100 jaar) aanleiding geven tot overschrijden van de normen voor metalen in de bodem.

De verlaging van het cadmiumgehalte in kunstmest, het terugdringen van het gebruik van dierlijke mest, en het terugdringen van de gehalten aan metalen in rioolslib, gecombineerd met het terugbrengen van de gehalten aan metalen in veevoeder, verschuiven deze termijn echter verder in de toekomst.

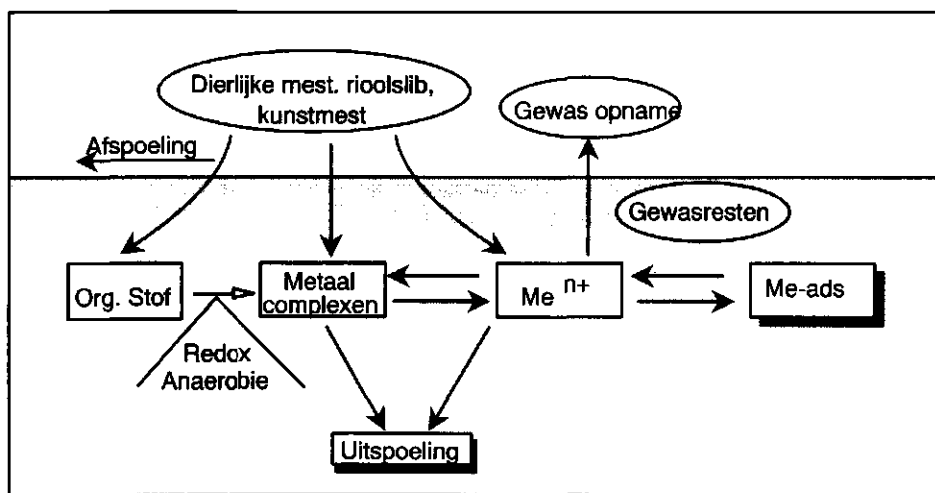
Voor koper kunnen bij de continue maisteelt reeds eerder problemen optreden (Breeuwsma et al., 1987).

Gebieden die op andere wijze met metalen zijn vervuild en problemen opleveren zijn o.a. de loswallen van baggerspecie in het gebied om Rotterdam en de uiterwaarden langs de grote rivieren als Rijn, Maas en IJssel, en die plaatsen waar vervuilde sedimenten zijn ingepolderd, waaronder delen van de Biesbosch.

### 3.2.2 Lotgevallen en effecten van metalen in de bodem

Metalen worden sterk aan bodemdeeltjes geadsorbeerd; dit is de reden dat de uitspoeling gering is en accumulatie in de bodem plaatsvindt. Verzadiging van de bodem met zware metalen, zoals dit wel gebeurt voor fosfaat, treedt in Nederland niet op.

Een globaal schema van de lotgevallen van metalen in de bodem is weergegeven in figuur 27.



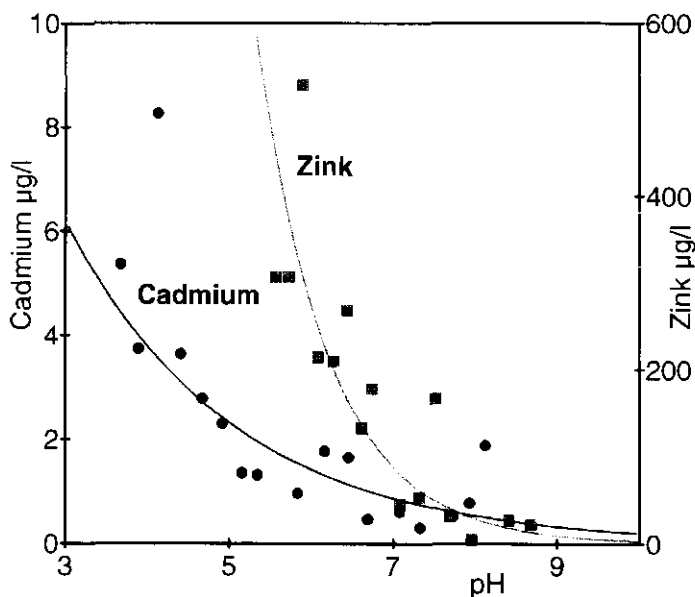
Figuur 27. Schema van het gedrag van metalen in de bodem.

Zware metalen worden aan de bodem toegevoegd via de atmosferische depositie, rioolslib en kunstmest. In de bodem worden de metalen gebonden aan de organische stof en andere bodembestanddelen. Tussen de metalen aan de vaste bodemdeeltjes en de bodemoplossing bestaat een evenwicht, dat beïnvloed wordt door de pH, de redoxtoestand van de bodem en tevens de aanwezigheid van opgeloste organische verbindingen (liganden) in de bodemoplossing. Relatief weinig directe gegevens zijn beschikbaar over de gehalten aan metalen in het bodemvocht van de onverzadigde zone. Ter illustratie zijn enkele resultaten van een onderzoek naar de gehalten in de bodem verspreid over heel Nederland weergegeven in figuur 28. Voor deze grafiek zijn alle bodemonsters, ongeacht hun totaalgehalte aan metalen, verwerkt. Het is duidelijk dat de pH een overheersende invloed heeft op de mobiliteit. De gehalten in het bodemvocht nemen sterk toe als de pH daalt beneden de 7 voor zink en beneden de 5 voor cadmium. De verzuring heeft dus een grote invloed op de metaalgehalten in het bodemvocht en dientengevolge op mogelijke effecten op het ecosysteem.

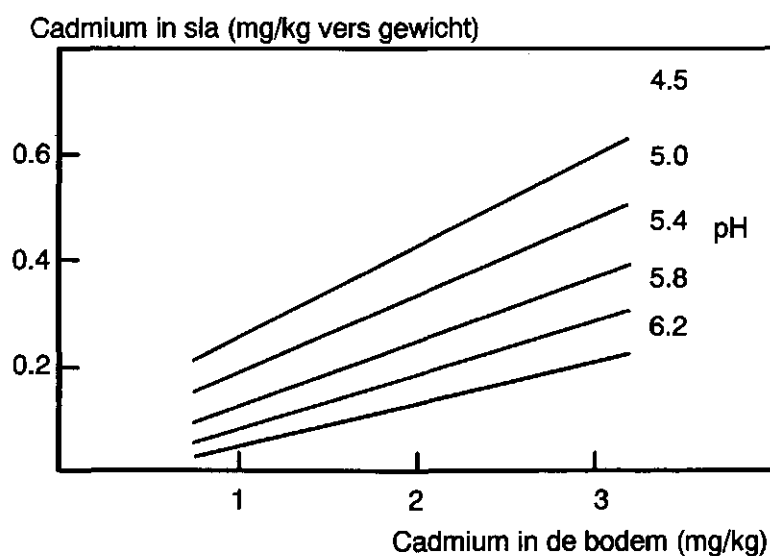
De opname van metalen door planten wordt bepaald door het gehalte in de bodem, de vorm waarin het metaal in de bodem voorkomt en daarnaast vooral door de pH. Er is geen algemeen geldend verband tussen de gehalten in de bodem en de opname door de gewassen. Wel kan gesteld worden dat bij toename van het gehalte in de bodem de opname stijgt; er treden echter grote verschillen op tussen verschillende gronden. In veel gevallen blijkt de belangrijke parameter, die de opname beschrijft, de pH te zijn. Een voorbeeld van de relatie tussen de opname, het gehalte in de bodem en de pH voor sla is weergegeven in figuur 29.

Duidelijk blijkt dat bij afnemende pH de beschikbaarheid van de metalen cadmium en zink toeneemt. Vooral in zure (verzuurde) gronden is de beschikbaarheid van metalen aanzienlijk groter dan in gronden die van nature een hoge pH hebben, dan wel door onderhoudsbekalking op een hoge pH worden gehouden. Een

Figuur 28. Relatie tussen de gehalten aan cadmium en zink in bodemvocht (250 bodemonsters verspreid over heel Nederland) en de pH. Duidelijk is de invloed van de pH en hierdoor de invloed van verzuring en bekalking op de gehalten.



Figuur 29. Opname van cadmium door sla in afhankelijkheid van de pH en de gehalten in de bodem (Van Driel and Smilde, 1990).



veranderde bestemming van gronden, waardoor de onderhoudsbekalking wegvalt (door het onttrekken van gronden aan landbouwkundig gebruik), kan een verhoogde beschikbaarheid van metalen voor gewassen en organismen tot gevolg hebben.

Planten zijn tolerant voor cadmium; dit houdt in dat lang voordat de plant symptomen vertoont tengevolge van een te hoog cadmiumgehalte (zie figuur 25) de norm voor menselijke consumptie reeds is overschreden.

De metalen die in consumptiegewassen worden aangetroffen zijn afkomstig uit de bodem en worden via het wortelstelsel opgenomen; in bepaalde gevallen (lood) kan echter ook een (belangrijk) deel via de atmosferische depositie direct op de plant terecht komen.

### Normstelling voor metalen in de bodem

De Wet op de Bodembescherming geeft een toetsingskader om de verontreiniging van de bodem te beoordelen. De A-waarde is de referentiewaarde; als de gevonden gehalten beneden de A-waarde liggen spreekt men van een multi-functionele (schone) bodem. De B-waarde is de toetsingswaarde voor (nader) onderzoek. De C-waarde is de toetsingswaarde ten behoeve van saneringsonderzoek. De gehalten in de schone bodem variëren van nature en worden mede bepaald door de gehalten aan klei en organische stof. Om hieraan tegemoet te komen is het begrip "standaardbodem" geïntroduceerd. Deze "standaardbodem" heeft een gehalte aan organische stof van 10% en aan klei van 25%. De A-waarden voor bodems met andere organische stof en kleigehalten zijn met behulp van formules te berekenen. De referentiewaarden (A) zijn tevens voorgesteld als maximale gehalten voor de ontvangende bodem bij het gebruik van zuiveringsslib, compost en zwarte grond, vanaf 1991.

Deze indeling is te grof voor landbouwgronden. Gehalten aan metalen onder de B-waarde kunnen aanleiding geven tot problemen. De LAC (Landbouw Advies Commissie milieukritische stoffen) heeft voor een aantal relevante stoffen referentiewaarden en signaalwaarden opgesteld. Bij de referentiewaarden wordt onderscheid gemaakt tussen zand/dalgrond en klei/veengrond. De referentiewaarden zijn gebaseerd op waargenomen gehalten in landbouwgronden met uitsluiting van de 10% hoogste en laagste waarden. De signaalwaarden zijn gerelateerd aan het bodemgebruik. Dit kan zijn de gevoeligheid voor grazend vee (koper bij schapen) of te verwachten concentraties in het eindproduct (HCH in melk). Een overzicht van referentie- en signaalwaarden voor zand/dalgrond en klei/veengrond is weergegeven in tabel 7.

Tabel 7. Referentie- en signaalwaarden voor landbouwgrond (mg/kg).

Stof	Referentiewaarde		Signaalwaarde							
			Grasland		Akkerbouw				Sierteelt	
	Zand/dal- grond	Klei- Veen grond	Zand/dal- grond	Klei- Veen grond	Veevoeder gewassen		Akkerbouwteelten/ voedingstuinbouw		Zand/dal- grond	Klei- Veen grond
Cadmium	0.1-0.5	0.1-0.9	2	3	0.5	1	0.5	1	5	10
Koper	3-27	10-35	20	30	50	80	50	200	50	200
Kwik	0.03- 0.3	0.04- 0.4	2	2	2	2	2	2	2	2
Lood	19-60	10-70	150	150	150	150	100	200	500	1000
Zink	15-75	30-175	100	350	100	350	100	350	100	350
β-HCH	0.01	-	>0.01	-	0.02	-	0.2	-	-	-
Aldrin+di eldrin	0.01	0.01	0.08	0.08	0.1	0.1	1	1	-	-
PCB's	0.01	0.01	0.2	4.8	0.3	>10	-	-	-	-

Toxiciteit van zware metalen voor planten treedt vrijwel niet op. Incidentele gevallen zijn opgetreden bij onvoldoende bekalking voor mangaan en bij stoomsterilisatie van de grond waardoor mangaan in sterke mate beschikbaar komt. Koper kan problemen geven voor de schapenhouderij; een gehalte > 30 mg/kg aan koper is ongewenst. Deze gehalten en hogere kunnen optreden in gebieden waar varkensdrijfmest wordt uitgereden, op de uiterwaarden en loswallen van baggerspecie.

### 3.3 Bestrijdingsmiddelen

#### 3.3.1 Balansberekeningen

Jaarlijks wordt in de landbouw ongeveer 20 miljoen kg bestrijdingsmiddelen (werkzame stof) gebruikt. Naar schatting verdampt bijna een kwart van deze hoeveelheid naar de lucht; het gaat daarbij vooral om de vluchtige grondontsmettingsmiddelen. De emissie naar de bodem (buiten terrein van toediening) en naar het grondwater bedraagt naar schatting 2-4% en naar het oppervlaktewater 1,5-3,5%. De rest van de middelen komt terecht in de bodem waarop het middel is toegediend en wordt daarin omgezet, vastgelegd of opgenomen door planten (tabel 8).

Tabel 8. Geschatte huidige omvang van de emissie actieve stof van bestrijdingsmiddelen naar de verschillende milieucompartimenten (MJP-G, 1990).

Milieu-compartiment	Huidige emissie (act. st. x 1000 kg)
Lucht	4500 - 4900
Bodem* + grondwater	390 - 710
Oppervlaktewater	320 - 660

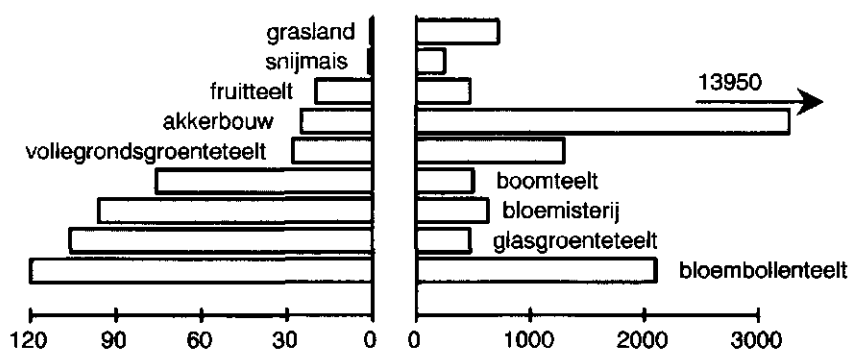
\*) buiten het perceel van toepassing

Om enig inzicht te krijgen in het gebruik van bestrijdingsmiddelen per sector zijn in het kader van Meerjarenplan Gewasbescherming schattingen verricht omtrent het gebruik. Als basis voor deze schattingen dient het rapport van Berends, waarin een inventarisatie is weergegeven van het bestrijdingsmiddelenverbruik in de akker- en tuinbouw. Het verbruik is daarbij geïnventariseerd via gesprekken met medewerkers van de voorlichtingsdienst van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij (tabel 9).

Tabel 9. Overzicht van de verbruikscijfers bestrijdingsmiddelen voor de verschillende sectoren, zoals geschat in het kader van het meerjarenplan Gewasbescherming (MJP-G, 1990).

Sector	kg. a.s./ ha/jaar	sector	1000 kg a.s. per jaar
grasland	0,7	snijmais	250
snijmais	1,3	glasgroenteteelt	470
fruitteelt	20	fruitteelt	470
akkerbouw	25	boomteelt	500
vollegrondsgroenteteelt	28	bloemisterij	630
boomteelt	76	grasland	720
bloemisterij	96	vollegrondsgroenteteelt	1.300
glasgroenteteelt	106	bloembollenteelt	2.100
bloembollenteelt	120	akkerbouw	13.950

(beschermde teelten: excl. ontsmettings- en reinigingsmiddelen)



Figuur 30. Gebruik van bestrijdingsmiddelen (uitgedrukt als actieve stof) voor verschillende sectoren in de landbouw (MJP-G, 1990).

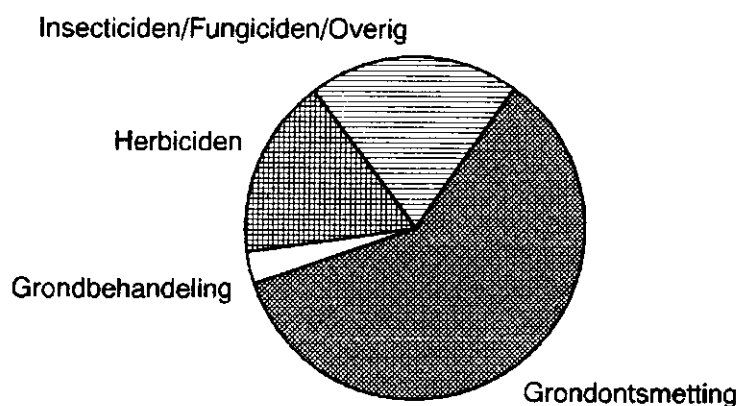
Ongeveer 2/3 deel van de bestrijdingsmiddelen wordt gebruikt in de akkerbouw. Hoewel het gebruik per ha in vergelijking met andere sectoren vrij laag is, neemt de akkerbouw een zeer groot deel voor zijn rekening door het grote aantal hectares (figuur 30).

De bloembollensector neemt de tweede plaats in met 10% van het totale gebruik; in deze sector is het gebruik per ha het hoogste van alle sectoren. Met name het grote aandeel van het areaal dat jaarlijks ontsmet wordt, is hiervan de oorzaak. Het verbruik per ha is verder hoog in de glastuinbouw en de boomteelt; in deze gevallen is het totaalverbruik niet zo groot omdat het om geringe arealen gaat. Zowel in de boomteelt als in de glastuinbouw is het gebruik per ha hoog door de geregelde grondontsmetting.

In een aantal sectoren wordt grondontsmetting regelmatig toegepast, doorgaans omdat de vruchtwisseling nauw is. Naast grondontsmettingsmiddelen gaat het vooral om middelen tegen schimmels en insecten en middelen om onkruid te doden.

De meest gebruikte actieve stoffen gedurende de laatste jaren in de landbouw in Nederland zijn: de grondontsmettingsmiddelen (dichloorpropeen, metam-natrium en ethoprofos), de herbiciden (chloridazon, atrazin, bentazon, 2,4-D, dinoseb, glyfosaat, MCPA, mecoprop en TCA) en de fungiciden (captan, fentin-acetaat, maneb, mancozeb, zineb en koperoxide) (RIWA, 1989). Van deze middelen zijn dinoseb en mecoprop sinds kort niet meer toegelaten.

In figuur 31 is de verdeling over de groepen gewasbeschermingsmiddelen gegeven, op basis van de geschatte verbruikscijfers.



Figuur 31. Verdeling verbruik bestrijdingsmiddelen naar type middel (MJP-G, 1990).

### **Toelating bestrijdingsmiddelen**

Bestrijdingsmiddelen worden ontwikkeld door chemische industrieën. Een groot aantal verbindingen wordt gesynthetiseerd en gescreend op biologische activiteit. Voor de meest belovende verbindingen voeren de firma's een uitgebreid onderzoeksprogramma uit. Slechts een zeer klein deel van de gesynthetiseerde verbindingen bereikt het stadium dat er officiële aanvragen voor toelating als bestrijdingsmiddel worden ingediend. De kosten voor de ontwikkeling van een nieuw produkt van het eerste moment van ontdekking tot aan de marketing (excl. fabricagekosten) bedraagt inmiddels zo'n 150 miljoen gulden terwijl de ontwikkelingstijd ongeveer 10 jaar bedraagt. Het gaat dan om een volledig nieuw middel. Het ontwikkelen van afgeleide stoffen van bestaande middelen is uiteraard goedkoper, maar ook dan zijn de kosten nog zo hoog dat kleinere (tuinbouw)sectoren voor de industrie niet interessant zijn om er zelfs maar afgeleide middelen voor te ontwikkelen.

De besluitvorming over het al of niet toelaten in Nederland en over de voorwaarden die bij een eventuele toelating worden gesteld worden voorbereid in Werkgroepen van de Commissie Toelating Bestrijdingsmiddelen. Hierin zitten vertegenwoordigers van de betrokken ministeries: LNV, VROM, WVC, SOZA en VenW.

Bij de oordeelsvorming in het kader van de toelatingen zijn twee hoofdaspecten te onderscheiden:

- een middel moet deugdelijk zijn voor het gestelde doel, en
- er mogen geen onaanvaardbare nevenwerkingen optreden.

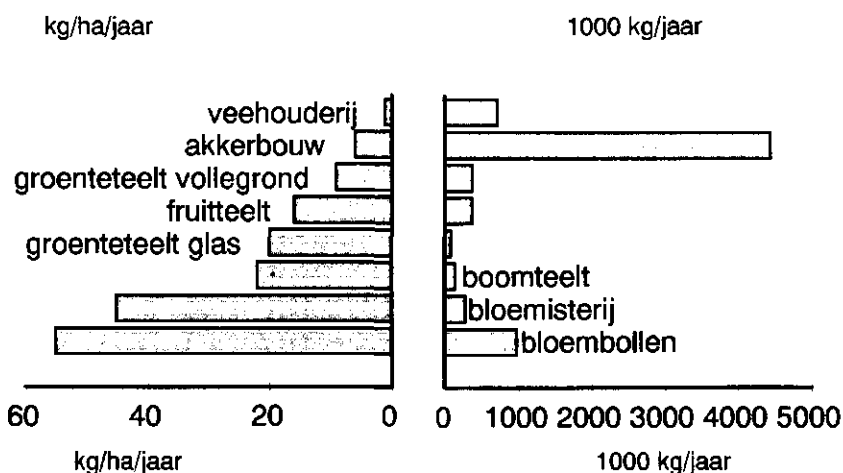
Bij het aanvragen van toelating van een bestrijdingsmiddel dienen de firma's onderzoeksgegevens te overleggen. Belangrijke onderzoekgebieden in het kader van mogelijke neveneffecten van bestrijdingsmiddelen zijn:

- toxiciteit bij proefdieren, acuut, semi-chronisch, chronisch,
- de residu-niveaus en het metabolisme in dieren en planten, inclusief de ontwikkeling van chemische analyse-technieken, en
- het gedrag en de omzettingen van de middelen in het milieu, alsmede de effecten op organismen in het milieu.

Eerder toegelaten middelen worden in principe regelmatig (met intervallen van enkele jaren) opnieuw beoordeeld aan de hand van nieuwe inzichten en informatie.

Meer dan de helft van de gebruikte hoeveelheid bestrijdingsmiddelen bestaat uit grondontsmettingsmiddelen. De verdeling van het gebruik van bestrijdingsmiddelen per sector, maar nu exclusief de grondontsmettingsmiddelen, is weergegeven in figuur 32.

Ook nu is het verbruik per ha in de bloembollenteelt het hoogst, gevolgd door de bloemisterij. In de bloembollenteelt is vooral het optreden van schimmelziektes de

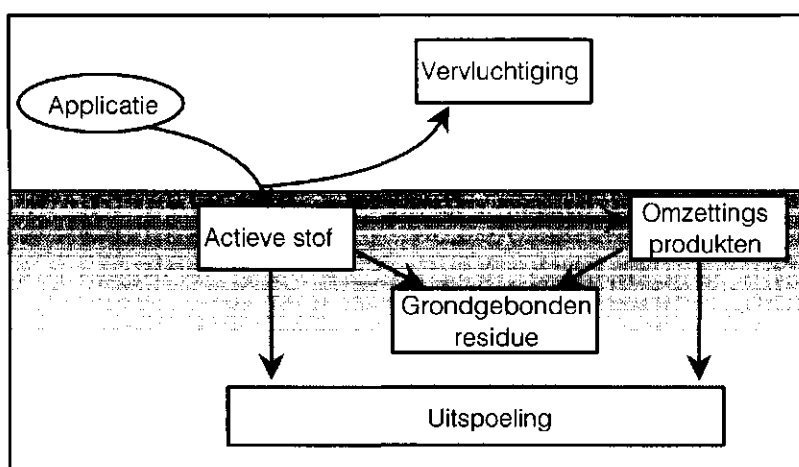


Figuur 32. Gebruik bestrijdingsmiddelen exclusief grondontsmettingsmiddelen (MJP-G, 1990).

oorzaak van het hoge verbruik. In de bloemisterijsector worden veel middelen ingezet tegen allerlei insecten. In de sierteeltsector geldt vaak een nul-tolerantie, d.w.z. een aantal exportlanden wenst een volledig insectenvrij produkt. Biologische en geleide bestrijding hebben daarom in de sierteeltsector nog weinig ingang gevonden: bij beide methoden is het produkt niet gegarandeerd insectenvrij. Geleide en biologische bestrijding hebben wel op grote schaal ingang gevonden in de groenteteelt onder glas. De kwaliteitseisen voor wat betreft de residuen op het produkt zullen hierbij waarschijnlijk een rol hebben gespeeld. De genoemde verbruikscijfers in de glastuinbouw zijn exclusief de kasreinigingsmiddelen (bloemisterij: 15 kg/ha/j en glasgroenten 32 kg/ha/j). Bij de kasgewassen wordt tussen twee opeenvolgende teelten de kas grondig gereinigd om te voorkomen dat veroorzakers van ziekten en plagen op het volgende gewas overgaan. Dit risico is aanwezig omdat vaak jaar in jaar uit hetzelfde gewas geteeld wordt, soms meerdere teelten per jaar.

### 3.3.2 Algemeen overzicht van de lotgevallen van bestrijdingsmiddelen in de bodem

Een bestrijdingsmiddel wordt meestal aan de bovengrondse delen van het gewas toegediend of in de bodem ingewerkt. Na toediening treedt een aantal processen op, die zowel van belang zijn voor de werking van het bestrijdingsmiddel als voor de milieu-effecten. Een aantal ervan is schematisch weergegeven in figuur 33.



Figuur 33. Lotgevallen van bestrijdingsmiddelen: globaal overzicht van de processen.

Afgezien van de werkzaamheid zelf, dienen bestrijdingsmiddelen doorgaans te voldoen aan een aantal karakteristieken om optimaal te kunnen functioneren:

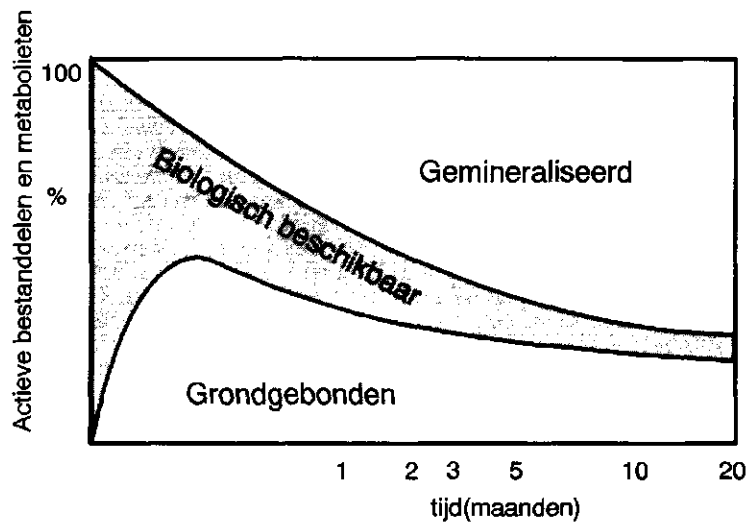
- Een goede verdeling over vaste en vloeibare fase. Deze verdeling wordt vooral bepaald door *adsorptie/desorptie*processen en in mindere mate door de oplosbaarheid in water. Zowel de mate van optreden van deze processen als de snelheid ervan is van belang. De opgeloste fase bepaalt de beschikbaarheid voor de bodemorganismen.
- Een werkingsduur die voldoende lang is in relatie tot de groeiperiode van het gewas. Een herbicide moet bijvoorbeeld blijven werken tot het gewas voldoende gesloten is. Een lange werkingsduur betekent een relatief lage *omzettingssnelheid* van het bestrijdingsmiddel. Vooral bij langzaam groeiende gewassen is een lange werkingsduur vaak gewenst.
- Een snelle verspreiding in de bodem: is vooral bij grondontsmetting essentieel. Om deze reden zijn deze middelen veelal *vluchtig*, waardoor transport via de gasfase kan plaatsvinden.

De hierbovengenoemde factoren, die de efficiëntie van de werking van het bestrijdingsmiddel verhogen, zijn tegelijkertijd nadelig indien milieu-effecten van het gebruik van bestrijdingsmiddelen worden beschouwd. Zo leidt de combinatie van een lage omzettingssnelheid en een voldoende aanwezigheid in de vloeibare fase tot uit- en afspoeling van het actieve bestanddeel van het bestrijdingsmiddel. Ook



heeft een lage afbraaksnelheid tot gevolg dat er aan het einde van de teelt residuen achterblijven. De vluchtigheid van grondontsmettingsmiddelen leidt tot emissie naar de atmosfeer en soms een diepe doordringing van de bodem; dit laatste verhoogt het risico van residuen in het ondiepe grondwater. Opgemerkt moet worden dat het (transport-)gedrag van bestrijdingsmiddelen in de bodem het resultaat is van een combinatie van deze processen, die veelal naast elkaar voorkomen.

Figuur 34 geeft een karakteristiek beeld van het langere termijn gedrag van een organisch bestrijdingsmiddel voor wat betreft het optreden van chemische omzettingen. Duidelijk is dat het biologisch beschikbare deel afneemt in de tijd. Enerzijds wordt een deel omgezet in metabolieten, dan wel volledig gemineraliseerd; anderzijds wordt een deel geïmmobiliseerd in de bodem door de vorming van zogenaamde grondgebonden residuen.



Figuur 34. Globaal overzicht van de processen in de tijd waaraan bestrijdingsmiddelen in de bodem onderhevig zijn (Führ, 1984).

### ***Grondgebonden residu***

Indien een bestrijdingsmiddel in het bodemsysteem terecht komt, kunnen er verschillende processen optreden: omzetting, opname door de plant, verdamping, uitspoeling. Een gedeelte van het bestrijdingsmiddel wordt, vooral indien de grond rijk is aan organische stof, gebonden aan de vaste fase van de bodem. Dit geadsorbeerde materiaal kan met de geëigende organische oplosmiddelen weer uit de vaste fase geëxtraheerd worden. Indien nu echter een massabalans wordt bepaald, waarin alle genoemde processen kwantitatief verdisconteerd zijn, dan blijkt in veel gevallen dat een aanzienlijk gedeelte van het bestrijdingsmiddel "zoek" is. Zelfs met krachtige oplosmiddelen voor de extractie uit de vaste fase, blijkt dat een gedeelte van het bestrijdingsmiddel toch nog achterblijft in de grond. Dit is aangetoond door proeven met radio-actief gemerkte bestrijdingsmiddelen, waarbij bleek, dat een gedeelte van de radio-activiteit niet door een dergelijke extractie van de vaste fase kon worden verwijderd. Deze niet extraheerbare fractie, die enige tientallen procenten kan bedragen, wordt *grondgebonden residu* genoemd.

Gezien de relatief grote fractie van het bestrijdingsmiddel die terecht kan komen in een dergelijk grondgebonden residu zijn vragen met betrekking tot hun potentiële toxiciteit, beschikbaarheid voor plantopname, uitspoelingscapaciteit etc. van belang. Het is echter niet goed mogelijk hierover goed onderbouwde uitspraken te doen, aangezien (nog) niet bekend is in welke vorm het bestrijdingsmiddel in het grondgebonden residu aanwezig is. Enige mogelijkheden zijn:

#### ***Zeer sterk geadsorbeerd en/of ingesloten (geadsorbeerd en geoccludeerd)***

Indien het bestrijdingsmiddel aanwezig is als zeer sterk geadsorbeerd materiaal of ingesloten in de bodem-matrix, kan op langere termijn nog een effect worden verwacht. Dit kan bijvoorbeeld optreden bij langzame afbraak van de organische stof in de bodem. Het is hierbij wel van belang te weten of het bestrijdingsmiddel is geadsorbeerd in zijn oorspronkelijke chemische vorm dan wel dat er chemische omzettingen hebben plaatsgevonden. De mogelijk te verwachten lange termijn toxiciteit/mobiliteit hangt hiervan af.

#### ***Volledig in het bodemmateriaal geïncorporeerd bestrijdingsmiddel***

Indien het bestrijdingsmiddel een chemische reactie is aangegaan met de organische fractie van de bodem en dus in feite onderdeel is gaan uitmaken van de humus, dan hebben de moleculen hun chemische integriteit verloren en is de oorspronkelijke werking van het middel verdwenen.

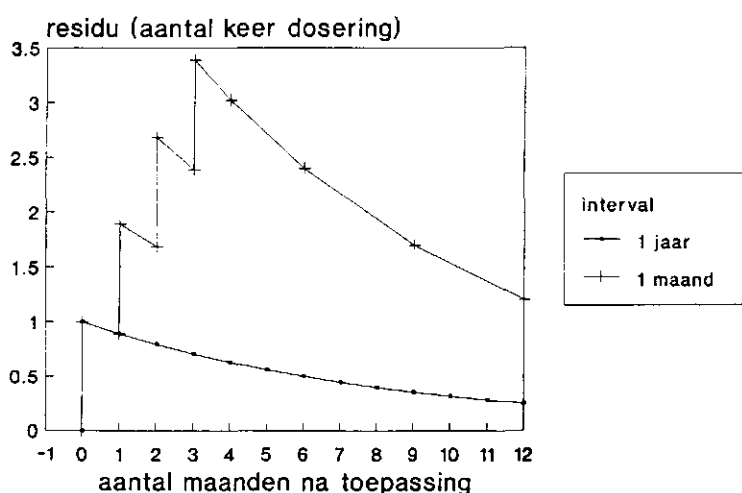
Behalve mogelijke lange-termijn effecten van grondgebonden residuen, die gerelateerd zijn aan hun chemische eigenschappen, kunnen grondgebonden residuen van bestrijdingsmiddelen nog andere effecten hebben. Met name kan bij hoge gehalten aan grondgebonden residu invloed worden uitgeoefend op het gedrag van nieuw toegevoegde hoeveelheden bestrijdingsmiddel (omzettingssnelheden, mobiliteit).

Bestrijdingsmiddelen kunnen, afhankelijk van de eigenschappen van de verbinding en de bodem, meer of minder sterk adsorberen aan de gronddeeltjes. Veel bestrijdingsmiddelen zijn ongeladen organische verbindingen. Hiervan is bekend dat de organische stof in de vaste fase van de bodem (humus) een belangrijke rol speelt bij het adsorptie/desorptieproces. Zo leidt een hoog organische-stofgehalte in de bodem tot een sterke adsorptie en vermindert dientengevolge de kans op uit- en afspoeling. Behalve ongeladen zijn er ook geladen ("ionogene") organische bestrijdingsmiddelen. Hun adsorptie/desorptiegedrag in de bodem is niet alleen afhankelijk van het organische-stofgehalte van de bodem, maar net als bij anorganische kat- en anionen ook van de pH en het kleigehalte van de bodem.

Bij evenwicht is de snelheid van adsorptie gelijk aan de snelheid van desorptie. De voortdurende uitwisseling tussen adsorberende fase en vloeistoffase heeft tot gevolg dat het transport van het middel trager verloopt dan het transport van de niet adsorberende vloeistoffase (water). Deze vertraging tengevolge van adsorptie/desorptie is zowel van belang voor het functioneren van het bestrijdingsmiddel als voor de te verwachten milieu-effecten (uit- en afspoelen). De vertragingfactor tengevolge van adsorptie/desorptie ligt voor de meeste bestrijdingsmiddelen tussen 3 en 10. Voor enkele bestrijdingsmiddelen (o.a. bentazon, TCA) is de adsorptie aan de vaste fase echter verwaarloosbaar klein en deze middelen zullen dus vrijwel uitsluitend in de vloeistoffase aanwezig zijn. De kans op uitspoeling is dan groot. Anderzijds zijn er ook bestrijdingsmiddelen die zeer sterk adsorberen, waardoor zij zeer weinig mobiel zijn (bijv. paraquat is in kleihoudende gronden voor meer dan 99,9% geadsorbeerd). In de box op pagina 20 wordt een figuur gegeven waarin de mobiliteit van stoffen in de bodem onderling wordt vergeleken.

Het adsorptiegedrag is niet alleen sterk bepalend voor de mate van uit- en afspoeling van een bestrijdingsmiddel. Doordat bij een geringe adsorptie aan de bodem veel bestrijdingsmiddel in de vloeistoffase aanwezig is, is er ook veel beschikbaar voor opname door planten en kan er veel van het actieve bestanddeel de (te bestrijden) bodemorganismen bereiken.

In tegenstelling tot grondontsmettingsmiddelen worden herbiciden, insecticiden en fungiciden vaak jaarlijks of meerdere malen per jaar gebruikt. Modelberekeningen zijn uitgevoerd ter evaluatie van  $DT_{50}$  waarden in dergelijke gevallen (figuur 35).



Figuur 35. Berekeningen over de opbouw van residuen in de bodem bij een eenmalige dosering in een jaar en bij maandelijks doseringen (Brouwer, PD, pers. meded.).

Bestrijdingsmiddelen kunnen via verschillende chemische processen omgezet worden: hydrolyse, de(hydro)chlorering, oxydatie, reductie, polymerisatie etc.. De meest voorkomende omzetting is die door micro-organismen en met name door hun enzymen (*enzym-gekatalyseerde processen*).

Micro-organismen kunnen doorgaans een verbinding alleen afbreken als deze in opgeloste vorm wordt aangeboden; het verband tussen omzetting en adsorptie/desorptie-processen wordt hierdoor duidelijk.

Van sommige bestrijdingsmiddelen is echter bekend dat ze ook in geadsorbeerde vorm nog steeds door tussenkomst van micro-organismen kunnen worden afgebroken.

Zeer belangrijk, zowel in verband met de werking van het bestrijdingsmiddel als in verband met de milieu-effecten van haar toepassing, is de snelheid waarmee omzettingen plaatsvinden. Bodem- en klimaatsfactoren hebben grote invloed op de omzettingssnelheid van zowel biotische als abiotische omzettingprocessen. In het algemeen is er een duidelijke verhoging van de omzettingssnelheid bij toename van de temperatuur. Droge veldomstandigheden leiden tot een langzame omzetting. Hoewel er een aantoonbare, vrij grote invloed is van de grondsoort, kunnen verschillen in omzettingssnelheid nog moeilijk aan bepaalde eigenschappen

van de grond worden toegeschreven, afgezien van de invloed van organische stof op abiotische processen.

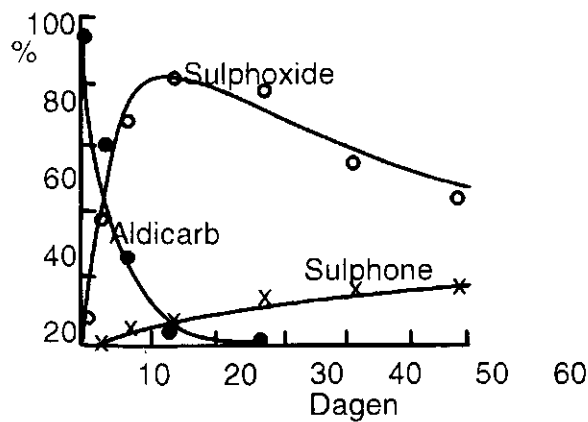
Voor omzettingssnelheden zijn grootheden gedefinieerd, die de omzetting eenduidig kunnen kwantificeren. Zo wordt de persistentie van een stof weergegeven door de  $DT_{50}$  waarde (degradation time: tijd die nodig is voor omzetting van 50% van de stof). Enkele voorbeelden van halfwaardetijden voor nematiciden zijn weergegeven in tabel 10.

Tabel 10. Omzettingssnelheden van nematiciden in Nederlandse gronden gemeten tijdens incubatie bij 15 °C in vochtige grond (pF 2,0-2,3) (Smelt, 1988).

Middel	Halfwaardetijd (dagen)	
	zand- en dalgronden	zavel- en kleigronden
ethoprosfos	60 - 120	16 - 43
oxamyl	21 - 39	14 - 35
aldicarb	4 - 9	2 - 7
aldicarb sulfoxide en aldicarb sulfon	46 - 154	18 - 90
methylisothiocyanaat	5 - 50	1 - 12
1,3-dichloorpropeen	22 - 36	4 - 18

De halfwaardetijd van de meeste bestrijdingsmiddelen ligt tussen 1 week en 1 jaar, maar zeer korte en zeer lange halfwaardetijden komen ook voor.

De omzettingen van bestrijdingsmiddelen op zich kunnen ook weer een biologische activiteit hebben. Een algemeen voorbeeld hiervan zijn omzettingen van het insecticide/nematicide aldicarb. De halfwaardetijd van aldicarb zelf is kort; die van de omzettingen sulfoxide en sulfon is veel langer (figuur 36).



Figuur 36. De omzetting van aldicarb en de omzettingen daarvan in de bodem (Smelt, 1988).

Sulfoxide en sulfon hebben beide een hoge biologische activiteit. De lange werkingsduur van aldicarb (via het sulfoxide en sulfon) komt tot uiting door de veelal goede bestrijding van laat gelokte aaltjes. De volgende omzettingen zijn de veel mindere giftige oximen, die op hun beurt worden afgebroken tot organische zuren.

### 3.3.3 Voorbeelden van het gedrag van enkele individuele bestrijdingsmiddelen in de bodem

Hieronder volgen als illustratie van de processen waaraan bestrijdingsmiddelen in de bodem onderhevig zijn, voor een aantal de beschrijving van hun omzettingsgedrag.

#### 1 - Het chemisch moeilijk afbreekbare *lindaan* ( $\gamma$ -HCH)

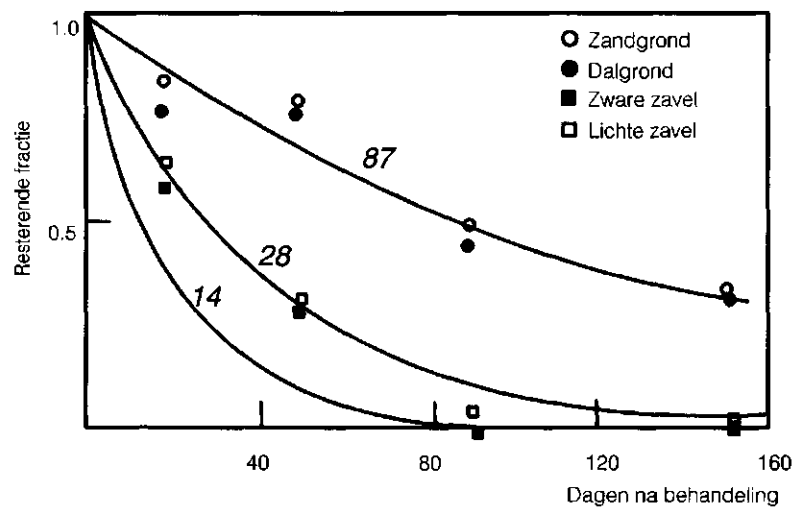
De isomeren van hexachloorcyclohexaan (HCH) behoren tot de persistente organische verbindingen in de bodem. Een isomeer ( $\gamma$ -HCH) is het bekende bestrijdingsmiddel lindaan. Samen met lindaan komen ook de overige HCH-isomeren in het bodem-milieu terecht, aangezien deze als verontreiniging in lindaan voorkomen. Voor  $\gamma$ -HCH zijn onder aërobe omstandigheden bij lage concentraties halfwaardetijden in de bodem gevonden variërend tussen 100 en > 1000 dagen, terwijl onder anaërobe omstandigheden halfwaardetijden tussen 10 en 175 dagen werden gemeten. Voor  $\alpha$ -HCH worden waarden van dezelfde grootte orde gemeld. Voor het meest persistente isomeer,  $\beta$ -HCH, wordt de halfwaardetijd geschat op 8 jaar.

#### 2 - Het vluchtige grondontsmettingsmiddel *1,3-dichloorpropeen*

1,3-dichloorpropeen blijkt vrij snel te worden omgezet in de bodem. Uit onderzoek op de proefboerderij 'de Waag' blijkt binnen 15 dagen na toediening 99% van de geïnjecteerde hoeveelheid te zijn verdwenen. Hiervan is een deel vervluchtigd; het grootste deel is echter omgezet. Het belangrijkste omzettingsproduct van dichloorpropeen is chloorallyl-alcohol. Bekend is dat deze stof een lage halfwaardetijd heeft en zich slecht in het bodemprofiel verplaatst. Chloorallyl-alcohol wordt op zijn beurt vermoedelijk omgezet in chlooracrylzuur. Chlooracrylzuur wordt uiteindelijk omgezet in azijnzuur, een voor het milieu ongevaarlijke verbinding.

#### 3 - De omzetting van enige nematiciden (*ethoprosfos*, *aldicarb-derivaten*, *methylisothiocyanaat* en *1,3-dichloorpropeen*) in relatie tot de grondsoort.

De snelheid, waarmee nematiciden afbreken blijkt sterk afhankelijk te zijn van de grondsoort waarop zij worden toegepast (figuur 37).



Figuur 37. Voorbeeld van de invloed van de aard van de grond op de afbraak van ethoprosfos (Smelt et al., 1988).

Voor ethoprosfos geeft figuur 37 het verdwijnen in de tijd weer voor verschillende grondsoorten. Het verdwijnen van het actieve bestanddeel blijkt goed te kunnen worden beschreven met een eerste-orde snelheidsvergelijking (de getrokken lijn in de figuur), zodat de "verdwijnsnelheid" eenvoudig kan worden afgeleid uit de waarde voor  $DT_{50}$ .

Tabel 11. Afname van aldicarb-residuen in aardappelvelden (Smelt et al., 1988).

Grondsoort	Tijd na doseren (dagen)	Hoeveelheid resterend (% van dosering)
Klei (Westmaas)	25	64
	80	19
	135 (26 sept)	6,7
Zavel (Wierum)	41	33
	91	19
	142 (28 sept)	5,7
Zand (Vortum-Mullem)	28	76
	67	45
	126	25
	164 (4 okt)	17

Tabel 11 laat een vergelijkbaar resultaat zien, maar nu voor een veldexperiment, uitgevoerd met aldicarb. De gegevens in deze tabel geven aan dat er aan het einde van een aardappelteelt op alle grondsoorten nog duidelijke residuen van aldicarb in de bouwvoor aanwezig zijn, het meest op zandgronden met lage pH. Op zand- en dalgronden is ook na het gebruik van ethoprofos aan het einde van de teelt veelal nog een duidelijk meetbare hoeveelheid middel aanwezig (tot enkele tientallen procenten van de dosering). Laat gelokte aaltjes worden dan ook goed bestreden met aldicarb (via het sulfoxide en sulfon) en ethoprofos.

*1,3-dichloorpropeen en methylisothiocyanaat.* Bij de middelen 1,3-dichloorpropeen en methylisothiocyanaat, die in de bouwvoor vrij snel worden omgezet en voor een belangrijk deel verdwijnen door vervluchtiging, zijn vooral het tijdstip van toepassen en de weersomstandigheden van belang. Met name onder koude en natte omstandigheden, waarbij zowel de vervluchtiging als de afbraak sterk geremd zijn, kunnen de middelen enkele maanden aanwezig blijven. Dit is voor een belangrijk deel ook het gevolg van de hoge dosering in vergelijking met granulaatmiddelen (zoals aldicarb en ethoprofos), waardoor meer tijd nodig is om een laag restniveau te bereiken.

#### OMZETTING IN DIEPERE GRONDLAGEN

Tijdens het transport van een verbinding naar het grondwater komt het in bodemlagen met andere fysisch-chemische kenmerken en microbiële activiteit. In de met water verzadigde lagen kunnen het zuurstofgehalte, de samenstelling van de microflora en daarmee samenhangend de redoxpotentiaal, sterk afwijken van die in onverzadigde lagen. Bij het evalueren van de mogelijke verontreiniging van het grondwater is het dan ook gewenst om eveneens de snelheden van omzetting in de diepere lagen te kennen. Omdat de verblijftijd in de diepere lagen vrij groot kan zijn, kan -zelfs bij een geringe omzettingssnelheid- het middel in belangrijke mate worden omgezet. Kennis over de omzetting in de diepere grondlagen is essentieel om tot een goede beoordeling te komen van de te verwachten concentraties in drinkwater. Ter illustratie een tweetal voorbeelden van veel gebruikte bestrijdingsmiddelen, waarvan het omzettingsgedrag in diepere lagen van het bodemprofiel is onderzocht.

#### 1 - Aldicarb-derivaten en oxamyl

In tabel 12 worden de  $DT_{50}$  waarden weergegeven voor aldicarb sulfoxide, aldicarb sulfon en oxamyl in grond uit de diepere lagen van het bodemprofiel. De invloed van type grond en oxydatietoestand van de grond zijn bestudeerd.

Tabel 12. Halfwaardetijden ( $DT_{50}$ ) voor oxamyl en omzettingsprodukten van aldicarb in de ondergrond. Incubatie bij 10 °C (Smelt et al., 1988).

Profiel	Diepte (cm)	Halfwaardetijd (dagen)		
		oxamyl	sulfoxide	sulfon
Zavel	60 - 80 (aëroob)	23	194	116
(Wieringerwerf)	130 - 170 (anaëroob)	<0,2	2,6	11
Dalgrond	60 - 90 (aëroob)	415	10	1100
(Emmercompascuum)	130 - 170 (anaëroob)	<0,2	27	131

In de grond uit de lagen van 0,6-0,9m diepte waren de omzettingssnelheden onder daar aangetroffen aërobe omstandigheden aanzienlijk lager dan in de bouwvoor van dezelfde grond. Vooral in de (anaërobe) zandlaag onder de dalgrond was de omzetting weer aanzienlijk sneller (meestal nog sneller dan in de bouwvoor!). Later onderzoek toonde aan dat de onder anaërobe omstandigheden aanwezige  $Fe^{2+}$ -ionen deze snelle omzetting katalyseren. Reducerende (anaërobe) omstandigheden en een voldoende hoog  $Fe^{2+}$ -gehalte blijken voorwaarden voor een snelle omzetting van residuen van oxamyl en aldicarb-derivaten in diepere lagen van het bodemprofiel.

#### 2 - 1,3-dichloorpropeen

1,3-dichloorpropeen blijkt in diepere onverzadigde grondlagen onder bepaalde omstandigheden ook vrij snel te worden omgezet. Ook in de waterverzadigde ondergrond van duinzandgronden, in gebruik voor de bloembollenteelt, bleek dat 1,3-dichloorpropeen na 3 maanden incubatie bij 10 °C vrijwel volledig (<1% resterend) was omgezet. Het gegeven dat 1,3-dichloorpropeen wel regelmatig wordt gevonden in het ondiepe grondwater geeft ook aan dat er waarschijnlijk verdere omzetting optreedt tijdens het transport. Dit in tegenstelling tot het bijproduct 1,2-dichloorpropaan, waarvan het voorkomen in het diepere grondwater wijst op een langzame of zeer trage omzetting in de ondergrond (Leistra et al., 1988).

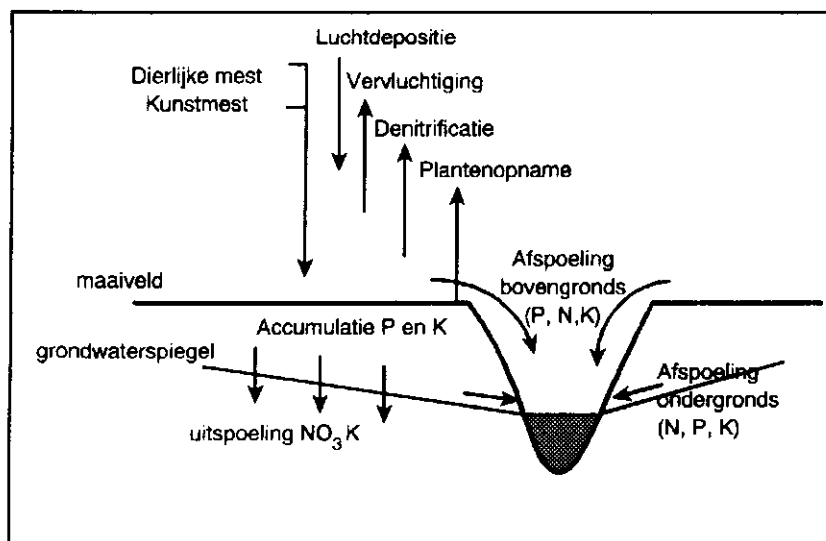
## 4 Landelijk gebied als bron (beïnvloeding van atmosfeer, oppervlakte- en grondwater)

In dit hoofdstuk komt de filterfunctie van de bodem aan de orde. In hoeverre worden via de bodem landbouwchemicaliën en andere stoffen doorgegeven aan atmosfeer, grondwater en oppervlaktewater? Wordt de beïnvloeding van deze milieucompartimenten als uitgangspunt genomen, dan kunnen de volgende onderdelen worden onderscheiden die de emissie bepalen:

- de emissie tijdens de toepassing van een middel,
- de relatie tussen aanvoer van een middel en de afvoer via het gewas,
- de processen in de bovengrond (tot 1m onder het maaiveld), en
- de processen in de ondergrond.

De processen die in de onverzadigde zone van de bodem optreden zijn reeds besproken in het voorafgaande hoofdstuk; in dit hoofdstuk komt vooral de beïnvloeding van oppervlakte-, grond- en drinkwater aan de orde.

De verschillende transportroutes waarbij stoffen grond- en oppervlaktewater kunnen bereiken zijn weergegeven in figuur 38 voor de nutriënten P, N en K.



Figuur 38. Uitspoeling van stoffen naar grond en oppervlaktewater (Van Duijvenbooden, 1990).

Onderscheid is gemaakt voor een diep en een ondiep ontwateringspeil. De oppervlakkige afspoeling is onder Nederlandse omstandigheden (vlak terrein) van minder groot belang (enkele procenten) dan in andere landen. De waterstroming onder veldomstandigheden hangt o.a. af van:

- neerslag, eventueel aangevuld met beregening of bevoeiing,
- verdamping aan het bodemoppervlak,
- wateronttrekking en verdamping door het gewas,
- capillaire opstijging uit de ondergrond, en
- wegzijging naar de ondergrond.

In het zomer-halfjaar is het neerwaarts transport van water door de bewortelingszone beperkt. Veel water wordt in een relatief droge bewortelingszone opgevangen en tijdens de langzame herverdeling in de bodem grotendeels opgenomen en verdampt.

In vele gevallen beweegt water (en de opgeloste stoffen) zich niet homogeen door het bodemprofiel. Preferente stroming kan optreden via scheuren, macroporiën etc. Het gevolg hiervan is dat water tot 20 x sneller kan stromen in de onverzadigde zone dan berekend via de wet van Darcy. Daarenboven is er bij preferente stroming minder contact tussen de opgeloste stoffen en de bodemmatrix waardoor de adsorptie afneemt, en hogere concentraties het grondwater



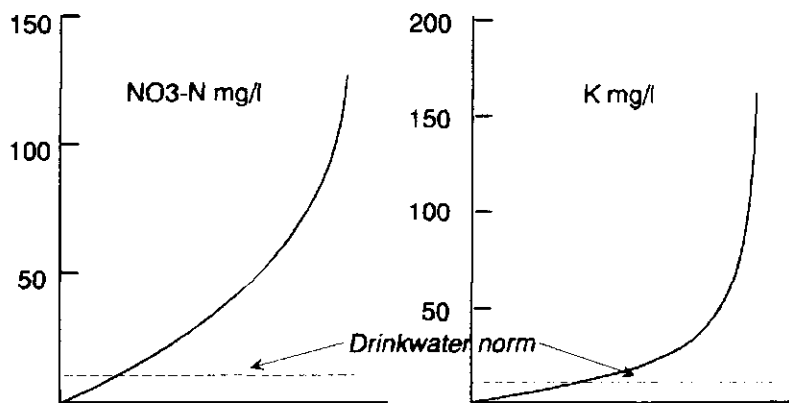
kunnen bereiken dan bij een homogeen stromingspatroon. Tevens is voor bestrijdingsmiddelen de omzetting, door de kortere verblijftijd in de organische-stof-rijke toplaag, minder intensief.

## 4.1 Belasting van grond- en oppervlaktewater

### 4.1.1 Nutriënten

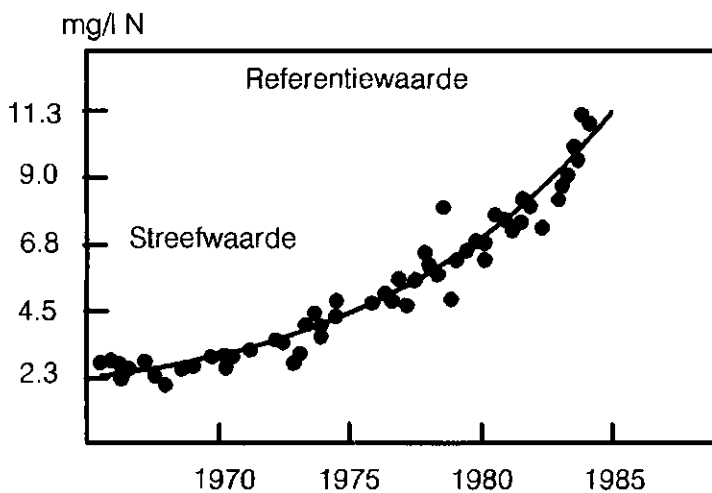
Stikstof in de vorm van nitraat, dat niet is opgenomen door planten en/of gedenitrificeerd, zal uiteindelijk in het grondwater terecht komen. Zoals reeds in paragraaf 3.1 is uitgelegd, wordt de hoeveelheid stikstof die na de oogst achterblijft bepaald door de niet-opgenomen stikstof afkomstig van de mestgift en oogstresten. Mineralisatie van de oogstresten doet in de wintermaanden nitraat beschikbaar komen voor uitspoeling. De hoeveelheid die uiteindelijk het bovenste grondwater bereikt wordt in sterke mate bepaald door het al dan niet optreden van denitrificatie, die in sterke mate wordt bepaald door de hoogte van de grondwaterstand.

De gehalten die in het bovenste grondwater worden aangetroffen binnen een bedrijf variëren extreem. Als voorbeeld zijn in figuur 39 de resultaten van een groot aantal waarnemingen op een graslandbedrijf weergegeven.



Figuur 39. Concentraties aan kalium en nitraat gemeten in het bovenste grondwater van een grasland-perceel (Van Duijvenbouden, 1990).

De natuurlijke concentraties aan nitraat in het diepe grondwater bedragen minder dan 1 mg/l en voor kalium tussen de 2 en 3 mg/l. De toenemende bemestingsdruk over de afgelopen 50 jaar werkt traag door in de kwaliteit van het diepe grondwater. Dit is het gevolg van de trage grondwaterstroming naar de diepte. Een voorbeeld van dit effect is de geleidelijke toename in de concentratie aan nitraat in het opgepompte water voor drinkwaterbereiding (figuur 40).



Figuur 40. Toename in de gehalten aan nitraat in het reine water van het pompstation Montferland (Van Duijvenbouden, 1990).

**Voorbeelden van maatregelen die genomen zijn/worden  
ter bescherming van het grondwater**

Tegengaan overbemesting

Betere afstemming adviesgiften aan de behoefte van de plant

Geen mesttoediening buiten het groeiseizoen (uitrijverbod)

Verhoging van de werkingsgraad van dierlijke mest door:

- mestinjectie
- zodebemesting
- onderwerken
- mestverwerking

Meer opstallen van het vee (minder weidemest met een zeer lage efficiency)

Verlaging van de N- en P-gehalten in het veevoer

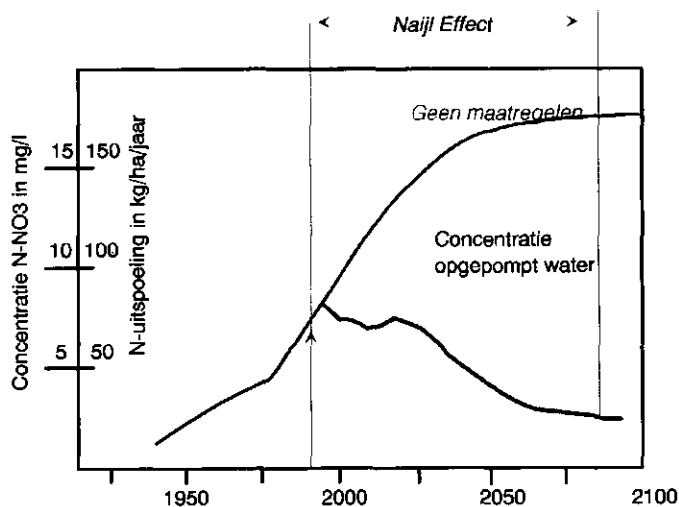
Toepassing van groenbedekkers/nagewassen (tegengaan braakliggen van gronden met als gevolg een verhoogde uitspoeling)

Extensivering van de bedrijven

In de box op pagina 20 is aangegeven dat het slechts enkele jaren duurt voordat nitraat uit een bodemprofiel is uitgespoeld. Er is echter reeds nitraat "onderweg" naar het diepe grondwater; diensgevolge komt het nemen van maatregelen pas op lange termijn tot uiting in een verbetering van de grondwaterkwaliteit. Als voorbeeld van dit "delayed response" of naijl-effect is in figuur 41 het gehalte aan nitraat in drinkwater van het pompstation in Lochem weergegeven tot het jaar 2100 voor twee scenario's. In het eerste scenario -bij ongewijzigd beleid- neemt de concentratie continu toe tot het jaar 2050 om daarna constant te worden. In het tweede scenario -met emissie-beperkende maatregelen in 1990- neemt de concentratie nog enkele jaren toe om vervolgens te dalen, waarna tegen het einde van de volgende eeuw weer het niveau van 1950 wordt bereikt.

De gemiddelde nitraat- en kaliumconcentraties in grondwater van zandgebieden zijn weergegeven in tabel 13 voor verschillend bodemgebruik. Duidelijk blijkt uit de tabel de invloed van het bodemgebruik op de huidige concentratie aan stikstof en kalium in het grondwater.

Figuur 41. Nitraatuitspoeling bij het pompstation Lochem in de periode van 1925-2100 afhankelijk van te nemen maatregelen. Het moment waarop in de berekening maatregelen worden genomen is aangegeven met een pijl. Het naijleffect van bijna 100 jaar is bovenin de grafiek aangegeven (Van Duijvenbouden, 1990).



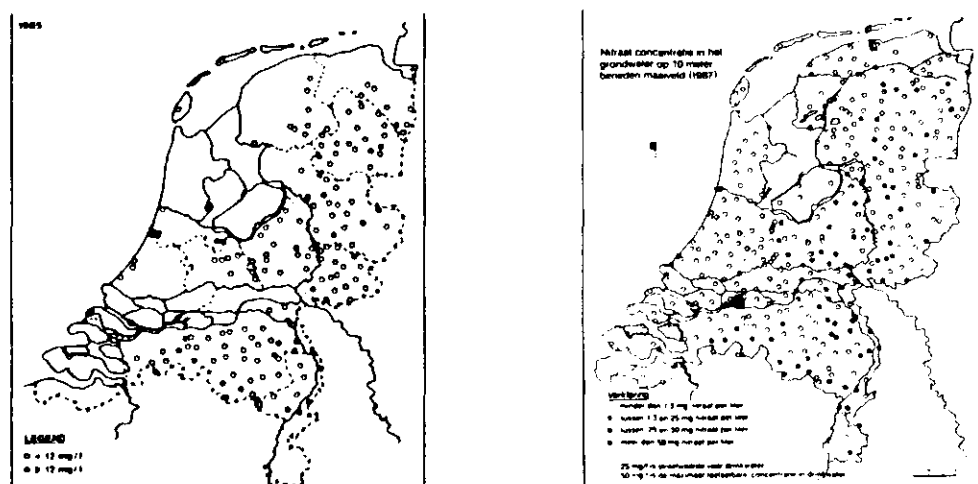
Onder meer dan 70% van het landbouwareaal op de zandgronden wordt in het ondiepe grondwater de drinkwaternorm voor nitraat en kalium overschreden. Bij een aantal winplaatsen voor drinkwater in Nederland (figuur 42) is de norm voor kalium en nitraat reeds bereikt. Verwacht wordt (Van Duijvenbouden, 1990) dat deze overschrijding de komende jaren bij meerdere winplaatsen zal gaan optreden.

Niet in alle gevallen zal in gebieden met nitraatuitspoeling dit ook gepaard gaan met hoge gehalten in het drinkwater. Een daling van het nitraatgehalte kan in het watervoerende pakket optreden bij aanwezigheid van pyriet (ijzersulfide) of organische stof (bijv. veen). Door de aanwezigheid van deze twee stoffen kan denitrificatie optreden.

De situatie voor het oppervlaktewater met betrekking tot de effecten van beheers-

Tabel 13. Gemiddelde gehalten aan kalium en stikstof (nitraat) in het grondwater bij verschillende gebruiksvormen van de bodem (Van Duijvenbouden, 1989).

	Grondwater onder maaiveld		
	1-3 m	8-10 m	23-25 m
	<b>Stikstof (mg/l)</b>		
Loofbossen	8	2.2	0.6
Naaldbossen	20	2.2	0.6
Grasland	24	2.6	0.7
Bouwland	60	27	7.9
	<b>Kalium (mg/l)</b>		
Natuur	5	2.5	1.5
Grasland	21	6.5	2
Bouwland	34	13	1.5



Figuur 42. Meetpunten van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit met kalium- en nitraatconcentraties boven de drinkwaternorm (Van Duijvenbouden, 1990).

maatregelen is positiever dan voor het grondwater. Voor de uitspoeling van nitraat naar het oppervlaktewater zijn de bovenste bodemlagen van belang. Omdat nitraat vrijwel niet in de bodem accumuleert zal bij het uitvoeren van beheersmaatregelen zoals die zijn voorgesteld, de kwaliteit van het oppervlaktewater vrij snel reageren.

Dit blijkt uit berekeningen die in het kader van PAWN-vermesting zijn uitgevoerd (Kroes et al., 1990, Uunk, 1990). Deze berekeningen zijn uitgevoerd om een indruk te krijgen van de invloed van toekomstige beheersmaatregelen op de stikstof- en fosfaatuitspoeling. Uitgangspunt bij deze berekeningen is de belasting van 1985 voor een gemiddeld weerjaar. In een dergelijk jaar spoelt 5400 ton fosfor en 169.000 stikstof ton uit naar het oppervlaktewater. Dit komt overeen met een concentratie in het uitspoelende water van 0.6 mg/l P en 19 mg/l N. Het hoge fosfaatgehalte wordt vooral bepaald door de fosfaatrijke kwel die in westen optreedt (zie figuur 43).

De concentraties zijn boven de algemene milieukwaliteit oppervlaktewater en ruim boven de drinkwaternorm van 11.3 mg/l voor stikstof. Er zijn discrepanties in de berekeningen met daadwerkelijk gemeten gehalten in het oppervlaktewater. De

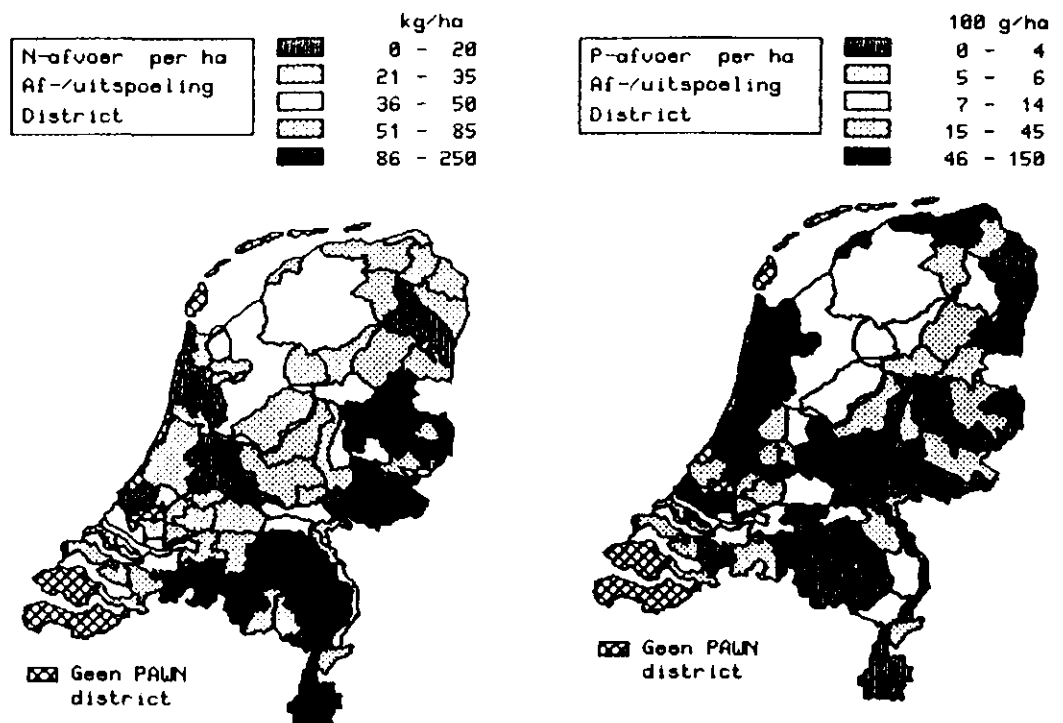
stikstofconcentraties in het ondiepe grondwater worden redelijk goed voorspeld; die voor het oppervlaktewater zijn echter te laag. Dit is waarschijnlijk het gevolg van de vastlegging in sloot- en beekbodems en denitrificatie. De berekende fosfaatafvoer in de zandgebieden is te laag. Deze laatste berekeningen konden verbeterd worden door laaggelegen gebieden apart te schematiseren om de uitspoeling uit de ondiepe bodemlagen mee te nemen. Door deze correctie stijgt de afvoer van fosfor naar het oppervlaktewater van 5400 ton naar 6900 ton P per jaar. De laag gelegen zandgebieden dragen dus extra bij aan de belasting van het oppervlaktewater. Hiermee wordt het regionale karakter van de fosfaatbelasting nog eens onderstreept.

Een aantal scenario-berekeningen is uitgevoerd voor de periode tot het jaar 2045. In figuur 44 is het resultaat van het scenario met de meeste restricties op P en N gebruik uitgezet (scenario "centraal").

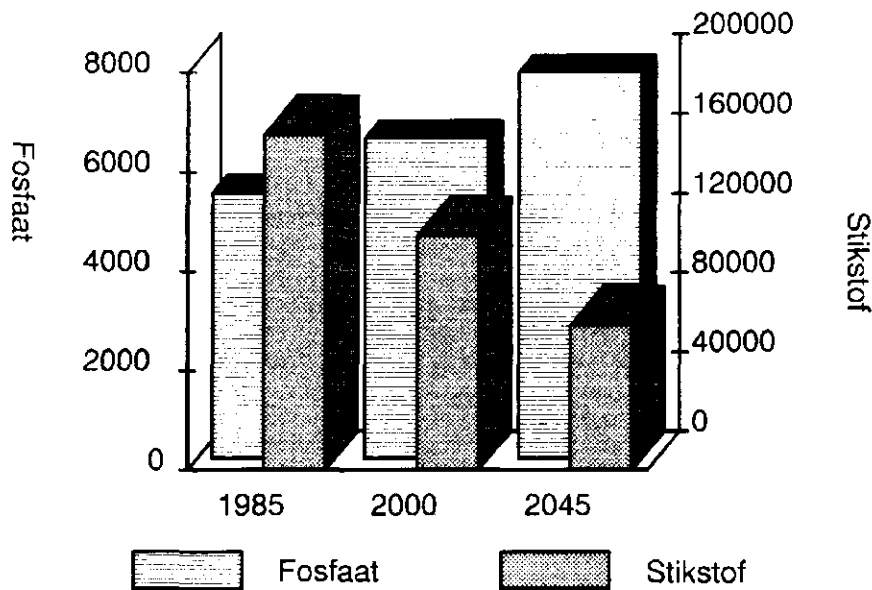
De fosfaatafvoer blijkt, ondanks de afname van de gift, toe te nemen. Dit wordt veroorzaakt door het reeds in de bodem aanwezige fosfaat en verder ophopende fosfaat.

Berekend werd dat de fosfaatafvoer van maispercelen tussen 1985 en 2000 zal verdubbelen en dat de afvoer van het grasland met circa 40% zal toenemen.

De stikstofafvoer neemt af. Dit is het gevolg van de verminderde stikstofgiften, en doordat de overmaat aan toegediende stikstof zich in veel mindere mate in de bodem ophoopt.



Figuur 43. De regionale verdeling van de huidige afvoer van stikstof en fosfaat in het naar het oppervlaktewater uitspoelende grondwater (Kroes et al., 1990).



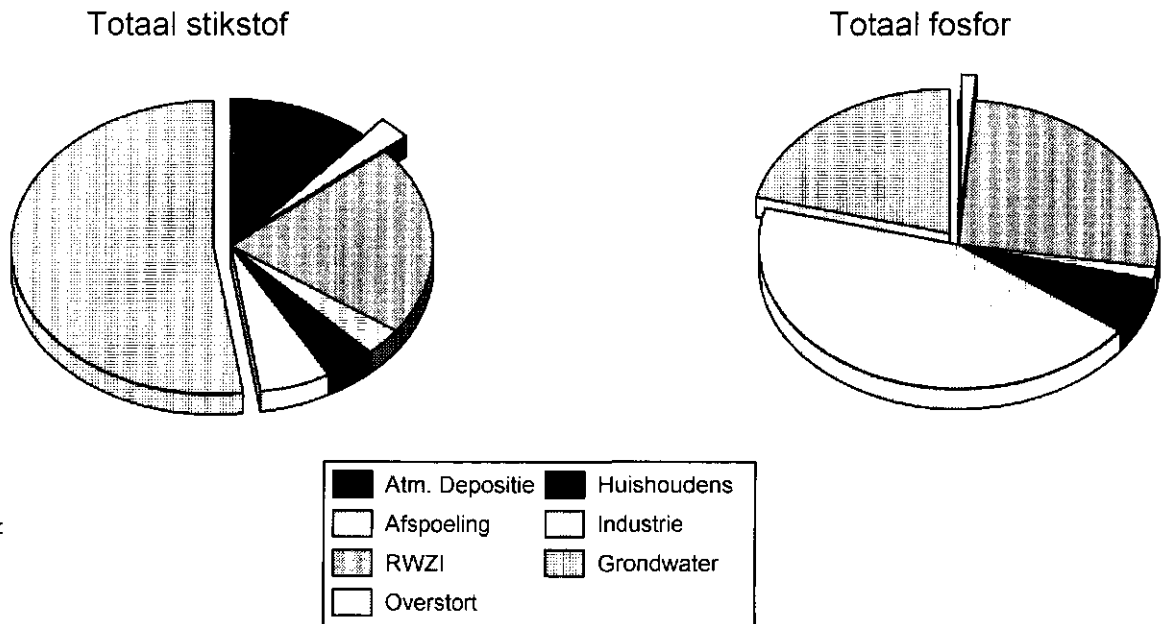
Figuur 44. Scenario-berekening voor de stikstof- en fosforuitspoeling in de jaren 1985, 2000 en 2045 (Kroes et al., 1990).

Het effect van de afname in de ammoniakemissie is vrij gering omdat de verminderde belasting vanuit de lucht wordt gecompenseerd door de verhoogde stikstofinbreng door injecteren en onderwerken van dierlijke mest. Wel neemt de basisbelasting af omdat de uitspoeling onder natuurterreinen afneemt in verband met de verminderde depositie.

Bij het vaststellen van de risico's van uitspoeling en overschrijding van de basiskwaliteit oppervlaktewater op regionaal en perceelsniveau, moet rekening worden gehouden met de heterogeniteit van de bodem. De invloed van de hydrologie kan op regionale schaal een tegengesteld gedrag opleveren voor fosfaat en stikstof met betrekking tot uitspoeling naar het oppervlaktewater. In natte jaren nemen de fosfaatvrachten sterk toe, doordat meer afvoer plaatsvindt uit de bovenste bodemlaag die sterker met fosfaat is belast. Dit geldt met name voor de mestoverschotgebieden op de zandgronden waar de ondiepe bodemlagen sterk zijn opgeladen met fosfaat. Ook voor stikstof geldt dat op zandgrond de afvoer toeneemt door een hoge grondwaterstand, echter de denitrificatie neemt meer toe waardoor de stikstofvracht afneemt. Worden echter ook de andere gebieden meegenomen, dan neemt voor heel Nederland de uitspoeling van stikstof en fosfaat toe (Kroes et al., 1990).

De neerslag is van grote invloed op de afvoer van fosfaat en stikstof en kan tussen een droog en een nat jaar meer dan een factor twee uitmaken voor heel Nederland. Regionaal kunnen de verschillen nog aanzienlijk groter zijn. Ook deze invloed van de hydrologie benadrukt het regionale karakter van de problematiek. De bijdrage van de uitspoeling van stikstof en fosfaat via het grondwater aan de totale emissie op het oppervlaktewater is weergegeven in onderstaande figuur.

In Nederland is uitspoeling van stikstof via het grondwater belangrijk voor het stikstofgehalte in het oppervlaktewater. De uitspoeling droeg in 1985 voor ongeveer 50% bij aan de totale belasting van het Nederlandse zoete oppervlaktewater met stikstof. De bijdrage van fosfaat aan de belasting in grondwater is aanzienlijk geringer dan die van stikstof en bedroeg ongeveer 20%. Hierbij moet echter rekening worden gehouden met het feit dat een groot deel van het fosfaat nu nog in de bodem kan worden opgeslagen.



Figuur 45. Nederlandse bronnen van stikstof en fosfaat voor het zoete water voor het jaar 1985.

### Eutrofiëring: effecten

De uitspoeling van stikstof en fosfaat draagt bij tot de eutrofiëring van het Nederlandse oppervlaktewater. Tevens wordt het uitgespoelde fosfaat voor een deel in de onderwaterbodem vastgelegd en kan via nalevering over lange perioden de kwaliteit van het oppervlaktewater beïnvloeden.

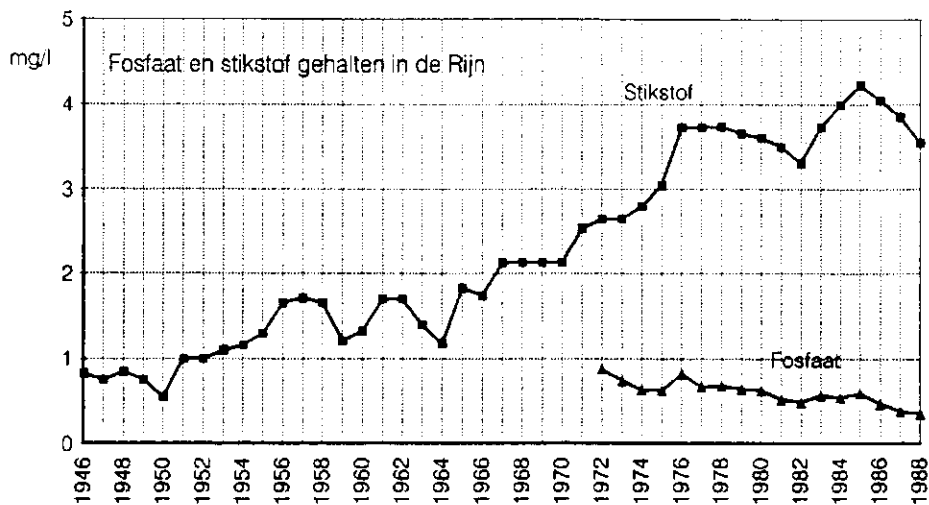
De gevolgen van eutrofiëring zijn een verminderde zichtdiepte (troebel water), waardoor onderwaterplanten en vissen, als snoek, die helder water prefereren, verdwijnen. In deze geëutrofiëerde wateren overheerst de brasem. De bedekkingsgraad van een meeroppervlak met waterplanten is in het algemeen afgenomen van 40 à 50% tot minder dan 5%.

Een verlaging van het fosfaatgehalte tot 0.15 mg/l (milieudoelstelling 2000) zal niet meteen effect sorteren (Uunk, 1990), omdat:

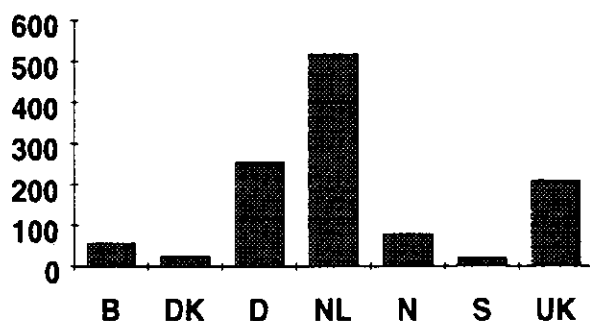
- door nalevering vanuit de bodem verlaging van de belasting niet direct de gewenste verlaging zal geven,
- in meren die 's zomers worden gedomineerd door blauwalgen het fosfaatgehalte tijdelijk terug moet tot 0.08 mg/l om de blauwalgendominantie te breken. De reden is dat blauwalgen zeer efficiënt met fosfaat blijken om te kunnen gaan, en
- door opwerveling van restanten van vroegere algenmassa's het water minder snel helder zal worden dan verwacht.

Een indruk van de trend in de belasting van het oppervlaktewater in onze buurlanden België en Duitsland kan verkregen worden uit de gemiddelde nitraat- en fosfaatgehalten in de Rijn en in de Maas. In de Rijn zijn de fosfaatgehalten sinds 1972 dalende, een daling die mede het gevolg is van een verminderd gebruik van fosfaat in wasmiddelen. De nitraatgehalten zijn echter reeds sinds de vijftiger jaren stijgende. De toename wordt geweten aan uitspoeling van nitraat uit landbouwgronden (RIWA, 1988). De toegenomen nitraatuitspoeling is niet alleen een Nederlands probleem maar treedt ook op in andere landen (figuur 46).

Nutriënten die naar het oppervlaktewater worden afgevoerd en niet in de onderwaterbodem worden opgeslagen komen uiteindelijk in de Noordzee terecht en dragen daar bij tot de eutrofiëring. De bijdragen van de diverse aan de Noordzee grenzende landen tot de stikstofbelasting van de Noordzee is weergegeven in figuur 47.



Figuur 46. Trends in de fosfaat- en nitraatgehalten in de Rijn (RIWA 1987/1988).



Figuur 47. De bijdragen van aan de Noordzee grenzende landen tot de stikstofbelasting van de Noordzee. In Kton/jaar. Uit: 1990 Interim Report on the Quality Status of the North Sea.

De hoge bijdrage van Nederland is niet uitsluitend afkomstig van Nederlandse bronnen, maar is de som van de import via de grote rivieren en de Nederlandse emissies.

Het buitenlandse aandeel in de afvoer van fosfaat en stikstof via Nederland naar de Noordzee bedraagt 60 tot 70%. Voor fosfor fungeert de Nederlandse onderwaterbodem als een "sink". Van de som aan binnenlandse en buitenlandse vrachten aan fosfaat van 83 kton blijft ongeveer 28 kton in de binnenwateren achter.

De totale vracht van deze nutriënten richting Noordzee bedraagt ongeveer het vijfvoudige van de natuurlijke vracht.

De toenemende eutrofiëring van de Noordzee heeft aanleiding gegeven tot het optreden van zuurstofloze omstandigheden in de Duitse Bocht. Door de grote algenbloei en de zuurstof nodig voor de afbraak van de zo geproduceerde organische stof, treedt aan de bodem zuurstofloosheid op met nadelige gevolgen (sterfte) voor organismen die op de zeebodem leven (benthos).

#### 4.1.2 Gewasbeschermingsmiddelen

Door enkele recente ernstige verontreinigingsgevallen van drinkwater(bronnen) met bestrijdingsmiddelen (bijv. dichloorpropan in het noordoostelijk aardappelteeltgebied, bentazon in het drinkwater bereid uit Rijnwater en methylbromide in het drinkwater in het Westland), is de belangstelling voor de kwaliteit van grond- en drinkwater sterk toegenomen. Ook in de jaren vijftig en zestig was men reeds bezorgd over de mogelijke verontreiniging van drinkwater met bestrijdingsmiddelen. Toen betrof het de 'klassieke' bestrijdingsmiddelen op basis van organochloorverbindingen (DDT, lindaan, toxophene, aldrin, enz.) en organofosfaten (parathion, malathion e.d.).

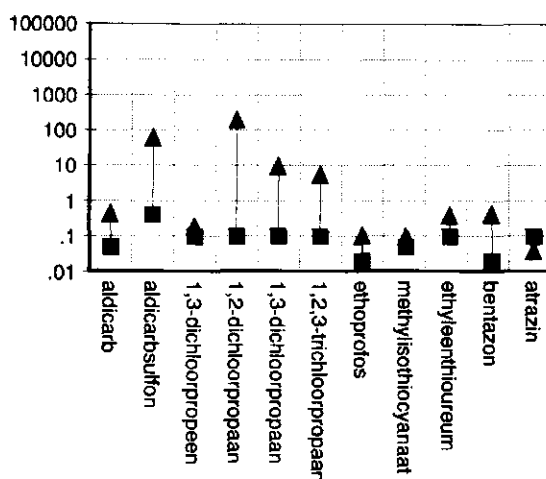
Gedeeltelijk gold dit ook voor enkele fenoxo-herbiciden die voor het bestrijden van onkruid in het water en op de oevers gebruikt werden (2,4-D, 2,4,5-TP). De analyses van deze stoffen in het drinkwater zijn 'routine' geworden. De organochloorverbindingen en organofosfaten worden echter alleen in uitzonderlijke gevallen in het drinkwater gevonden. De belangrijkste redenen hiervoor zijn de lage mobiliteit van de organochloorverbindingen, de vrij goede afbreekbaarheid van de meeste organofosfaten en fenoxo-verbindingen, de effectieve verwijdering tijdens de drinkwaterbereiding en de adequate beschermingsmaatregelen tegen verontreiniging van de drinkwaterbronnen. Het resultaat hiervan was dat de aandacht voor bestrijdingsmiddelen als een drinkwater-kwaliteitsprobleem in de jaren zeventig sterk is afgenomen.

#### Drinkwaternormen

In Nederland zijn de normen voor bestrijdingsmiddelen in het drinkwater vastgelegd in het Waterleidingbesluit, dat 1 juli 1984 is ingegaan. Volgens het besluit mag het totaalgehalte aan bestrijdingsmiddelen de concentratie van 0,5 µg/l en het gehalte aan individuele verbindingen de concentratie van 0,1 µg/l niet overschrijden. Dit komt overeen met de Europese Richtlijn inzake Drinkwaterkwaliteit. De EG-richtlijn (80/778/EEC) betreft de 'kwaliteit van water geschikt voor menselijke consumptie' en verbiedt levering van water dat niet aan genoemde concentratienormen voldoet. Uitgangspunt bij deze richtlijn is geweest dat een dergelijk concentratie-niveau voldoende bescherming geeft tegen bestrijdingsmiddelen en dat deze stoffen niet in drinkwater behoren voor te komen. De normstelling van de WHO en die in de VS en Canada is gebaseerd op de evaluatie van de gezondheidsrisico's; voor sommige middelen betekent dit een toegelaten concentratie die lager is dan 0,1 µg/l (bijv. voor aldrin, dieldrin, hexachloorbenzeen), voor andere middelen is een hogere toegelaten concentratie vastgesteld.

#### 4.1.2.1 Concentraties aan bestrijdingsmiddelen in het grondwater

Door het RIVM wordt sinds een aantal jaren het bovenste grondwater onderzocht op het voorkomen van bestrijdingsmiddelen. Onder landbouwpercelen met aardappel-, mais- en bloembollenteelt en onder onbeteelde terreinen wordt periodiek grondwater bemonsterd en geanalyseerd. Als gevolg van het gebruik van bestrijdingsmiddelen zijn in 1988 21 verschillende organische verbindingen in het bovenste grondwater aangetroffen. Behalve bestrijdingsmiddelen zelf, zijn omzettingsprodukten en industriële verontreinigingen ervan gevonden. In de figuren 48-50 is een overzicht opgenomen van het traject aan concentraties die resp. onder aardappel-, mais- en bloembollenpercelen zijn aangetroffen. Het traject aan concentraties is groot. Dit treedt echter niet alleen op bij bestrijdingsmiddelen. Ook bij metingen van nitraat en kalium wordt in het bovenste grondwater een groot traject aan concentraties waargenomen (zie figuur 39).

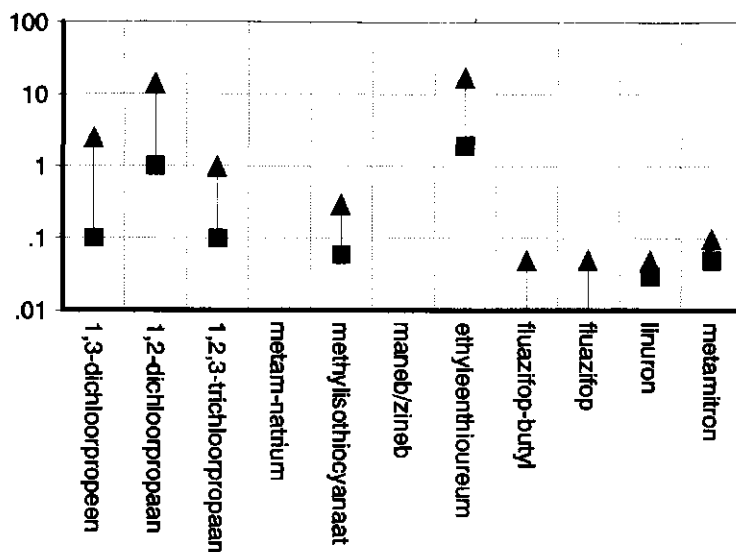


Figuur 48. Concentratie-trajecten van bestrijdingsmiddelen (µg/l) in het bovenste grondwater onder aardappelvelden (Lagas et al., 1989).



Van de 21 verschillende residuen van bestrijdingsmiddelen, die in 1988 door het RIVM zijn aangetroffen, zijn er 20 gevonden in concentraties boven de norm voor drinkwater (0,1 µg/l). De hoogste concentraties zijn gevonden voor verontreinigingen en omzettingsprodukten. Verontreinigingen komen meestal in een bestrijdingsmiddel terecht tijdens de industriële productie: zo zijn dichloorpropaan en trichloorpropaan nevenbestanddelen (verontreinigingen) van het grondontsmettingsmiddel 1,3-dichloorpropeen.

Dichloorpropaan werd op een diepte van 6 meter in de hoogste concentratie aangetroffen. Tot 1984 was deze stof in percentages tot 34% aanwezig in formuleringen van 1,3-dichloorpropeen. Daarna zijn formuleringen met maximaal 2,5% en nu max. 0,5% 1,2-dichloorpropaan toegepast. Deze afname weerspiegelt zich ook in de concentraties in het bovenste grondwater: tot ongeveer 2 meter worden lagere concentraties (< 0,1 en 3,6 µg/l) aangetroffen. De stof 1,2,3-trichloorpropaan wordt op zowel 3 als 6 meter diepte in concentraties van ca. 5 µg/l aangetroffen.



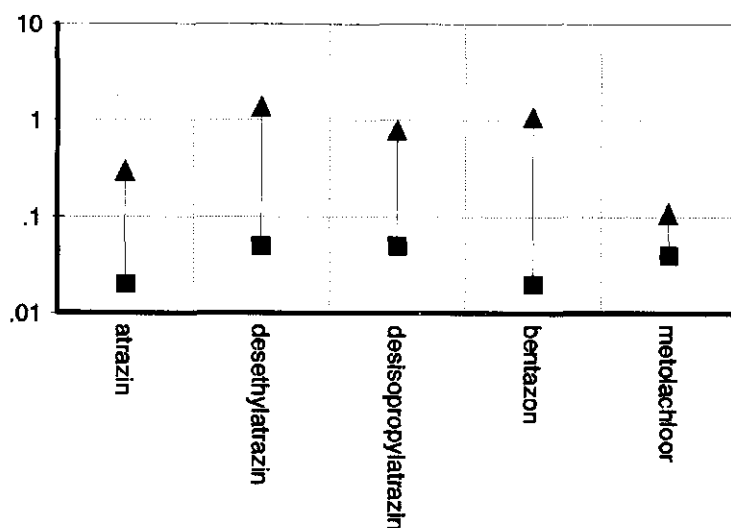
Figuur 49. Concentratietrajecten van bestrijdingsmiddelen (µg/l) in het bovenste grondwater onder bollenvelden (Lagas et al., 1989).

Van de onderzochte bestrijdingsmiddelen zijn er 11 toegelaten voor toepassing in waterwingebieden. Bij 7 van deze 11 middelen zijn toch residuen in het bovenste grondwater aangetroffen. Het zijn de middelen: ethoprofos, metam-natrium, maneb, zineb, amitrol, diuron en dichlobenil. De middelen amitrol, diuron en dichlobenil zijn aangetroffen onder onbeteelde terreinen; amitrol en diuron langs spoorbanen en dichlobenil onder gemeentelijke plantsoenen. Naast geringe hoeveelheden dichlobenil zijn hogere concentraties (tot 180 µg/l) van het omzettingsprodukt BAM (= 2,6-dichloorbenzamide) aangetroffen. Hoewel er nog de nodige omzetting en verdunning plaats kan vinden voordat het diepe grondwater is bereikt, vormen deze middelen een bedreiging voor de drinkwatervoorziening volgens de vastgestelde EG-kwaliteitsnormen.

Mede omdat een aantal bestrijdingsmiddelen in de bodem wordt omgezet in omzettingsprodukten die (nog) niet voldoende nauwkeurig kunnen worden geanalyseerd met de bestaande analysetechnieken, geven deze resultaten slechts een beperkt beeld van het voorkomen en gedrag van bestrijdingsmiddelen in bodem en grondwater. Ook blijkt het voorkomen van bestrijdingsmiddelen van jaar tot jaar te wisselen. Middelen die bij deze bemonstering in 1988 niet zijn aangetroffen, zijn in voorgaande jaren soms wel gevonden.

Detail-onderzoeken zijn uitgevoerd naar o.a. 1,2-dichloorpropaan en atrazin. Tot de gebieden waar 1,2-dichloorpropaan in het grondwater is aangetroffen, behoren o.a. de aardappelteeltgebieden in het noordoosten van het land. In een groot deel van dit gebied worden fabrieksaardappelen in een 1:2 rotatie geteeld. Om een dergelijke intensieve teelt mogelijk te maken moet het aardappel-

cysteaaltje (veroorzaker van aardappelmoeheid) worden bestreden. Daartoe wordt de grond geregeld ontsmet met 1,3-dichloorpropeen of metam-natrium. De actieve stof 1,3-dichloorpropeen is als gevolg van de industriële bereiding verontreinigd met o.a. 1,2-dichloorpropaan en 1,2,3-trichloorpropaan. Metam-natrium ontleedt vrij snel onder vorming van de actieve component methylisothiocyanaat.



Figuur 50. Concentratietrajecten van bestrijdingsmiddelen ( $\mu\text{g/l}$ ) in het bovenste grondwater onder maisvelden (Lagas et al., 1989).

De N.V. Waterleidingmaatschappij 'Drenthe' heeft in het waterwingebied te Noordbargeres (bij Emmen), waar 50% van het grondoppervlak voor de aardappelteelt wordt benut, de in tabel 14 vermelde concentraties aangetroffen.

Tabel 14. Verontreiniging van grondwater te Noordbargeres met actieve stoffen en verontreinigingen van grondontsmettingsmiddelen (Kruithof et al., 1989).

Verbinding	Diepte (m-mv)	Positief*	Conc. $\mu\text{g/l}$
methylisothiocyanaat	>10	2	0,1 - 0,6
1,3-dichloorpropeen	>10	1	0,2 - 3
1,2-dichloorpropaan	5-25	10	0,1 - 160
1,3-dichloorpropaan	>10	1	0,4
1,2,3-trichloorpropaan	5-25	5	0,1 - 28
1,2,2-trichloorpropaan	5-25	3	0,1 - 1

\* aantal locaties van de 33 waar de stof werd aangetroffen.

De actieve stoffen methylisothiocyanaat en 1,3-dichloorpropeen zijn slechts incidenteel in het grondwater aangetroffen in concentraties van maximaal 3  $\mu\text{g/l}$ . Door hun relatief grote omzettingssnelheid bereiken deze stoffen het diepere grondwater niet op grote schaal. In het diepere grondwater zijn wel relatief hoge concentraties aan 1,2-dichloorpropaan (tot 160  $\mu\text{g/l}$ ) gevonden. Deze gehalten duiden op een grote mobiliteit en slechte afbreekbaarheid van deze stof. Onkruidbestrijdingsmiddelen zijn o.a. aangetroffen in maasteeltgebieden. In het waterwingebied Vierlingsbeek (Oost-Brabant) wordt ca. 20% van het grondoppervlak benut voor de maasteelt. Voor de onkruidbestrijding in mais wordt vooral gebruik gemaakt van triazines (vooral atrazin), acetamides (zoals alachloor en metalochloor) en van bentazon (tabel 15).

Tabel 15. Verontreiniging van ondiep grondwater (2-5 m-mv) te Vierlingsbeek met herbiciden en metabolieten van deze stoffen (Kruithof et al., 1989).

Verbinding	Positief*	Conc. ( $\mu\text{g/l}$ )
alachloor	1	0,3
atrazin	6	0,05-0,8
-desethylatrazin	5	0,1-0,3
-desisopropylatrazin	1	0,1
simazin	2	0,15-0,5
cyanazin	2	0,05-0,6
bentazon	5	0,1-1
anthranilzuurisopropylamide	7	0,1-0,2

\* aantal onderzochte locaties: 12.

#### **Aldicarb In de USA**

Een bekend voorbeeld van verontreiniging van grondwater met bestrijdingsmiddelen (in dit geval aldicarb) is Long Island in de staat New York. Oost Long Island is een gebied met intensieve aardappelteelt zoals de Veenkoloniën. De grond is licht, het grondwaterpeil hoog en de neerslag groot, waardoor de kans op uitspoeling van middelen naar het grondwater groot is. Door de intensieve teelt zijn er o.a. veel problemen met het aardappelpycnostictie en de coloradokever. In het verleden konden deze plagen met de klassieke bestrijdingsmiddelen worden bestreden, echter na verloop van tijd trad er resistentie op tegen deze bestrijdingsmiddelen. Als redding voor de boeren kwam toen aldicarb op de markt. Aan gevaar voor uitspoeling werd toen niet in eerste instantie gedacht. Aldicarb is een stof met een hoge orale en dermale toxiciteit ( $\text{LD}_{50}$  voor ratten is oraal 0,8 mg/kg en dermaal 3 mg/kg). Aldicarb is goed in water oplosbaar, adsorbeert slecht en is slecht afbreekbaar onder aërobe omstandigheden. De kans op uitspoeling is dus groot; veel groter dan bij de klassieke bestrijdingsmiddelen die eerst werden gebruikt. In 1976 werd voor het eerst op grond van een studie naar de nitraatverontreiniging op Long Island gewaarschuwd voor het mogelijk uitspoelen van aldicarb naar het grondwater. In 1979 werd in de putten vlakbij aardappelvelden aldicarb gevonden. Een analytisch onderzoek toonde vervolgens aan dat ca. 25% van de geteste putten aldicarb in concentraties van 1 tot 400  $\mu\text{g/l}$  bevatte (drinkwaternorm in de VS 7  $\mu\text{g/l}$  incl. de toxische metabolieten aldicarb-sulfon en aldicarb-sulfoxide). Grondwater is er de belangrijkste bron van drinkwater. Begin 1980 werd de toelating voor het gebruik van aldicarb op Long Island ingetrokken.

Ook in andere aardappelteeltgebieden in de VS werd daarna vaak aldicarb (of metabolieten ervan) in het grondwater aangetroffen.

Om inzicht te krijgen in de omvang van de bestrijdingsmiddelen-problematiek, heeft het VEWIN in september 1988 (Martijn et al., 1988) een enquête gehouden onder de waterleidingbedrijven. Van de 60 waterleidingbedrijven die grond- en/of oppervlaktewater onttrekken voor de bereiding van drinkwater, hebben 52 bedrijven de enquête beantwoord. Van deze 52 hadden 11 bedrijven nog geen onderzoek uitgevoerd naar de aanwezigheid van bestrijdingsmiddelen. Van de 41 bedrijven die het water wel hebben onderzocht zijn bij 27 bedrijven, verspreid over het hele land, één of meer bestrijdingsmiddel(en) aangetoond. Bij 26 van de 27 bedrijven zijn de gevonden concentraties hoger dan 0,1  $\mu\text{g/l}$ . Bij 19 van de 27 bedrijven zijn zelfs maximale concentraties hoger dan 1,0  $\mu\text{g/l}$  aangetroffen. Hierbij moet dan nog bedacht worden dat meer dan de helft van de gebruikte middelen nog niet aangetoond kan worden in een concentratie > 0,1  $\mu\text{g/l}$ .

Voor het *diepere grondwater* (8-30m beneden maaiveld) is informatie aanwezig die gebaseerd is op de gegevensbestanden van het landelijk meetnet voor grondwaterkwaliteit (Van Duijvenbouden, 1989). Hierbij gaat het niet alleen om bestrijdingsmiddelen die door de landbouw worden gebruikt. Voor de vluchtige organische chloorverbindingen blijkt dat op 10m-mv ca. 6% en op 25 m-mv ca. 4% van de meetpunten duidelijk verhoogde concentraties vertoont. Geen verhoogde

waarden zijn gevonden onder natuurgebieden en grasland. Vooral in tuinbouwgebieden en bij boomgaarden, maar ook in stedelijke gebieden, bouwland en in gebieden waar sprake is van oeverfiltratie, zijn verhoogde concentraties (van enkele tientallen  $\mu\text{g/l}$  tot vele honderden  $\mu\text{g/l}$  of meer) in het grondwater gevonden. Vooral op 25 m-mv blijken de effecten van oeverfiltratie merkbaar. Individuele componenten hierbij zijn trichlooretheen en tetrachlooretheen (middelen die buiten de landbouw worden gebruikt). Op 10m-mv is vooral 1,20 dichloorpropan vaak aangetroffen.

#### 4.1.2.2 Scenarioberekeningen grondwater

Gezien de beperkte hoeveelheid meetgegevens en de onvoldoende kennis omtrent het gedrag van vele bestrijdingsmiddelen in de ondergrond, is een Nederland-dekkend geografisch beeld van de uitspoeling van de meeste van deze middelen naar het grondwater niet te geven. Wel is er een aantal exercities geweest om inzicht te verkrijgen in het lange-termijn gedrag/transport van bestrijdingsmiddelen in de grond in relatie tot de drinkwaterkwaliteit. Een aantal wordt hier in iets meer detail besproken:

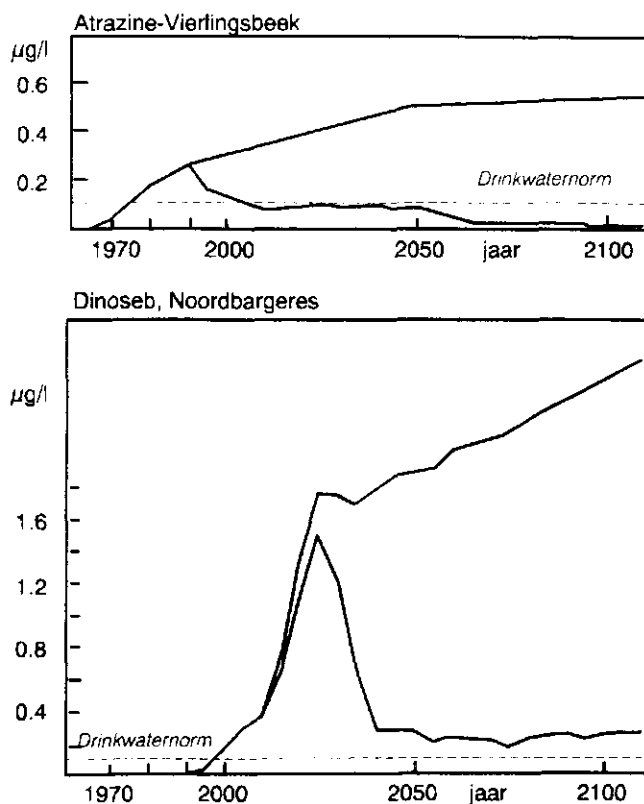
- het lange-termijn gedrag van bestrijdingsmiddelen in de ondergrond bij een algeheel verbod en ongewijzigd beleid voor atrazin en dinoseb, en
- berekeningen over de te verwachten concentraties aan een 130-tal middelen in het grondwater onder de aanname van geen afbraak in de ondergrond ("worst case").

Om enig inzicht te krijgen in de mogelijke gevolgen van het gebruik van atrazin en dinoseb voor de waterwinning, zijn voor beide middelen twee grondwaterwinplaatsen doorgerkend op mogelijke kwaliteitsontwikkeling bij ongewijzigd gebruik en bij een mogelijk verbod op het gebruik vanaf 1990. Bij deze berekeningen is gebruik gemaakt van de resultaten van laboratoriumexperimenten en literatuurgegevens (Van Duijvenbouden, 1989). De resultaten zijn als illustratie van mogelijke lange-termijn effecten weergegeven in figuur 51. De resultaten laten met betrekking tot de concentraties een "worst-case" scenario zien omdat geen rekening is gehouden met een eventuele afbraak in de ondergrond. Duidelijk is echter dat in beide gevallen sprake is van na-ijl effecten en dat in het geval van Noordbargeres een grote hoeveelheid reeds "onderweg" is.

Uit de berekeningen blijkt dat rekening moet worden gehouden met stijgende concentraties en mogelijke overschrijdingen van de drinkwaternorm voor deze verbindingen. Effecten van een eventueel verbod van deze middelen hebben pas op een termijn van tientallen jaren voldoende effect.

Atrazin wordt gebruikt als herbicide bij de maisteelt, in een dosering van 1,5 kg/ha. Het middel mag sinds 1988 niet meer gebruikt worden in waterwingebieden. Het blijkt dat op humusarme zandgronden tot ca. 1% van de toegepaste dosering van atrazin kan uitspoelen naar het grondwater; op zeekleigronden is dit ca. 0,1%. Uit berekeningen blijkt dat bij gebruik van atrazin mogelijk bij 25 tot 50% van het snijmaisareaal in het bovenste grondwater concentraties aan atrazin van meer dan 1  $\mu\text{g/l}$  kunnen voorkomen (Van Duijvenbouden, 1989).

Dinoseb wordt gebruikt als herbicide (en voor loofdoding) in de aardappelteelt in een dosering van 2-3 kg/ha (4-8 kg/ha bij loofdoding). Dinoseb is vooral belangrijk geworden na het verbod op het gebruik van natrium-arseniet als loofdoodmiddel. Het gebruik van dinoseb is m.i.v. 1989 grotendeels en in 1990 geheel verboden. Bij gebruik van dinoseb kan tot ca. 9% van de dosering uitspoelen naar het grondwater. Vooral grondsoorten met een hoge pH of een laag gehalte aan organische stof zijn gevoelig voor de uitspoeling van dinoseb. Indien in de



Figuur 51. Theoretische berekeningen voor de concentraties aan atrazin in het grondwater in Vierlingsbeek en voor dinoseb in Noordbargeres. De onderste curves gaan uit van een verbod in 1990, de bovenste van continuering van het gebruik (Van Duijvenbouden, 1989).

aardappelteeltgebieden alleen dinoseb wordt gebruikt, zullen volgens berekeningen bij 25 tot 90% van het areaal aardappelen dinosebconcentraties van meer dan  $10 \mu\text{g/l}$  in het bovenste grondwater kunnen worden gevonden. In werkelijkheid worden ook andere middelen gebruikt. Verder zal mogelijk een versnelde omzetting van dinoseb kunnen plaatsvinden als gevolg van adaptatie van in de bodem aanwezige micro-organismen (Van Duijvenbouden, 1989). Het RIVM heeft globale berekeningen uitgevoerd over verdunningseffecten van bestrijdingsmiddelen (130 middelen onderzocht) in het bovenste grondwater op de concentraties in het te onttrekken grondwater (Van den Berg et al., 1990). Omdat er van omzetting van de meeste middelen in de verzadigde zone weinig bekend is, is met eventuele omzetting geen rekening gehouden; er is dus van een "worst case" benadering uitgegaan. Van een tiental middelen zou op termijn (in de stationaire situatie) een concentratie boven de norm van  $0,1 \mu\text{g/l}$  in het te onttrekken grondwater op grote diepte verwacht kunnen worden, gebaseerd op uitgevoerde schattingen in een normaal scenario, waarbij is uitgegaan van de feitelijke verdeling van arealen. Als uitgegaan wordt van een verzwaard scenario (gehele areaal als cultuurgrond gerekend), dan zijn er nog 3 andere middelen die eveneens verwacht worden in een concentratie hoger dan de drinkwaternorm (tabel 16).

Voor alle landbouwgebieden geldt dat, volgens het gehanteerde schattingsmodel, in de stationaire situatie een sterke overschrijding (factor 100-1000) van de somnorm van  $0,5 \mu\text{g/l}$  in het te onttrekken grondwater verwacht zou kunnen worden. Indien de grondontsmettingsmiddelen metam-natrium en dichloorpropeen buiten de berekeningen worden gelaten, waarvoor redenen aan te voeren zijn (vluchtigheid en omzetting in de ondergrond), neemt deze overschrijding af tot een factor 10. Een 'worst case' benadering geeft met name voor deze beide grondontsmettingsmiddelen een te hoge berekende concentratie in het diepe grondwater, omdat zowel dichloorpropeen als methylisothiocyanaat ook in de ondergrond redelijk snel worden omgezet.

Tabel 16. Overzicht van bestrijdingsmiddelen die de individuele norm van 0,1 µg/l in het onttrokken, c.q. te onttrekken grondwater, kunnen overschrijden op basis van het actuele verbruik in de jaren 1987-1989. Aangegeven zijn tevens de maximale door berekening geschatte concentraties (µg/l) voor het scenario normaal of verzaamd (\*) (Van den Berg et al., 1990).

aldicarb	0,29#	maneb	0,48 #
bentazon	3,0	mecoprop*	0,13
chloridazon	1,4	metam-natrium	131 #
cyprofuram	0,29	metolachloor*	0,10
dichloorpropeen	31	pyridaat	0,11
etrimfos	0,10	sethoxydim*	0,13 #
lenacil	0,23		

\* overschrijding alleen in verzaamd scenario

# als actieve stof en/of bekende metabolieten

De verwachting is dat in de komende jaren steeds meer stoffen in het grondwater en drinkwater zullen worden aangetroffen. Tot op heden is slechts het grondwater van zandgronden met een relatief laag organische-stofgehalte onderzocht, omdat deze gronden het meest kwetsbaar voor uitspoeling zijn.

#### 4.1.2.3 Belasting van het oppervlaktewater

De concentraties aan bestrijdingsmiddelen in het grondwater, in sloten en in de kleine rivieren worden in hoofdzaak bepaald door het gebruik in de landbouw. De concentraties in de grote rivieren worden vooral bepaald door industriële lozingen. Uit een inventarisatie van de herkomst van de lozingen op de Rijn van de meest schadelijke stoffen, uitgevoerd in het kader van het Rijn Actie Plan, is gebleken dat in het Nederlandse deel van het stroomgebied jaarlijks ruim 4000 kilo bestrijdingsmiddelen in het Rijnwater terecht komen (Anon., 1988).

De belasting van het oppervlaktewater met bestrijdingsmiddelen als gevolg van het gebruik in de landbouw wordt jaarlijks geschat op 320 tot 660 ton actieve stof (MJP-G, 1990).

De aard van de bestrijdingsmiddelen is zeer divers, evenals de manier waarop ze worden toegepast. Het is dan ook mogelijk om een groot aantal emissieroutes te onderscheiden.

#### Emissieroutes

Behalve door uit- en afspoelen kunnen bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewater terecht komen door drift, door winderosie, door atmosferische depositie of door rechtstreeks spuiten op het water (bijv. om de slootkanten dood te spuiten). Plaatselijk kan er sterke emissie optreden door het spoelen van spuitmachines en vaten.

#### Uitspoeling

Er is een onderscheid te maken tussen diepe en ondiepe uitspoeling. Bij diepe uitspoeling wordt in eerste instantie het grondwater belast. Uiteindelijk (na tientallen jaren) zal dit grondwater het oppervlaktewater bereiken. Ondiepe uitspoeling is het transport van grondwater via korte stroombanen naar het oppervlaktewater. Ondiepe uitspoeling vindt vooral plaats in gebieden met een hoge grondwaterstand, bij de randen van een perceel en bij gedraineerde gronden. Voor de glastuinbouw is een eerste indicatie van de omvang van de uitspoeling 2 tot 3% van de dosering. Dit percentage is afgeleid uit onderzoek naar de uitspoeling van aldicarb (Leistra et al., 1984) en uit een vergelijking van het gebruik aan cholinesteraseremmende stoffen en de belasting van het oppervlaktewater in Delfland (Berends, 1989). De uitspoeling ligt hoger voor de glastuinbouw dan voor de vollegrondsteelten omdat er meer wordt beregend (ca. 2 keer zoveel watertoevoer) en intensiever wordt gedraineerd. Voor de akkerbouw is de uitspoeling niet bekend, maar deze wordt geschat op 1 tot 2%.

### Afspoeling

Bij deze emissieroute stroomt neerslag (met het bestrijdingsmiddel) over het grondoppervlak naar het oppervlaktewater. Er zijn weinig concrete gegevens bekend over de omvang van deze route. In buitenlands onderzoek worden percentages genoemd van 1 tot wel 10% van de dosering. Afspoeling zal echter vooral optreden bij niet-vlakke percelen; in het vlakke Nederland zal afspoeling waarschijnlijk minder bijdragen aan de emissie dan op veel plaatsen elders. Bij gebrek aan concrete gegevens, wordt nu voor bestrijdingsmiddelen aangenomen dat de afspoeling in dezelfde orde van grootte kan zijn als bij stikstof en fosfor. De inschatting in de PAWN-vermestingsstudie hiervoor is 0,3 à 0,4% (CUWVO, 1990).

### Drift

Tijdens het verspuiten van bestrijdingsmiddelen over het perceel zal een deel van de spuitnevel onder invloed van wind en zwaartekracht terecht komen in de sloot naast het perceel. Op basis van metingen en berekeningen is een gemiddelde depositiepercentage ingeschat: 1% voor de vollegrondsteelten, 2,5% voor de fruitteelt en 38% voor een vliegtuigbespuiting. Wordt ervan uitgegaan dat 4% van het areaal bestaat uit oppervlaktewater dan bedraagt de emissie naar het oppervlaktewater als gevolg van drift tussen de 0,04 en 1,5% van de toegepaste dosering. Het laatste percentage geldt voor vliegtuigbespuitingen (CUWVO, 1990).

### Winderosie

In Nederland komt ca. 80.000 ha min of meer stuifgevoelige grond voor. Als de grond verstuft, kunnen bestrijdingsmiddelen die aan bodemdeeltjes geadsorbeerd zijn, zich verplaatsen naar onder meer het oppervlaktewater. Stuifgevoelige gronden komen voor in het noordoosten van het land, het oosten van Brabant en het noorden van Limburg. Uit onderzoek van het DLO-Staring Centrum blijkt dat winderosie kan leiden tot concentraties in het oppervlaktewater die hoger zijn dan 0,1 µg/l (pers. med. Boesten).

### Atmosferische depositie

De verdamping van bestrijdingsmiddelen wordt afhankelijk van stof en toepassingstechniek ingeschat op 20 à 50% van de hoeveelheid gebruikt middel. In toenemende mate komen er aanwijzingen over de aanwezigheid van bestrijdingsmiddelen in depositie, neerslag en mist. Bij een totaalconcentratie aan bestrijdingsmiddelen van 2 µg/l in neerslag (indicatieve waarde) betekent dit een emissiepercentage van 0,002 - 0,01% van de dosering voor de glastuinbouw respectievelijk de akkerbouw (CUWVO, 1990).

### Reinigen spuitapparatuur

Spuitrestanten kunnen tot ca. 1% bedragen van het gebruik (excl. grondontsmettingsmiddelen). Naar schatting gaat het daarbij om ca. 160.000 m<sup>3</sup> meer of minder verontreinigd spoelwater per jaar. Een kwart tot de helft van deze hoeveelheid wordt volgens het NSS-onderzoek op een milieuhygiënisch niet verantwoorde manier verwijderd (o.a. geloosd op het oppervlaktewater). De concentratie aan bestrijdingsmiddelen van dit spoelwater bedraagt enkele honderden mg actieve stof per liter (NSS-Agrimarketing, 1988). In het najaar van 1985 en 1986 is door het Zuiveringsschap West-Overijssel een aantal bemonsteringen uitgevoerd van het afvalwater dat na reiniging van grondontsmettingsmachines afstroomt naar het oppervlaktewater. De hoeveelheid dichloorpropeen kan in dit afvalwater oplopen tot 38.000 µg/l (Zuiveringsschap West-Overijssel, 1988).

### Overige emissieroutes

In de akker- en tuinbouw kan er emissie naar het oppervlaktewater optreden via restanten van dompelbaden bij onzorgvuldig gebruik. Ook bij het wassen van geogoste produkten kan er emissie optreden (afvalwater van peenwasserijen bleek bijv. 13-40 µg/l chloorfenvinfos te bevatten; Bekooy, 1988). In de glastuinbouw zijn er enkele specifieke emissieroutes zoals afstroming van condenswater (emissie ca. 0,18% van gebruikte hoeveelheid), het schoonspuiten van glasopstanden en glasdek (0,02-1% van gebruikte hoeveelheid) en de afloop van regenleidingen (0,1% van de gebruikte hoeveelheid) (tabel 17, CUWVO, 1990).

Ook het uitlekwater van steenwolmatten en het gebruik van voorbehandelingsmiddelen en kleurstoffen in de sierteelt vormen een potentiële emissiebron. Hoe groot de emissie in deze laatste gevallen is, hangt voornamelijk af van de zorgvuldigheid waarmee gehandeld wordt.

Tabel 17. Indicatie van de omvang van de emissie aan actieve stof naar oppervlaktewater voor een aantal teeltsectoren (excl. toepassing onderhoud watergangen en grondontsmetting) (CUWVO, 1990).

Teeltsector	Emissiepercentage	Emissie (ton/j)	Gemiddelde emissie (kg/ha)/j
akkerbouw	2,4-3,3	207-351	0,28-0,47
groenteteelt	2,4-3,3	18-32	0,41-0,70
fruitteelt	2,4-3,5	10-15	0,42-0,63
bloembollenteelt	2,4-3,3	34-55	2,03-3,27
bolbloementeelt	3,3-5,3	3-4	2,69-4,20
glastuinbouw	3,3-5,3	27-41	2,41-3,74
boomteelt	2,4-3,5	7-12	1,09-1,88
weidebouw	2,4-3,3	17-24	0,01-0,02
openbaar groen	ca. 10	14	?
champignonenteelt	ca. 1,5	0,1	1,70

#### Kwaliteit oppervlaktewater

In sommige delen van Nederland wordt oppervlaktewater gebruikt voor de drinkwaterbereiding. Ongeveer 2/3 deel van het drinkwater wordt bereid uit grondwater en 1/3 deel uit oppervlaktewater, eventueel gecombineerd met kunstmatige infiltratie. Ook in het oppervlaktewater worden regelmatig concentraties aangetroffen die boven de drinkwaternorm liggen.

Zo heeft het Gemeentelijk Waterleidingbedrijf Groningen het water van de Drentse Aa onderzocht op de aanwezigheid van bestrijdingsmiddelen. Dit water wordt gebruikt voor de drinkwatervoorziening van Groningen en enkele omliggende plaatsen. Tijdens het twee jaren durende onderzoek werden verhoogde concentraties gevonden van de herbiciden atrazin, simazin, dinoseb, 2,4-D en MCP. Ook werden verhoogde concentraties waargenomen van dichloorpropan, een stof die als verontreiniging in het grondontsmettingsmiddel dichloorpropeen aanwezig is. De snel schommelende concentraties in het rivierwater varieerden van onder de detectiegrens tot maximaal 1-2 µg/l. Ongeveer 3/4 van de hoeveelheid gebruikte bestrijdingsmiddelen in het stroomgebied van de Drentsche Aa wordt gebruikt bij de aardappelteelt (Anon., 1987).

Een landelijk overzicht van het voorkomen van bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewater bestaat nog nauwelijks. De Unie van Waterschappen inventariseert sinds een aantal jaren de bij de waterbeheerders aanwezige gegevens inzake bestrijdingsmiddelen in oppervlaktewater (UvW, 1990). Deze gegevens zijn echter verre van volledig. Niet alle beheerders meten bestrijdingsmiddelen en niet alle middelen (kunnen) worden gemeten.



**Voorbeeld van de regionale problematiek: Oostelijk  
Flevoland**

Door DBW/RIZA is in 1988 (Van Beersum, 1989) een onderzoek gedaan in een tweetal akkerbouwgebieden in Oostelijk-Flevoland naar het voorkomen van bestrijdingsmiddelen in oppervlaktewater en waterbodems en naar de emissieroutes. Bestrijdingsmiddelen kunnen langs diverse routes in oppervlaktewater terecht komen: direct en indirect. Direct kan door overwaaien tijdens de bespuiting (drift), door morsen bij het vullen van de tank, door het spoelen van de tank of door schoonhouden van taluds en watergangen met bestrijdingsmiddelen.

Indirecte belasting van het oppervlaktewater kan plaatsvinden door uitspoeling uit de bodem, door afspoeling, winderosie van bodemdeeltjes met hieraan gehechte middelen en atmosferische depositie.

Ter beperking van de emissie is het noodzakelijk inzicht te hebben in de mate waarin de diverse routes bijdragen aan de totale emissie.

Bij het onderzoek van DBW/RIZA is gekeken naar middelen die veel gebruikt worden in de aardappelteelt, graanteelt en uienteelt.

Gebleken is dat organotin (vooral trifenylytin = fungicide dat in de aardappelteelt wordt gebruikt) gedurende het gehele jaar wordt aangetroffen in het oppervlaktewater en de waterbodem. Tijdens het spuitseizoen nemen de gehalten duidelijk toe. Gedurende het gehele jaar, maar met name in het spuitseizoen en vlak daarna, wordt de waarde voor de algemene milieukwaliteit van trifenylytin overschreden. Uitspoeling blijkt slechts een geringe bijdrage te leveren aan de totale emissie. Uit schattingen blijkt dat drift als gevolg van vliegtuigtoepassingen wel een belangrijke bron kan vormen.

Dinoseb (= loofdoodmiddel bij aardappels) wordt in het oppervlaktewater met name aangetroffen in een aantal pieken tijdens en na de toepassing. Naast deze pieken vindt tot in december overschrijding van de algemene milieukwaliteit plaats. Dinoseb wordt niet aangetroffen in de waterbodem. Naast drift vormt uitspoeling bij dinoseb een belangrijke emissiebron.

DNOC (= loofdoodmiddel bij aardappels) is niet aangetroffen; waarschijnlijk is het niet toegepast.

Chloorthalonil (= fungicide gebruikt in de uienteelt) is in het geheel niet aangetroffen ondanks een redelijk frequent gebruik.

MCPA en mecoprop (herbicides in granen) zijn aangetroffen in het oppervlaktewater, maar niet in de waterbodem. Naar beide middelen zijn geen metingen verricht in drainwater, maar wel duidelijk is dat, als uitspoelen een rol speelt, dit niet de enige emissiebron kan vormen, omdat ook in droge perioden hoge gehalten worden aangetroffen in het oppervlaktewater.

Voor alle aangetroffen verbindingen geldt dat uitspoeling en/of drift niet volledig de gehalten in het oppervlaktewater kunnen verklaren. Dit leidt tot de conclusie dat er mogelijk sprake is van onzorgvuldig gebruik, waaronder wordt verstaan het spuiten over de sloot en/of morsen bij het vullen van de spuittank en/of spoelen van spuit tanks met oppervlaktewater. Een aantal zeer hoge gehalten van MCPA en mecoprop maken dit voor deze twee verbindingen zeer waarschijnlijk.

Tabel 18. Factoren van overschrijding van de waarde voor de algemene milieukwaliteit van de aangetroffen middelen in twee akkerbouwgebieden in de Flevopolder.

Verbinding	Compartiment	Periode	Overschrijdingsfactor
trifenylytin (1)	water	apr-jun	1
		jul-aug	65 (3)
		okt-dec	2
	waterbodem	apr-dec	750
dinoseb (2)	water	mei-dec	5-600
MCPA (1)	water	jun-dec	12 (4)
mecoprop (2)	water	jun-aug	2-480

(1) gemiddelden, (2) minima en maxima, (3) maximum overschrijding: factor 320  
(4) maximum overschrijding: factor 1000

Uit de aanwezige gegevens blijkt wel dat het oppervlaktewater vaak vervuild is met bestrijdingsmiddelen: bij een meerderheid van de monsterpunten worden concentraties aangetroffen boven de normen (tabel 19).

De waarden voor de algemene milieukwaliteit zijn de waarden zoals die zijn aangegeven in de Derde Nota Waterhuishouding (1989). Aan deze algemene milieukwaliteit ligt een ecotoxicologische onderbouwing ten grondslag.

Tabel 19. Landelijk percentage overschrijding van de basiskwaliteitseisen vermeld in het IMP-1985/1989 en/of de Algemene milieukwaliteit vermeld in de Derde Nota Waterhuishouding (Unie van Waterschappen, 1990).

Jaar	Aantal monsterpunten	Aantal overschrijdingen			
		IMP		Derde Nota	
		abs.	%	abs.	%
1986	355	211	59		
1988	402	252	63	271	67
1989	449	248	55	303	68

De analyses die regelmatig door de regionale waterkwaliteitsbeheerders worden uitgevoerd hebben vooral betrekking op de detectie van organochloorbestrijdingsmiddelen en de groepsparameter cholinesteraseremmers waarvoor in het IMP-water 1985-1989 (Rijkswaterstaat Hoofddirectie, Den Haag) getalswaarden aangegeven zijn, waaraan de basiskwaliteit van het oppervlaktewater zou moeten voldoen. Uit een evaluatie van de basiskwaliteit oppervlaktewater bleek dat de huidige normen kunnen leiden tot een kans op nadelige effecten op de groei en reproductie van organismen. Tevens is uit de evaluatie gebleken dat mogelijk een veel groter aantal stoffen dan tot nu toe werd gedacht een potentiële bedreiging voor het aquatisch leven vormen. Om deze redenen is in de derde Nota Waterhuishouding een voorlopige nieuwe invulling gegeven van de algemene milieukwaliteit (voorheen basiskwaliteit). Een schatting van de effecten op het aquatisch ecosysteem is daarbij maatgevend geweest.

Het blijkt dat het routinematig onderzoek naar organochloorbestrijdingsmiddelen en andere bestrijdingsmiddelen bij de meeste regionale waterkwaliteitsbeheerders plaatsvindt (Unie van Waterschappen, 1990). In alle beheersgebieden waar onderzoek wordt verricht worden overschrijdingen geconstateerd, met uitzondering van het beheersgebied van Schouwen-Duiveland en Utrecht. In het gebied van Schie-

land en Delfland, Tholen en West-Brabant voldoet geen van de monsterpunten aan de basis-kwaliteitsnormen uit het IMP-water 1985-1989. In de provincies Groningen en Friesland worden relatief gezien bij het kleinste aantal monsterpunten de normwaarden overschreden.

Naast cholinesteraseremmers zijn de volgende stoffen verantwoordelijk voor de overschrijding: HCH, endosulfan en dichlobenil. In mindere mate worden normoverschrijdende concentraties gemeten van pentachloorfenol, DDT en derivaten, endrin en dieldrin. Ook blijkt dat de stoffen die in 1989 verantwoordelijk zijn voor de overschrijding dezelfde zijn die ook reeds in 1986 zorgden voor de overschrijding. Opmerkelijk is dat het ook stoffen betreft waarvan de toelating (al lang) is vervallen zoals bijvoorbeeld DDT, dieldrin en endosulfan.

Overschrijdingen worden vooral gevonden in glastuinbouwgebieden. Door het Hoogheemraadschap Delfland wordt vanaf 1985 naast organochloorbestrijdingsmiddelen, routinematig de concentratie aan cholinesteraseremmende stoffen gemeten op een aantal punten in het oppervlaktewater (Hoogheemraadschap Delfland, 1988). Cholinesteraseremmers zijn stoffen die het enzym acetylcholinesterase remmen; dit enzym is betrokken bij de prikkeloverdracht in het zenuwstelsel en van zenuwen naar spieren bij mens en dier. Tot de cholinesteraseremmers behoren o.a. organofosfaat-bestrijdingsmiddelen (zoals diazinon en parathion) en carbamaten (zoals aldicarb en carbamyl). Uit metingen van het Hoogheemraadschap blijkt dat het totaalgehalte aan cholinesteraseremmende stoffen in bijna alle gevallen ver boven de IMP-norm van 0,5 µg/l ligt. Tevens bleken de stoffen binnen het Delflandse gebied (glastuinbouw) te worden toegevoegd. Uit een inventarisatie in de Poelpolder van de macrofaunagemeenschap bleek dat er sprake is van een zeer onevenwichtige opbouw. Bepaalde diergroepen, zoals kevers, oppervlaktewantsen en springstaarten, komen in sloten in glastuinbouwgebieden minder voor dan elders. Watervlooien kunnen in slootwater uit glastuinbouwgebieden niet overleven. In laboratoriumproeven bleek het water uit een kassloot in de omgeving van Aalsmeer toxisch te zijn voor watermijten en pissebedden. Wormen en muggelarven komen slechts op enkele punten, op enige afstand van de glastuinbouwbedrijven, voor. Deze en andere waarnemingen laten zien dat het voorkomen van bestrijdingsmiddelen in oppervlaktewater vooral een regionaal probleem is.

Van de 28 middelen die in het oppervlaktewater van het Westland zijn gevonden in concentraties boven de detectielimiet blijken 17 middelen de berekende veilige waarde te overschrijden (Van de Plassche, 1990). Voor 6 middelen zijn deze overschrijdingen zelfs aanzienlijk, namelijk een factor 369-21.429; dit betreft de bestrijdingsmiddelen deltametrin, diazinon, endosulfan, endrin, heptenofos en parathion.

Een systematisch onderzoek naar bestrijdingsmiddelen in oppervlaktewater wordt verricht door het RIVM. Een overzicht van de resultaten is gegeven in tabel 21 (Hrubec, 1988). Naast de in de tabel vermelde bestrijdingsmiddelen worden gelijktijdig de belangrijkste omzettingsprodukten, zoals anilines, chlooranilines en chloor- en nitrofenolen geanalyseerd. De gemeten concentraties van vele van deze omzettingsprodukten liggen in de orde van tienden tot enkele µg/l. Deze tabel geeft tevens een indruk van de omvang van het analysewerk dat moet worden uitgevoerd om een indruk te verkrijgen van het voorkomen van organische micro-verontreinigingen.

### Normen oppervlaktewater

In het Indicatief Meerjarenplan Water 1985-1989 zijn de in de tabel genoemde normen c.q. kwaliteitsdoelstellingen geformuleerd, welke tot 1990 zijn gehanteerd door waterkwaliteitsbeheerders. Daarnaast zijn er wettelijke kwaliteitsnormen vastgesteld voor oppervlaktewater dat bestemd is voor de bereiding van drinkwater; dit is gebeurd bij Algemene Maatregel van Bestuur (1983).

Tabel 20. Kwaliteitsdoelstellingen en -normen voor bestrijdingsmiddelen in oppervlaktewater ( $\mu\text{g/l}$ ).

Categorie	Basis-kwaliteit	AMvB
organochloorbestrijdingsmiddelen (individueel)	0.01	0.05
organochloorbestrijdingsmiddelen (totaal)	0.02	0.1
cholinesteraseremming (als paraoxon)	0.5	1.0
gechloreerde fenolen (individueel)	0.05	a)
overige bestrijdingsmiddelen	a)	a)

a) hiervoor zijn in het IMP-W of de AMvB geen waterkwaliteitsnormen geformuleerd.

In de recent verschenen Derde Nota Waterhuishouding is een voorlopige nieuwe set van kwaliteitsdoelstellingen geformuleerd in het kader van de algemene milieukwaliteit (kwaliteitsdoelstelling 2000). De IMP-normen bleken te beperkt en vertegenwoordigen nog geen 2% van het totale verbruik aan bestrijdingsmiddelen. Daarnaast wijken de AMvB normen voor oppervlaktewater gebruikt voor drinkwater af van de EG-normen die gelden voor drinkwater, reden waarom ook voor dit oppervlaktewater de normen binnenkort zullen worden aangepast. In de Derde Nota zijn nu voor een 50-tal bestrijdingsmiddelen normen opgenomen. Deze normen zijn gebaseerd op de NOEC-waarde (No Observed Effect Concentration): waarden waarbij ook in langdurige laboratoriumproeven geen effecten op bepaalde (standaard)organismen worden waargenomen.

Tabel 21. Overzicht van gemeten concentraties aan bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewater in 1984 (Hrubec, 1988).

Verbinding	norm* µg/l	1984 max	1984 med	Verbinding	norm* µg/l	1984 max	1984 med
a-HCH	0.01	0.01		iprodon		4.1	0.31
β-HCH		0.26	0.04	azinfosmethyl	0.02	0.33	0.06
quintozeen		0.75		dichloorvos	0.002	0.26	0.17
2-AB		3.3		heptenofos		5.4	0.23
MCPA	0.2			malathion	0.03	0.04	
mecoprop	0.1			mevinfos	0.005	0.12	
simazin	0.4	2	0.96	parathion		1.6	0.22
atrazin	0.1	0.98	0.43	triazofos	0.03	2.6	0.52
desmetryn/metribuzin		0.17		tolchlofosmethyl		14	1.7
prometryn		0.43	0.22	pyrazofos	0.003	2.2	0.19
carbendazim	0.03	49	2.2	pentachloorfenol	0.05	0.86	0.04
thiabendazol		37		dinoseb	0.02	1.3	
aldicarb	0.5	1.1		DNOC	0.3		
aldicarb-sulfoxide		4.6	0.07	metalaxyl		12	1.8

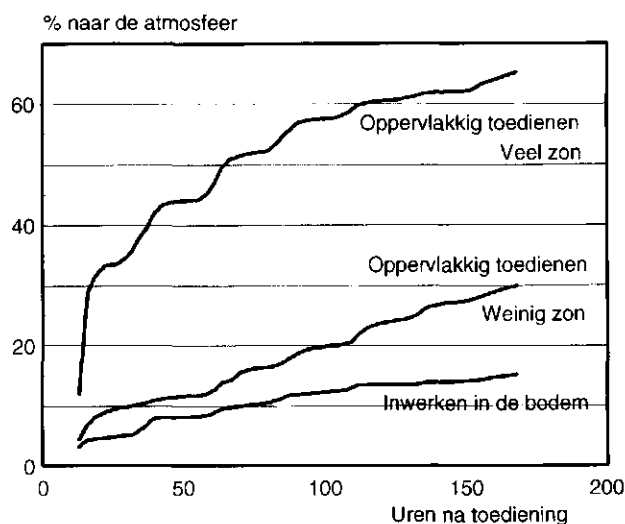
## 4.2 Belasting lucht

### 4.2.1 Verzurende stoffen

Uit de inventarisatie van de emissie van verzurende stoffen vanuit de landbouw blijkt dat de emissie van ammoniak uit dierlijke mest veruit de belangrijkste is in vergelijking met die van het verstoken van fossiele brandstoffen. Deze emissie treedt op in de stal, tijdens de opslag en na het uitrijden. De verliezen bij het uitrijden, dat nu gebonden is aan vaste periodes in het jaar, hangen sterk samen met de weersomstandigheden (figuur 52). De emissie van ammoniak is het hoogste de eerste uren na het uitrijden. Inwerken geeft een aanzienlijke reductie in de emissie naar de atmosfeer.

Door Erisman (1989) is de bijdrage van de verschillende diersoorten berekend. Ongeveer 30% van de emissie van rundvee ontstaat in de stal en tijdens de opslag, 49% als gevolg van uitrijden en 21% tijdens de weideperiode. Voor varkens vindt 39% van de emissie plaats in de stal en tijdens de opslag en 61% als gevolg van het uitrijden. Voor pluimvee zijn deze getallen 58, resp. 42%.

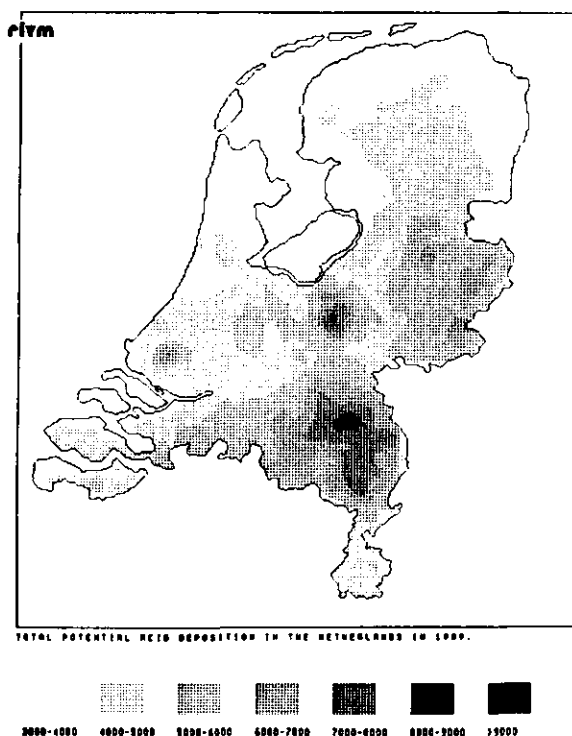
In de lucht reageert het basische ammoniak met zwavelzuur en salpeterzuur. Zwavelzuur en salpeterzuur zijn gevormd door de oxydatie van zwaveldioxyde en stikstofoxyden (voor de emissie van deze stoffen zie figuur 4), onder de vorming van voornamelijk ammoniumsulfaat. De reactie is vrij snel en per uur wordt ongeveer 25% omgezet.



Figuur 52. Ammoniakemissie naar de atmosfeer onder verschillende weersomstandigheden en na inwerken.

Door droge en natte depositie komt de niet gereageerde ammonia of de ammonium weer terug op de bodem en werken bemestend op de vegetatie. De ruimtelijke verdeling is weergegeven in figuur 53. Hierdoor wordt de aanwezigheid van stikstofminnende planten bevorderd en treedt o.a. vergrassing van heide op. Ook kan een hoge depositie aanleiding geven tot verstoring van de opname van andere belangrijke voedingsstoffen door de vegetatie. De ruimtelijke verdeling van de stikstofbelasting uit de lucht is weergegeven in figuur 19.

De bijdrage van de atmosferische depositie is met name van belang voor stikstof. Deze bijdrage varieert regionaal sterk (figuur 19). Nitrificatie, die na de depositie van ammoniak kan optreden, geeft aanleiding tot de produktie van zuur, waardoor bodemverzuring kan optreden.



Figuur 53. Ruimtelijke verdeling van de zure depositie (mol H<sup>+</sup>/ha/jaar) in Nederland in 1989 (Schneider en Heij, 1991).

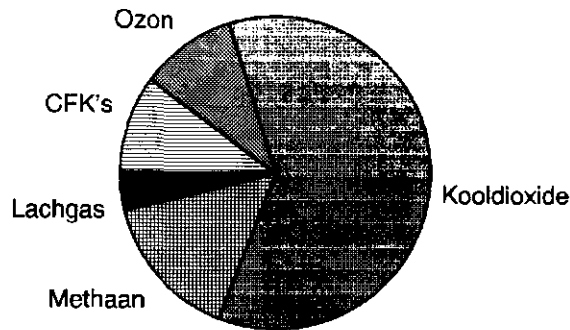
#### 4.2.2 Emissie in relatie tot klimaatverandering en aantasting ozonlaag

De toename van kooldioxyde is niet de enige oorzaak voor het broeikas effect. Er zijn meerdere "broeikasgassen", waarvan de toenemende concentratie in de atmosfeer de oorzaak kan zijn voor een toename van de temperatuur op aarde. De beste schattingen gaan uit van een toename van ongeveer 1 °C in 2025 en 3 °C in 2070 (figuur 54, Van Venetië en De Haan, 1990).

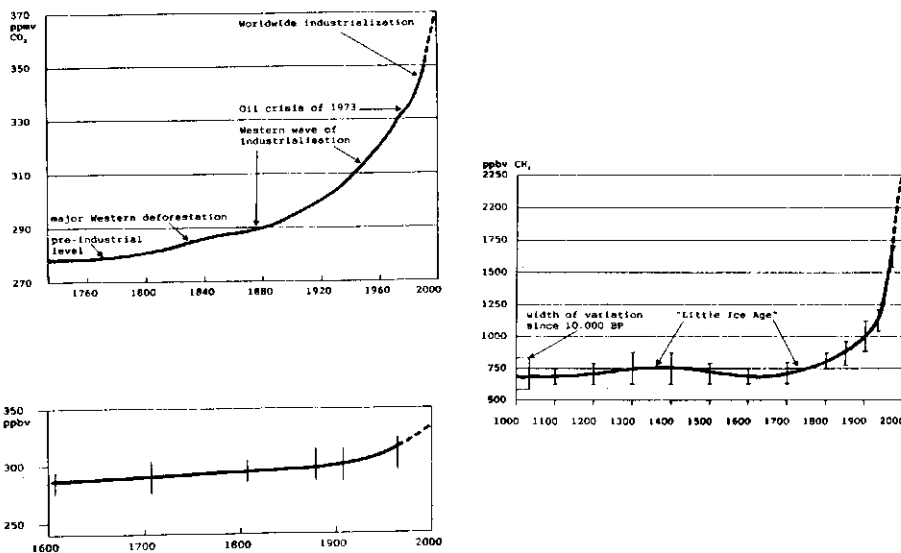
Wil men de atmosferische concentratie aan broeikasgassen in de toekomst niet laten stijgen boven het huidige niveau, dan is een reductie van de emissie van CO<sub>2</sub> met 60-80%, van methaan met 15-20% en voor lachgas met 70-80% nodig. De mondiale bijdrage van Nederland aan elk van deze gassen is kleiner dan 1%. Figuur 55 geeft de waargenomen stijgingen in de concentratie van broeikasgassen en extrapolatie naar het jaar 2000.

De bijdrage vanuit de landbouw binnen Nederland betreft vooral methaan en lachgas. Lachgas ontstaat als tussenprodukt bij de omzetting van ammonium in nitraat. Ook bij de denitrificatie wordt lachgas als tussenprodukt gevormd. Naast het broeikas effect wordt N<sub>2</sub>O ook verantwoordelijk gesteld voor een bijdrage aan de afbraak van ozon in de stratosfeer. De afbraak van ozon veroorzaakt een toename in de UV-straling met gevolgen voor gezondheid van de mens en leidt waarschijnlijk ook tot gewasbeschadiging.

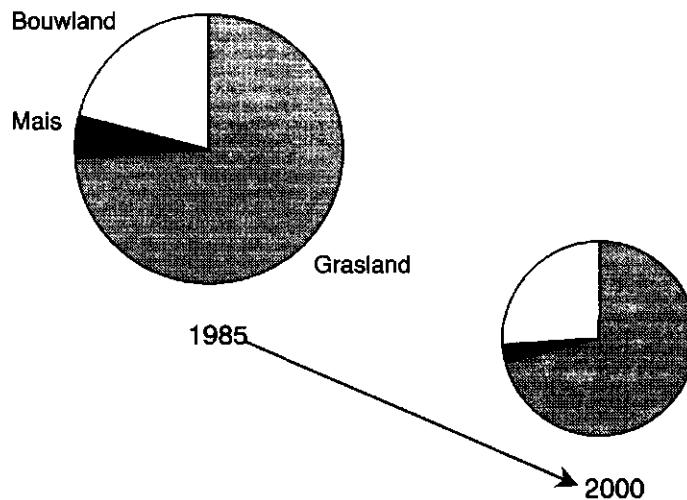
De productie van  $N_2O$  wordt bevorderd bij lagere temperaturen, lagere pH en hogere nitraatconcentraties. De hoge stikstofbelasting van de bodem in Nederland verhoogt de  $N_2O$  productie. Aangenomen wordt dat de landbouw de oorzaak is voor de toename aan lachgas in de atmosfeer. Binnen de Nederlandse landbouw is grasland de grootste producent van dit gas. De oorzaak is het grote oppervlakte dat de melkveehouderij inneemt, de hoge N-gift en het ontstaan via beweiding van plekken met een lokaal hoge N-concentratie (figuur 56).



Figuur 54. Verwachte relatieve bijdrage (%) in de komende eeuw van verschillende "broeikasgassen" aan het broeikaseffect (Van Venetië en De Haan, 1990).



Figuur 55. Trends in de concentraties aan  $CO_2$ ,  $NO_2$  en  $CH_4$  in de atmosfeer (Hekstra, 1990).



Figuur 56. Verdeling van de  $N_2O$  productie over de gebruiksvormen in 1985 en in 2000 (daling bemestingsniveau). De productie wordt geschat tussen de 10.7 en 17.7 miljoen kilo voor 1985 en in 2000 tussen de 6.4 en 10.6 miljoen kg (Van Venetië en De Haan, 1990).

Methaan draagt eveneens bij aan dezelfde milieu-effecten als lachgas. De toename van methaan in de atmosfeer bedraagt 1-2% per jaar. Fermentatie in de pens van landbouwhuisdieren en vrijlevende herkauwers draagt voor 18% bij aan de mondiale produktie. De produktie van methaan per koe bedraagt tussen de 350 en 550 liter per dag. De bijdrage van de melkveehouderij in Nederland is op nationale schaal ongeveer 85%.

#### 4.2.3 Gewasbeschermingsmiddelen

Hoewel de grootste verliespost naar het milieu van bestrijdingsmiddelen de atmosfeer is (tabel 18), is er weinig bekend over de concentraties in de atmosfeer. Ook over de verspreiding door de atmosfeer is weinig of niets bekend. De huidige emissie naar de lucht bedraagt naar schatting 4,5-4,9 miljoen kg actieve stof per jaar (MJP-G, 1990). Dit is ongeveer een kwart van de toegepaste hoeveelheid. Gegevens over het voorkomen en het gedrag van bestrijdingsmiddelen in de lucht zijn te beperkt om een betrouwbare schatting te maken over de verspreiding en van de effecten op het milieu. Enkele regionale en plaatselijke studies zijn uitgevoerd.

In de jaren 1985-1987 hebben het RIKILT en het IOB concentraties in de lucht gemeten van grondontsmettingsmiddelen in de buurt van aardappelvelden. De gemeten concentraties van dichloorpropeen en methylisothiocyanaat (omzettingprodukt van metam-natrium) bedroegen 1-728 µg/m<sup>3</sup> resp. 1-323 µg/m<sup>3</sup> gedurende de eerste uren na de grondbehandeling. Op grotere afstand, nabij woningen, lagen de concentraties, gemiddeld over 6 uur, meestal beneden de 10 µg/m<sup>3</sup>; in enkele gevallen werden hogere concentraties gemeten tot 70 µg/m<sup>3</sup> (dichloorpropeen) (MJP-G, 1990).

Gegevens over het voorkomen van bestrijdingsmiddelen in mist en regenwater zijn beperkt. In Duitsland zijn diverse bestrijdingsmiddelen in regenwater aangetroffen in concentraties tot 1,39 µg/l (Milde, 1987). In dit onderzoek hield de verontreiniging gelijke tred met het gebruikseizoen.

In Nederland zijn ook slechts in beperkte mate metingen verricht. Enkele waarnemingen zijn in tabel 22 opgenomen.

Tabel 22. Voorkomen van drie bestrijdingsmiddelen in regenwater in de periode mei-oktober 1988, zoals gemeten op 6 lokaties van het Landelijk Meetnet Regenwatersamenstelling (MJP-G, 1990).

Stof	Concentratieklasse (µg/l)		
	<0,01	0,01-0,10	>0,10
bentazon	23	11	2
simazin	23	10	1
atrazin	19	9	6

De getallen geven het aantal keren aan, dat een meting in een genoemde concentratietraject valt.



## 5 Samenvatting

Bij de diffuse verontreiniging in de landbouw dient een onderscheid te worden gemaakt tussen de landbouw als directe en als indirecte bron. De gift van meer nutriënten dan door het gewas kunnen worden opgenomen en de toepassing van bestrijdingsmiddelen die in onvoldoende mate in de bovenste bodemlaag worden afgebroken vallen onder de directe diffuse verontreiniging. Indirecte bronnen van diffuse verontreiniging zijn bijproducten in landbouwchemicaliën en grondverbeteringsmiddelen. Voorbeelden hiervan zijn het zware metaal cadmium als verontreiniging in fosfaatkunstmeststoffen en zuiveringsslib toegepast als meststof.

De landbouw is ook een ontvanger van diffuse verontreiniging. Dit betreft in hoofdzaak de atmosferische depositie in de vorm van zure regen en zware metalen.

Zware metalen kunnen met betrekking tot uitspoeling naar het grond- en oppervlaktewater overwegend als immobiel worden beschouwd, hoewel met betrekking tot koper (dierlijke mest) en arseen (residuen van vroegere toepassing in de aardappelteelt) nader oriënterend onderzoek gewenst is. De maatregelen die genomen zijn met betrekking tot atmosferische uitstoot, cadmium-arme meststoffen en regelgeving met betrekking tot de toepassing van organische afvalstoffen in de landbouw, verschuiven het tijdstip waarop er sprake zal zijn van een nadelig gevolg voor de produkten vrij ver in de toekomst. Er zijn echter gebieden zoals de uiterwaarden en loswallen van baggerspecie en het Peelgebied, waar op dit ogenblik reeds sprake is van nadelige gevolgen voor de teelt van gewassen.

Met betrekking tot bestrijdingsmiddelen en de nutriënten fosfaat en stikstof zijn er aanwijsbare gevolgen voor de kwaliteit van het grond- en oppervlaktewater. Ook bij de aanpassing van het gebruik van deze middelen moet rekening worden gehouden met "de erfenis uit het verleden". In een aantal gevallen zullen de ingevoerde en voorgestelde beheersmaatregelen pas over over tientallen jaren effect (kunnen) sorteren.

Deze conclusies zijn gebaseerd op toepassing van modelmatig onderzoek waarin schematisaties van de hydrologie, de bodemeigenschappen in Nederland en van de processen zijn toegepast. Voor stikstof en fosfaat heeft dit geleid tot gedetailleerde regionale modellen, die naast een voorspellende waarde ook duidelijk aangeven waar leemtes in de huidige kennis liggen. Voor bestrijdingsmiddelen zijn dergelijke modellen nog niet met een dergelijke detaillering op de schaal van Nederland toegepast. Verwacht kan worden dat toepassing op deze schaal ook kan leiden tot een nadere definiëring van de ontbrekende kennis. Vooralsnog zijn de modellen toepasbaar om scenario's voor beheersmaatregelen te evalueren. Nader onderzoek, waarbij de nadruk dient te vallen op combinatie van disciplines, proceskennis en vertaling naar de regionale schaal, is dringend gewenst.

Meer kennis van de processen in de onverzadigde zone is nodig om tot een betere voorspelling te komen van de uitspoeling van landbouwchemicaliën naar het bovenste grondwater. Voor de meeste landbouwchemicaliën spelen de processen in de onverzadigde zone een cruciale rol omdat in dit deel van de bodem bepaald wordt hoeveel uiteindelijk naar het ondiepe en diepe grondwater uitspoelt. Niet alleen chemische en microbiologische processen zijn belangrijk, maar ook de hydrologische processen (preferente stroombanen). Voor bestrijdingsmiddelen is er daarenboven gebrek aan kennis over de omzettingen in de ondergrond. Gecombineerd onderzoek is een eerste vereiste om tot een verdieping van de inzichten te komen en is ook nodig om tot een verbetering van regionale modellen te komen. Bestrijdingsmiddelen geven aanleiding tot een accumulatie in de bodem via de zogenaamde "grondgebonden residuen". Kwantitatieve gegevens over de vraag

in hoeverre deze accumulatie nadelige gevolgen kan hebben voor de produktie en ecologische functie van de bodem ontbreken voorshands.

Op regionale schaal speelt de hydrologie een uiterst belangrijke rol in de voorspellingen. Dit speelt bij de omvang van denitrificatie, maar ook bij het vaststellen van het areaal fosfaatverzadigde gronden.

Voorbeelden van ontbrekende kennis zijn:

- geeft aanleiding tot overschatting van de uitspoeling van nitraat naar het oppervlaktewater
- ontbreken van gegevens over nutriëntgehalten in gewasresten en het vrijkomen van nutriënten hieruit
- de omzetting van bestrijdingsmiddelen in de verzadigde zone: in veel modelberekeningen wordt alleen uitgegaan van de "Worst Case", hetgeen inhoudt dat de omzetting wordt verwaarloosd
- de beschikbaarheid op de lange termijn van het "**grondgebonden residu**" voor bestrijdingsmiddelen
- de lotgevallen van de grootste verliespost van de bestrijdingsmiddelen: emissie naar de atmosfeer
- de gehalten aan nutriënten, bestrijdingsmiddelen en zware metalen in de onverzadigde zone
- de gehalten aan nutriënten en bestrijdingsmiddelen in de kleine waterlopen en sloten en in het sediment (slootslib)
- voorkomen van preferentie stroombanen (vaak niet meegenomen in de berekening)
- inhomogeniteit in de toediening: het meest uitgebreide kalimodel voor grasland berekent een kalitekort, terwijl waargenomen wordt dat kali uitspoelt.
- de gevolgen van veranderend bodemgebruik en klimaatverandering op de stofstromen in de bodem.

Veel van de ontbrekende detailkennis valt binnen wetenschappelijke disciplines en onderzoek hiernaar dient om de individuele modellen voor de voorspelling van het gedrag van fosfaat, gewasbeschermingsmiddelen en zware metalen nauwkeuriger te maken.

Een nadeel van het huidige modelleninstrumentarium blijft dat elk model zijn eigen module heeft voor de beschrijving van processen als transport, afbraak en opname. Het is nodig om tot een integrale benadering van de bodem te komen waarbij in één model de gevolgen van ingrepen als landgebruik, hydrologie voor een groot aantal relevante stoffen kan worden voorspeld.

Gezien de problematiek van de diffuse verontreiniging van het landelijk gebied verdient het aanbeveling om binnen DLO te komen tot een onderzoekprogramma "Diffuse Bronnen". Binnen een dergelijk programma kunnen keuzes worden gemaakt voor prioriteiten in het onderzoek en kan een aanzet worden gegeven tot een integrale benadering van de problematiek.

## Bijlage 1. Geraadpleegde literatuur

- Aarts, H.F.M., Bieuwenga, E.E., Bruin, G., Edel, B. en Korevaar, H.: Melkveehouderij en milieu; een aanpak voor het beperken van mineralenverliezen. Verschenen als: PR-rapport nr.111, CLM-rapport PM2 en Cabo-verslag nr.79, 1988.
- Anonymus: Bestrijdingsmiddelen in Drentsche Aa bedreigen Gronings drinkwater. *H<sub>2</sub>O* 20 (1987) 472-473.
- Anonymus: Overschrijding normen bestrijdingsmiddelen. *H<sub>2</sub>O* 22 (1989) 361.
- Asman, W. en Jaarsveld, J.A.: Gedrag van atmosferische ammoniak. In: Dierlijke mest problemen en oplossingen, Proceedings van het symposium gehouden op 13 en 14 juni 1990, redactie: P. del Castillo, W.H. Rulkens en W. Salomons, KNCV, 1990, pp. 127-165.
- Barth, H. and l'Hermite P.: Scientific basis for soil protection in the European Community. Commission of the European Communities, 1986.
- Beersum, C. van: Emissie en emissieroutes van bestrijdingsmiddelen in oppervlaktewater. DBW/RIZA nota nr.90.004, 1990.
- Bekooy, D.A.: Is regionaal waterkwaliteitsbeheer inzake emissies van bestrijdingsmiddelen noodzaak? *H<sub>2</sub>O* 21 (1988) 736-742.
- Berbee, R.P.M.: Diffuse verontreiniging. DBW/RIZA, notanr. 90.016, 1990.
- Berends, A.G.: Bestrijdingsmiddelen en oppervlaktewaterkwaliteit. Een inventarisatie van het gebruik van bestrijdingsmiddelen in de akker- en tuinbouw. DBW/RIZA 1988.
- Berends, A.G.: Emissie van bestrijdingsmiddelen naar oppervlaktewater bij glastuinbouw in Delfland. Eindrapport van het inventarisatieproject, 1989.
- Berg, R. van den, Linden, A.M.A. van der, Mülschlegel, J.H.C., Beek, C.G.E.M. van, Jobsen, J.A., Leistra, M. en Hoeks, J.: Verdunning en omzetting van bestrijdingsmiddelen in grondwater, RIVM-rapport nr.725801002, 1990.
- Beugelink, G.P.: Grondontsmettingsmiddelen in het grondwater: voorlopers van een ernstige verontreinigingsgolf. *H<sub>2</sub>O* 20 (1987) 522-527.
- BGW (1987) Bundesamt der deutschen Gas- und Wasserwirtschaft eV: Vorkommen von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen in Brunnen, Uferfiltrat, Quellen, Grund- und Trinkwasser.
- Bisdom, E.B.A. en Schoute, J.F.Th.: Bufferende capaciteit van de ondergrond ten aanzien van denitrificatie. In: Dierlijke mest problemen en oplossingen, Proceedings van het symposium gehouden op 13 en 14 juni 1990, redactie: P. del Castillo, W.H. Rulkens en W. Salomons, KNCV, 1990, pp. 165-201.
- Boekhold, A.E.: Grondgebonden residuen van bestrijdingsmiddelen: een analyse van de milieuhygiënische risico's. Rapport Technische Commissie Bodembescherming nr.A89/09-R, 1989.
- Boesten, J.J.T.I.: Berekeringen over de invloed van eigenschappen van bestrijdingsmiddelen op hun uitspoeling naar het grondwater; uit "Samenvattingen symposium ter gelegenheid van het afscheid van Van Doorn als directeur van het IOB" op 21 december 1988.
- Boesten, J.J.T.I.: Het gedrag van organische bestrijdingsmiddelen in de bodem. *Chemisch Magazine* (1987) 243-245.
- Boesten, J.J.T.I.: Modelling pesticide transport with a three-site sorption sub-model: a field test. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 35 (1987) 315-324.
- Boesten, J.J.T.I. and Leistra, M.: Models of the behaviour of pesticides in the soil-plant system. Chapter 4 in: *Application of Ecological Modelling in Environmental Management, Part B*, 1983 (editors: Jorgensen, S.E. en Mitsch, W.J.), pp. 35-65.
- Boesten, J.J.T.I. and Pas, L.J.T.van der: Modelling adsorption/desorption kinetics of pesticides in a soil suspension. *Soil Science* 146 (1988) 221-231.
- Boesten, J.J.T.I., Pas, L.J.T. van der en Smelt, J.H.: Omzettingssnelheid van methylisothiocyanaat en 1,3-dichloorpropeen in waterverzadigde ondergrondmaterialen uit Drenthe en Groningen. Staring Centrum rapportnr. 1, 1989.
- Boesten, J.J.T.I., Pas, L.J.T.van der en Smelt, J.H.: Field test of a mathematical model for non-equilibrium transport of pesticides in soil. *Pesticide Science* 25 (1989) 187- 203.

- Booy, E.J.: Bestrijdingsmiddelen en watervervuiling in Zuid-Holland. Rotterdam, Zuid-Hollandse Milieufederatie, 1990, 33 p.
- Breeuwsma, A., Jansen, E.J. en Visschers, R.: Fosfaatverzadiging en kopertoestand van bouwlandpercelen in de gemeente Ambt-Delden. Stichting voor Bodemkartering, rapport nr. 1896, 1987.
- Breeuwsma, A., Reijerink, J.G.A. en Schoumans, O.F.: Fosfaatverzadigde gronden in het Oostelijk, Centraal en Zuidelijk Zandgebied. Staring Centrum, rapport 68, 1990.
- Breimer, T. en Smilde, K.W.: De effecten van organische- mestdoseringen op de zware-metaalgehalten in de bouwvoor van akkerbouwgronden. Themaboekje nr.7, PAGV, 1986, pp. 54-67.
- Bresser, A.H.M.: Acid precipitation research in the Netherlands. In: Acid precipitation, vol. 5, eds: A.H.M. Bresser and W. Salomons. Springer, New York, 1990.
- Brouwer, W.W.M., Boesten, J.J.T.I. and Siegers, W.G.: Adsorption of transformation products of atrazine by soil. *Weed Research*, 30 (1990) 123-128.
- Bulthuis, R.A.: Diffuse lozingen van bestrijdingsmiddelen naar de Waddenzee ten gevolge van landbouwkundig gebruik in de provincie Groningen. Werkgroep Eemsmond v/d Waddenvereniging, 1991.
- Canton, J.H., Linders, J.B.H.J., Luttik, R., Mensink, B.J.W.G., Panman, E., Plassche, E.J. van de, Sparenburg, P.M. en Tuinstra, J.: Inhaalmanoeuvre oude bestrijdingsmiddelen: een integratie. RIVM-rapport nr. 678801001, 1990.
- CBS: Milieufactetten, cijfers bij milieubeleidsthema's 1988. CBS, 1988.
- Consulentschap voor Bodem-, Water- en Bemestingszaken in de Akkerbouw en Tuinbouw. Mineralenbalansen in akkerbouw en tuinbouw, februari 1989.
- Curatorium Landbouwemissie: Rapport over emissies vanuit de landbouw. Ministerie Landbouw en Visserij, 1980.
- CUWVO: Emissieproblematiek agrarische bedrijven en bestrijdingsmiddelen. CUWVO, 1990.
- Daatselaar, C.H.G.: Verschillen in de mineralenbalans tussen melkveebedrijven, een vergelijkend onderzoek. LEI-rapport nr. 3. 144, 1989.
- Derde Nota Waterhuishouding, Water voor nu en later. Tweede Kamer der Staten Generaal 21 250, 1-2, 1989.
- Drecht, G. van, Berg, S.van den, Gast, L.F.L., Greve, P.A., Loch, J.P.G. en Timmer, T.: Een kolomonderzoek met de bestrijdingsmiddelen alachloor en dimethachloor in twee onverzadigde Nederlandse bodemprofielen. RIVM-rapport nr. 728471002, 1988.
- Driel, W. van and Smilde, K.W.: Micronutrients and heavy metals in Dutch agriculture. *Fertilizer Research* 25 (1990) 115-126.
- Duijvenbouden, W. van (eindredactie): De kwaliteit van grondwater in Nederland, RIVM-rapport nr.728820001, 1989.
- Duijvenbouden, W. van: Effecten van bemesting op de kwaliteit van grondwater en drinkwater. In: Dierlijke mest problemen en oplossingen, Proceedings van het symposium gehouden op 13 en 14 juni 1990, redactie: P. del Castilho, W.H. Rulkens en W. Salomons, KNCV, 1990, pp. 33-49.
- Erismann, J.W.: Ammonia emissions in the Netherlands in 1987 and 1988. RIVM Report No. 228471006, 1989.
- Evaluatie mestbeleid. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 1990.
- Faasen, R. Bestrijdingsmiddelen: strijd met waterkwaliteit? *H<sub>2</sub>O* 21 (1988) 727-731.
- FAO: Fertilizer Yearbook, Vol. 39, 1989.
- Fosfaatnormering, mineralenbalansen en milieubelasting in de (biologische) vollegrondsgroenteteelt. NRLO-rapport nr. 88/10, 1988.
- Führ, F.: Praxisnahe Tracerversuche zum Verbleib von Pflanzenschutzwirkstoffen im Agrarökosystem. Rheinisch-Westfälische Akademie der Wissenschaften, Vortrage N326: 5-35, 1984.
- Goossens, F.R. en Meeuwissen, P.C. (eindredacteuren): Advies van de Commissie Stikstof. Onderzoek inzake de mest- en ammoniakproblematiek in de veehouderij 9, 1990.
- Greve, P.A., Wal, B van der, Luttik, R. en Linders, J.B.H.J.: Bestrijdingsmiddelen in oppervlaktewater van het Westland. RIVM-rapport nr. 638812003, 1989.
- Groen, K.P. en Winkels, H.J.: De uitspoeling, afbraak en vervluchtiging van dichloorpropeen op het proefbedrijf "De Waag". RWS, 1990.

- Grontmij nv., Afdeling Bodem en Water: Bijzonder inventariserend onderzoek naar mogelijke verontreiniging van bodem en oppervlaktewater ten gevolge van de champignonteelt in de Bommelerwaard, 1988.
- Hallberg, G.R.: Pesticide pollution of groundwater in the humid United States. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 26 (1989) 299-367.
- Hannessen, H.: Mest als bron van luchtverontreiniging en verzuring. In: Dierlijke mest problemen en oplossingen, Proceedings van het symposium gehouden op 13 en 14 juni 1990, redactie: P. del Castilho, W.H. Rulkens en W. Salomons, KNCV, 1990, pp. 77-95.
- Havekes, H.J.M. en Vries, P.J.R. de: Verontreiniging van oppervlaktewater door bestrijdingsmiddelen. *Waterschapsbelangen* 71 (1986) 431-439.
- Hekstra, G.P.: Man's impact on atmosphere and climate: a global threat? Strategies to combat global warming. *Expected Effects of Climatic Change on Marine Coastal Ecosystems*, 1990, pp. 5-16.
- Hoogheemraadschap Delfland, Werkgroep Effecten van bestrijdingsmiddelen uit de tuinbouw op de waterkwaliteit: Invloed van tuinbouwactiviteiten op de waterkwaliteit in de polder Nieuwland en Noordland (Westland), dec. 1988.
- Hopman, R. : Bestrijdingsmiddelen in oevergrondwater en oppervlaktewater in Nederland: een inventarisatie (1988- 1989). KIWA, 1990.
- Hopman, R.: Bestrijdingsmiddelen en drinkwatervoorziening, KIWA, 1990.
- Hrubec, J.: Bestrijdingsmiddelen en drinkwater. *H<sub>2</sub>O* 21 (1988) 278-282.
- Interim Report on the Quality Status of the North Sea, North Sea Conference, The Hague, March 7 and 8, 1990, 48 p.
- Jong, F.M.W.de, Snoo, G.R.de en Canters, K.J.: Veldtoetsen voor onderzoek naar neveneffecten van bestrijdingsmiddelen. *CLM-mededelingen* 60, 1990.
- Jury, W.A., Farmer, W.J. and Spencer, W.F.: Behaviour assessment model for trace organics in soil: II. Chemical classification and parameter sensitivity. *J. Environ. Qual.* 13 (1984) 567-572; III. Application of Screening Model, pp. 573-579; IV. Review of Experimental Evidence, pp. 580-586.
- Instrumentarium beleidsanalyse waterhuishouding PAWN; het emissiebestand 1985; documentatiedeel 1a bestrijdingsmiddelen, WL-rapport, 1990.
- Koeijer, T.J. de en Wossink, G.A.: Emissies van meststoffen en bestrijdingsmiddelen in de akkerbouw. LU-Vakgroep Agrarische Bedrijfseconomie en Vakgroep Landbouwpolitiek, oktober 1990.
- Kroes, J.G., Roest, C.W.J., Rijtema, P.E. en Locht, L.J.: De invloed van enige bemestingsscenario's op de afvoer van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater in Nederland. Staring Centrum, rapport 55, 1990.
- Kruithof, J.C., Puyker L.M. en Janssen H.M.J.: Aanwezigheid en verwijdering van bestrijdingsmiddelen. *H<sub>2</sub>O* 22 (1989) 526-532.
- Lagas, P., Maaren, H.L.J. van, Zoonen, P. van, Baumann, R.A., Heusinkveld, H.A.G., Heeden, W.N. van der en Koeleman, M.: Onderzoek naar het vóórkomen van bestrijdingsmiddelen in het grondwater in de provincie Zuid-Holland. RIVM-rapport nr. 725803001, 1990.
- Lagas, P., Maaren, H.L.J. van, Zoonen, P. van, Baumann, R.A. en Heusinkveld, H.A.G.: Onderzoek naar het vóórkomen van bestrijdingsmiddelen in het grondwater in de provincie Noord-Brabant. RIVM-rapport nr. 725803002, 1990.
- Lagas, P., Verdam, B. en Loch, J.P.G.: Bedreiging van de grondwaterkwaliteit door bestrijdingsmiddelen. *H<sub>2</sub>O* 22 (1989) 422-427.
- Leeuwangh, P.: Ecotoxicologisch onderzoek in laboratorium en proefsloten voor de risico-analyse van bestrijdingsmiddelen. *Gewasbescherming* 20 (1989) 51-61. LEI: Landbouw-Economisch Bericht, 1990.
- Leistra, M.: Bestrijdingsmiddelen in de bodem. Hoofdstuk 7.4 in: M. Leistra, C. van den Berg en H.M. Oudshoorn: *Handboek voor Milieuhygiëne: deel IV Bodembescherming, hoofdstuk 7 Agrarische produktie*, Samson, Alphen aan de Rijn, 1980.
- Leistra, M. and Boesten, J.J.T.I.: Pesticide contamination of groundwater in Western Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 26 (1989) 369-389.
- Leistra, M. and Dekkers, W.A.: Computed effects of adsorption kinetics on pesticide movement in soils. *Journal of Soil Science* 28 (1976) 340-350.
- Leistra, M. and Smelt, J.H.: Computer simulation of leaching of aldicarb residues from arable soils in winter. *Quality of groundwater, Proceedings of an International Symposium* (1981) pp. 941-951.
- Leistra, M., Dekker, A. and Burg, A.M.M. van der: Computed and measured

- leaching of the insecticide methomyl from greenhouses soils into water courses. *Water, Air and Soil pollution* 23 (1984) 155-167.
- Leistra, M., Groen, A.E. en Bonne, M.L.: Omzetting van 3-chloorallyl alcohol in bovengrond en ondergrond van bloembollenpercelen. IOB, Wageningen, 1988.
- Leistra, M., Tuinstra, L.G. M.Th., Burg, A.M.M. van der and Crum, S.J.H.: Contribution of leaching of diazinon, parathion, tetrachlorvinphos and triazophos from glasshouse soils to their concentrations in water courses. *Chemosphere* 13 (1984) 403-413.
- Linden, A.M.A. van der en Boesten J.J.T.I.: Berekening van de mate van uitspoeling en accumulatie van bestrijdingsmiddelen als functie van hun sorptiecoëfficiënt en omzettingssnelheid in bouwvoormateriaal. RIVM-rapportnr. 728800003, 1989.
- Linden, F.J.M. van : Factoranalyse flora en fauna, veranderingen in de flora en fauna in Nederland en de rol van milieugevaarlijke stoffen hierin. VROM, 1990.
- Linders, J.B.H.J., Luttik, R., Knoop, J.M. en Meent, D. van der : Beoordeling van het gedrag van bestrijdingsmiddelen in oppervlaktewater in relatie tot expositie van waterorganismen. RIVM-rapport nr. 678611002, 1990.
- Loorij, T.P.J.: Gebruik van chemische bestrijdingsmiddelen door overheidsinstellingen, 1976-1983. Kwartaalbericht Milieu, CBS, 1985/3.
- Loorij, T.P.J.: Ontwikkelingen in het aantal toegelaten middelen. Kwartaalbericht Milieu, CBS, 1989/3.
- Martijn, Th.G. en Kreutz, R.H.F.: Bestrijdingsmiddelen: een plaag voor de drinkwatervoorziening. *H<sub>2</sub>O* 21 (1988) 659-662.
- Meer, H.G. van der en Meeuwissen, P.C.: Emissie van stikstof uit landbouwgronden in relatie tot bemesting en bedrijfsvoering. *Landschap* 6 (1989) 1, 19-32.
- Meer, H.G. van der, Uum-Lohuyzen, M.G. van: The relationship between inputs and outputs of nitrogen in intensive grassland systems. CABO, 1986.
- Milde, G. und Friesel, P.: *Grundwasserbeeinflussung durch Pflanzenschutzmittel*, Stuttgart, Fischer, 1987, 336 p.
- Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij: Bodemverontreiniging in het landelijk gebied. Rapportenreeks Natuur, Milieu en Faunabeheer, no. 7, 1989.
- MJP-Meerjarenplan Gewasbescherming, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 1990.
- Achtergronddocumenten Meerjarenplan Gewasbescherming:
- Meerjarenplan Gewasbescherming - Rapportage Werkgroep akkerbouw - 1990.
  - Meerjarenplan Gewasbescherming - Rapportage Werkgroep groenten vollegrondsteelt - 1990.
  - Meerjarenplan Gewasbescherming - Rapportage werkgroep bloembollenteelt - 1990.
  - Meerjarenplan Gewasbescherming - Rapportage werkgroep groenteteelt onder glas, 1990.
  - Meerjarenplan Gewasbescherming - Rapportage werkgroep bloemisterij, 1990
  - Meerjarenplan Gewasbescherming - Rapportage werkgroep boomteelt, 1990.
  - Meerjarenplan Gewasbescherming - Rapportage werkgroep veehouderij, 1990.
  - Meerjarenplan Gewasbescherming - Rapportage werkgroep beperking emissie, 1990.
- Nederlandse Aardappel Associatie, Programma Advies Commissie Suikerbieten en Stichting Nederlands Graan-Centrum - Beperking van het gebruik van chemische middelen in de akkerbouw - 1990.
- NEFYTO: Landbouw en chemische gewasbescherming in cijfers, 1990.
- Nijhoff, J.; Maters, M., de Heer, M. en Ree, K.: Bollenteelt nadelig voor het milieu. *Noorderbreedte* 89-198, 1989.
- NSS Agrimarketing: Gebruiksgedrag met betrekking tot gewasbeschermingsmiddelen in de land- en tuinbouw, Lelystad, Rijkswaterstaat, 1988, 336 p.
- OECD: *Water Pollution by Fertilizers and Pesticides*, Parijs, OECD, 1986, 144 p.
- Olsthoorn, C.S.M.: Stikstof in de landbouw: waarheen? *Landbouwkundig Tijdschrift* 101 (1989) 12, 22-27.
- Plassche, E.J. van de, Koten-Vermeulen, J.E.M. van en Canton, J.H.: Bestrijdingsmiddelen in oppervlaktewater van het Westland en het akkerbouwgebied in de Haarlemmermeer. RIVM-rapport, nr.638812004, 1990.
- Provincie Zuid-Holland, Dienst Water en Milieu: De bodem van Zuid-Holland, een inventarisatie van de chemische bodemkwaliteit in het landelijk gebied, 1989.
- Raats, P.A.C., Willigen, P.de, Gerritse, R.G.: Transport and fixation of phosphate in

- acid, homogeneous soils. *Agriculture and Environment* 7 (1982) 149-160.
- Riemsdijk, W.H. van en Breeuwsma, A.: Fosfaat-verzadiging van Nederlandse zandgronden. In: Dierlijke mest problemen en oplossingen, Proceedings van het symposium gehouden op 13 en 14 juni 1990, redactie: P. del Castillo, W.H. Rulkens en W. Salomons, KNCV (1990) pp. 223-247.
- Rijkswaterstaat: Indicatief Meerjarenplan Water 1985-1989 (1985).
- RIWA (A. Bal): Herkomst bestrijdingsmiddelen, onderzoek naar productie, formulering en gebruik van bestrijdingsmiddelen en inventarisatie van wettelijke bepalingen in het stroomgebied van de rivieren Rijn en Maas. RIWA, 1989.
- RIWA: Jaarverslag 1987/1988 deel A: de Rijn en deel B: de Maas.
- Roosjen, J.S.: De Spitinjecteur. *Landbouwmechanisatie* nr. 8 (aug. 1989) pp. 19-21.
- Ryden, J.C.: The flow of nitrogen in grassland. The Fertilizer Society, London, 1984.
- Schneider, T. and Heij, G.J.: Dutch priority programme on acidification. RIVM Report No. 200-07 (1991).
- Smeenk, J.G.M.M.; Linthorst, R.C. en Snoek, O.I.: Bentazon in de Rijn, in drinkwater en in regen. *H<sub>2</sub>O* 7 (1988) 183-185.
- Smelt, J.H.: Afbraak en uitspoeling van grondontsmettingsmiddelen. Lezingen symposium 'Bodemziekte en bodembescherming in Noordoost Nederland', 1988, pp. 26-32.
- Smelt, J.H., Crum, S.J.H. and Teunissen, W.: Accelerated transformation of the fumigant methyl-isothiocyanate in soil after repeated application of metham-sodium. *J. Environ. Sci. Health*, B24 (5) (1989) 437-455.
- Steenwolafval: Oogst, 12-10-1990, p. 16 e.v.
- Stoop, J.M. en Rennen, A.J.M.: Schadelijke stoffen voor land- en tuinbouw. Centrum voor Landbouw en Milieu, 1990.
- Traas, T.P., Denneman, C.A.J., Joosse-van Damme, E.N.G. en Straalen, N.M. van: Oecotoxicologische evaluatie van referentiewaarden voor gehalten van bestrijdingsmiddelen in de bodem. Vakgroep Oecologie en Oecotoxicologie, VU- Amsterdam, 1989.
- Unie van Waterschappen: Inventarisatie routinematige metingen bestrijdingsmiddelen 1988 en 1989 (1990).
- Uunk, E.B.J.: Mest en oppervlaktewater; belasting, gevolgen en maatregelen. In: Dierlijke mest problemen en oplossingen, Proceedings van het symposium gehouden op 13 en 14 juni 1990, redactie: P. del Castillo, W.H. Rulkens en W. Salomons, KNCV, 1990, pp. 49-77.
- Van Beek, C.G.E.M. en Vinkers, H.J.: De effecten van het milieu op drinkwater bereid uit grondwater. *Milieu*, (1988) 3, 65-70.
- Van Beek, C.G.E.M., Janssen, H.M.J. en Puijker, L.M.: Bestrijdingsmiddelen in grondwater. *H<sub>2</sub>O* 21 (1988) 80-85.
- Ven, G.W.J. van de: De kaliumkringloop op grasland. CABO-verslag nr. 132, 1990.
- Venetië, R. van en Haan, F.A.M. de (eindredacteuren): Klimaatverandering en het landelijk gebied. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 1990.
- Verhaegh, A.P., Vernooy, C.J.M., Sluis, B.J. van der en Velden, N.J.A. van der: Vermindering van de milieubelasting door de glastuinbouw in Zuid-Holland. LEI, interne nota nr. 386, 1990.
- Vetter, H. und Steffens, G.: Stickstoffaustrag aus vorwiegend organisch gedüngten Flächen, insbesondere mit Gülle. In: Nitrat - ein Problem für unsere Trinkwasserversorgung? Arbeiten der DLG, 177 (1983) 121-133.
- Vries, W. de: Critical deposition levels for nitrogen and sulphur on Dutch forest ecosystems. Stiboka, 1988.
- Vries, W. de and Kros, J.: De lange termijn effecten van verschillende depositiescenario's op de bodemvochtsamenstelling van representatieve bosecosystemen. Stiboka-rapport nr. 2051, 1988.
- Vries, W. de en Kros, J.: Assessment of critical loads and the impact of deposition scenarios by steady state and dynamic soil acidification models. Staring Centrum, rapport nr. 36, 1991.
- Vroomen, C.O.N. de; Bloembollenteelt op zandgronden zonder chemische grondontsmetting. Een verkenning van de consequenties. LEI-rapport no 52, 1989
- Wagemaker, F.H., Heer, H. de en Dulleman, E. van; Een compacte zuiveringsunit als mogelijke oplossing voor spuitrestanten van bestrijdingsmiddelen. *H<sub>2</sub>O* 23 (1990) 328-332.
- Wijnands, F.G.: Gewasbescherming in een geïntegreerd akkerbouwbedrijfssysteem,

- ziekten en plagen. PHLO-cursus Geïntegreerde Akkerbouw, 1991.
- Yaron, B.: General principles of pesticide movement to groundwater. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 26 (1989) 275-297.
- Zandvoort, R., Born, G.W.van den, Braber, J.M. en Smelt, J.H.: Leaching of the herbicide bromacil after application on railroads in the Netherlands. *Water, Air and Soil Pollution* 13 (1980), 363-372.
- Zee, S.E.A.T.M. van der, Riemsdijk, W.H. van, Fernandus, H.N.M. en Haan, F.A.M. de: Fosfaatuitspoeling bij overmatige drijfmestdosering. *Meststoffen 1-1987*, pp.14-19.
- Zee, S.E.A.T.M. van der, Riemsdijk, W.H. van en Haan, F.A.M. de : Het protocol fosfaatverzadigde gronden. Deel I: Toelichting en Deel II: Technische uitwerking. *LU-Vakgroepen Bodemkunde en Plantevoeding*, 1990.
- Zuiveringschap West-Overijssel en Technologische Dienst Staring Centrum: Bestrijdingsmiddelengebruik en oppervlaktewaterkwaliteit in een fruitteeltgebied in de Noordoostpolder, 1990.
- Zuiveringschap West-Overijssel : Onderzoek bestrijdingsmiddelen in de Noord-Oostpolder, juni 1988.
- Zwart, J.E.M.: De inkomensontwikkeling in de agrarische sector in 1990. *LEI, Periodieke Rapportage 3-90*, 1990.



## Bijlage 2. Lijst met gebruikte afkortingen

CBS : Centraal Bureau voor de Statistiek - Voorburg  
OECD : Organisation for Economic Co-operation and Development - Parijs  
NEFYTO : Nederlandse Stichting voor Fytofarmacie - Den Haag  
RIWA : Samenwerkende Rijn- en Maaswaterleidingbedrijven - Amsterdam  
PCB : Polychloorbifenyyl  
DDT : p,p-dichloordifenyl-trichloorethaan  
HCH : hexachloorcyclohexaan  
MJP-G : Meerjarenplan Gewasbescherming, Beleidsvoornemen Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 1990  
LNV : Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij  
VROM : Ministerie van Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer  
WVC : Ministerie van Volksgezondheid en Cultuur  
SOZA: Ministerie van Sociale Zaken en Werkgelegenheid  
VenW : Ministerie van Verkeer en Waterstaat  
2,4-D : 2,4-dichloorfenoxiazijnzuur  
2,4,5-TP : 2,4,5-trichloorfenoxiazijnzuur  
WHO : World Health Organisation  
MCPA : 2-methyl-4-chloorfenoxiazijnzuur  
TCA : trichlooracetaat  
DT50 waarde : degradation time: tijd die nodig is voor omzetting van 50% van de stof; halfwaardetijd  
PD : Plantenziektenkundige Dienst - Wageningen  
PAWN : Policy Analysis Watermanagement Netherlands  
RIVM : Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne - Bilthoven  
LD50 : Letale Dosis: dosis waarbij 50% van de populatie van een organisme wordt gedood  
VEWIN : Vereniging van Exploitanten van Waterleidingbedrijven in Nederland  
CUWVO : Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren - Hoofddirectie Waterstaat - Den Haag  
SC : Staring Centrum - Wageningen  
DBW/RIZA : Dienst Binnenwateren/ Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater - Lelystad  
DNOC : dinitro-orthocresol  
MCPA : 2-methyl-4-chloorfenoxiazijnzuur  
IMP : Indicatief Meerjarenplan Water 1985-1989 (Rijkswaterstaat)  
AMvB : Algemene Maatregel van Bestuur  
NOEC : No Observed Effect Concentration (waarden waarbij ook in langdurige laboratoriumproeven geen effecten op bepaalde standaard- organismen worden waargenomen)  
RIKILT : Rijkskwaliteitsinstituut voor Land- en Tuinbouwprodukten - Wageningen  
IOB : Instituut voor Onderzoek van Bestrijdingsmiddelen (thans onderdeel Staring Centrum)  
Stiboka : Stichting voor Bodemkartering (thans onderdeel Staring Centrum)  
PR : Proefstation voor de Rundvee- Schapen- en Paardenhouderij - Lelystad  
CLM : Centrum voor Landbouw en Milieu - Utrecht  
CABO : Centrum voor Agrobiologisch Onderzoek - Wageningen  
KNCV : Koninklijke Chemische Vereniging - Den Haag  
PAGV : Proefstation voor de Akkerbouw en de Groenteteelt in de Vollegrond - Lelystad  
LEI : Landbouw-Economisch Instituut - Den Haag  
FAO : Food and Agriculture Organisation - Rome  
NRLO : Nationale Raad voor Landbouwkundig Onderzoek - Den Haag  
RWS : Rijkswaterstaat - Den Haag  
KIWA : Keuringsinstituut voor Waterleiding Artikelen - Nieuwegein  
CML : Centrum voor Milieukunde - Rijksuniversiteit Leiden  
LU : Landbouwuniversiteit - Wageningen  
VU : Vrije Universiteit - Amsterdam  
PHLO : Post Hoger Landbouw Onderwijs - Wageningen

### Bijlage 3. Overzicht van sectoren binnen in de Landbouw

#### Grasland

##### Kenmerken van de bedrijfstak

De totale bruto-productiewaarde van de land- en tuinbouw is in gulden:

	32.602	miljoen,
waarvan rundveehouderij	10.705	miljoen
intensieve veehouderij	8.933	miljoen

(Cijfers 1988, LEI/CBS)

De exportwaarde bedroeg in 1986:

melkveehouderij	5.7	miljard
varkenshouderij	5.0	miljard
pluimveehouderij	2.3	miljard
vleeskaalverhouderij	1.4	miljard

Het totale areaal grasland en voedergrassen is sinds 1970 vrijwel constant gebleven op 1.350.000 ha. In de periode 1970-1988 daalde het areaal grasland met ca. 190.000 ha en steeg het areaal snijmais van bijna nul tot 200.000 ha.

In 1984 zijn in de veehouderijsector enkele ingrijpende beslissingen genomen nl. de superheffing en de interimwet, waardoor een verdere uitbreiding van de veestapel afgeremd werd. De laatste jaren is daar nog de mestregelgeving bijgekomen. De superheffing heeft tot gevolg gehad, dat het aantal melkkoeien per 100 ha grasland sterk is afgenomen. In 1983 bedroeg het aantal melkkoeien per 100 ha grasland 214, in 1984 was dit aantal 216 en in 1988 nog slechts 177. De melkproductie is gedaald van 13.231.000 ton melk in het topjaar 1983 tot 11.365.000 ton in 1988. Het aantal melkkoeien per bedrijf is nauwelijks afgenomen door een daling van het aantal bedrijven en de daarmee gepaard gaande vergroting van de blijvende bedrijven. Een gevolg van het kleiner aantal melkkoeien is dat er een relatief overschot aan ruwvoer is ontstaan. De vleesveehouderij en de schapehouderij hebben zich dan ook verder kunnen uitbreiden op de melkveebedrijven.

In de veehouderij vormen de mestproblematiek en ammoniakemissie de belangrijkste milieuproblemen. Voor de grondgebonden veehouderij leveren de mestregels niet al te veel problemen op omdat de mest doorgaans op het eigen land toegediend kan worden. Wel dienen, vanwege uitrijbepalingen, voorzieningen voor mestopslag te worden gerealiseerd.

De veehouderij draagt ook bij aan de zure-regenproblematiek via de uitstoot van ammoniak. Factoren, die bij de terugdringing van de ammoniakemissie een rol spelen, zijn de verlaging van het eiwitgehalte in het veevoer, verhoging van de benutting van het voer door het dier, het zorgdragen voor een gesloten mestopslag en gesloten mesttransport en juiste methode van toediening van de mest.

Bestrijdingsmiddelen worden in deze sector relatief weinig gebruikt.

Grondgebonden ziekten komen in grasland nauwelijks voor elk jaar gras telen op dezelfde percelen geeft dan ook weinig problemen. Bestrijdingsmiddelen worden soms gebruikt tegen insecten waarvan de larven schade aan de grasplant kunnen veroorzaken (bijv. emelten van de langpootmug). Ook onkruiden worden bestreden als ze te veel voorkomen. Dit doet men omdat onkruid giftig kan zijn, het kan geur- en smaakafwijkingen aan de melk geven en omdat de voederwaarde daalt bij veel onkruid. Onkruidgroei treedt vooral op als er kale plekken zijn; vooral bij herinzaai dus. De mate waarin onkruid wordt bestreden, hangt samen met de intensiteit van het beheer. Ook bij extensief beheer, bijvoorbeeld bij beheersovereenkomsten, moet soms corrigerend worden opgetreden. Meestal wordt dan plaatselijk de onkruidgroei met chemische middelen gestopt om de flora elders in het weiland zoveel mogelijk te sparen.

Op grond van waterschapsverordeningen moeten boeren de perceels- en kavelstoten in belangrijke mate vrij houden van begroeiing. Meestal gebeurt dit mechanisch, soms echter ook met herbiciden.

Verder kunnen nog middelen op het gras terecht komen via de mest: larviciden die aan de mest toegevoegd zijn om insectenplagen te voorkomen en diergeneesmiddelen en veevoederadditieven voorzover deze door het dier worden uitgescheiden met de mest.

In snijmais worden meer bestrijdingsmiddelen gebruikt dan in grasland, vooral herbiciden. Alle gangbare herbiciden in de maisteelt staan op de zwarte lijst in verband met milieurisico's en zullen waarschijnlijk worden verboden. Alleen mechanische bestrijding is dan nog een alternatief.

## **Akkerbouw**

### **Kenmerken van de bedrijfstak**

Het akkerbouwareaal is ongeveer 600.000 ha (excl. snijmais)

De bruto-productiewaarde bedraagt 2.758 miljoen gulden

(= 8,2% van totaal land- en tuinbouw).

Areaalgegevens 1988:	aardappelen	161.000 ha
	granen	197.000 ha
	suikerbieten	123.000 ha
	overige	120.000 ha

(LEI, CBS; cijfers 1988)

Overige gewassen zijn bijv.: graszaad, droge peulvruchten, koolzaad, zaaiuien, conservenpeulvruchten.

Het bouwplan bestaat grotendeels uit slechts enkele gewassen. Aardappelen, granen en suikerbieten maken 80% uit van het Nederlandse akkerbouwareaal. Dit nauwe bouwplan hangt samen met de prijzen van de akkerbouwprodukten.

Aardappelen telen rendeert meestal redelijk tot goed, maar aardappelen kunnen hoogstens 1 x per 3 jaar (beter minder vaak) geteeld worden i.v.m. ziekteproblemen (aardappelmoehed). Suikerbietenteelt rendeert ook redelijk tot goed, maar de teelt is gecontingenteerd. Door het overschot in de EG aan granen is de prijs ervan inmiddels zover gedaald, dat het in Nederland (hoge grondprijzen) nauwelijks meer loont granen te telen. Granen behoren evenals gras en mais tot de monocotylen (eenzaadlobbigen) en hebben in het bouwplan een positieve invloed op de bodemgezondheid en -structuur.

Door het nauwe bouwplan, met een hoog aandeel van dicotylen (tweezaadlobbigen), zijn er in de akkerbouw veel problemen met bodempathogenen. Veel bodempathogenen zijn polyfaag: ze kunnen op alle dicotyle gewassen leven en zich vermeerderen. Om de populatie van de schadelijke organismen in de hand te houden, worden bestrijdingsmiddelen toegepast.

Schadelijke bodempathogenen in de akkerbouw zijn vooral het aardappelcysteeltje, Rhizoctonia, Verticillium, bietecysteeltje en rhizomanie.

Ter bestrijding van de meest schadelijke bodempathogenen wordt de grond in delen van het land ontsmet met dichloorpropeen of metam-natrium. Deze stoffen worden ruim voor de volgende teelt in vloeibare vorm in de bodem gebracht waarna ze in dampvorm overgaan en zich door de grond verspreiden (= natte grondontsmetting). De toepassing van natte grondontsmetting is verboden van 16 november tot 15 maart. Na toepassing moet minstens 3-4 weken gewacht worden voordat er gezaaid kan worden; toepassing vindt daarom vooral in de herfst plaats.

Op beperkte schaal wordt ook gebruik gemaakt van middelen in granulaatvorm (= droge grondontsmetting) die kort voor het planten op de bodem worden gestrooid en ondergewerkt of ingeregend. De granulaatkorrels lossen op in het bodemvocht.

Bij natte ontsmetting is een hoge dosis nodig nl. 170 kg dichloorpropeen of 150 kg metam-natrium per ha. Een voordeel is dat een breed scala aan organismen wordt bestreden, evenals het onkruid.

Ruim de helft van de grondontsmettingsmiddelen wordt toegepast in het noord-oostelijk zand- en dalgrondgebied. In deze regio worden fabrieksaardappelen vaak in een 1 op 2 rotatie verbouwd, waardoor het aardappelcysteeltje

(veroorzaker aardappelmoehheid) veel problemen veroorzaakt. Jaarlijks wordt in dit gebied ongeveer 35.000 ha ontsmet. In kleigebieden wordt nog eens ca. 15.000 ha ontsmet om schade door aardappelmoehheid te voorkomen. Een geslaagde ontsmetting doodt minstens 80% van de aaltjes.

In de suikerbietenteelt wordt jaarlijks ca. 7500 ha ontsmet tegen het bietecysteeltje. Ontsmetten is bij de suikerbietenteelt alleen rendabel bij zware besmetting van de grond. Met een ruime vruchtwisseling blijft het aantal aaltjes beneden de grens waarbij ontsmetting rendabel is.

Chemische onkruidbestrijding is een van de voorwaarden geweest voor schaalvergroting in de landbouw (besparing arbeid).

Eenzijdig gebruik van herbiciden kan grote verschuivingen veroorzaken in de samenstelling van de onkruidflora, alsmede resistentie tegen herbiciden. Zo komt resistentie tegen triazinen algemeen voor. Onkruidsoorten die minder gevoelig zijn of resistent, kunnen zich sterk gaan uitbreiden. Het optreden van resistentie probeert men te voorkomen door de middelen af te wisselen. Ook wordt steeds meer mechanische onkruidbestrijding toegepast als de weersomstandigheden dat toelaten.

Schimmelaantastingen komen in Nederland veel voor door het vochtige klimaat en de doorgaans zware N-bemesting. Veel N geeft veel bladontwikkeling, waardoor het gewas langer vochtig blijft.

De Phytophthora-bestrijding bij aardappelen neemt ca. 65% van het totale gebruik van fungiciden en insecticiden in de akkerbouw voor z'n rekening. Afhankelijk van de weersomstandigheden zijn 10 tot 16 preventieve bespuitingen per jaar nodig. Curatieve middelen tegen Phytophthora ontbreken. De momenteel gebruikte middelen tegen Phytophthora staan onder zware druk. De dithiocarbamaten (maneb, mancozeb) vormen afbraakprodukten die sterk uitspoelen en verdacht worden van carcinogene eigenschappen. Organotinverbindingen bevatten zware metalen die zich in de bodem ophopen. Als deze middelen verboden worden, blijft chloorthalonil over, maar dit middel is dermate duur dat het bedrijfsresultaat naar verwachting in sommige streken (Veenkoloniën) hierdoor negatief zal worden. De nadruk zal moeten liggen op resistentere rassen. Amerikaans onderzoek toont aan dat bij resistentere rassen de dosering naar beneden kan bij dezelfde spuitfrequentie. Een akkerbouwer zal niet gauw geneigd zijn risico's te nemen met Phytophthora door minder vaak te gaan spuiten temeer daar de spuitmogelijkheden afhankelijk zijn van het weer. Een aantasting kan de oogst flink reduceren terwijl aardappelen op dit moment toch de (financiële) spil van het bouwplan vormen bij veel akkerbouwers.

Insekten veroorzaken in de akkerbouw doorgaans veel minder schade dan schimmelaantastingen. Insekten worden desondanks vaak met chemische middelen bestreden omdat ze virusziekten kunnen overbrengen die wel veel schade aanrichten (bijv. vergelingsziekte bij bieten door luizen). Bij gewassen als pootaardappelen (uitgangsmateriaal) moet daarom het loof voor een vastgestelde datum worden doodgespoten om te voorkomen dat luizen op grote schaal virusziekten overbrengen.

Voor een aantal ziekten is een vorm van geleide bestrijding ontwikkeld (EIPRE in wintertarwe, vergelingsziektewaarschuwingsdienst suikerbieten). Bij geleide bestrijding worden pas bestrijdingsmiddelen toegediend als een bepaalde schadepremie wordt overschreden.

In de volgende tabel wordt van de belangrijkste akkerbouwgewassen het verbruik aan bestrijdingsmiddelen in kg per ha per jaar weergegeven (excl. grondontsmetingsmiddelen):

uien	20,1
pootaardappelen	17,3
consumptieaardappelen	15,4
fabrieksaardappelen	5,6
suikerbieten	3,6
granen	3,3
handelsgewassen	3,5
graszaad	2,4

(Meerjarenplan Gewasbescherming, 1990)

Afgezien van de grondontsmettingsmiddelen, komt ruim de helft van het bestrijdingsmiddelenverbruik voor rekening van het gewas aardappelen. Omgerekend per ha zijn de grootste verbruikers respectievelijk uien, pootaardappelen, consumptieaardappelen, fabrieksaardappelen.

Bij uien is daarvoor bladvlekkenziekte grotendeels verantwoordelijk en bij aardappelen de Phytophthora-bestrijding.

Bij de onkruidbestrijding wordt bij het gewas suikerbieten de grootste hoeveelheid herbiciden gebruikt.

### Vollegrondsgroente

#### Kenmerken van de bedrijfstak

De bruto-productiewaarde van deze sector bedroeg in 1988: 961 miljoen (= 2,5% van de totale productiewaarde land- en tuinbouw).

Vollegrondsgroenteteelt komt voor op gespecialiseerde bedrijven en op akkerbouwbedrijven. Het aantal glastuinbouw- en veehouderijbedrijven met vollegrondsgroenteteelt is sterk gedaald sinds 1975.

Het totale areaal vollegrondsgroenten bedroeg in 1988: 43.000 ha (= 2,5% van het totale agrarische areaal). Hiervan betreft 40% gespecialiseerde bedrijven en 23% akkerbouwbedrijven.

Belangrijke provincies voor de groenteteelt zijn Noord-Brabant, Zuid-Holland, Limburg, Noord-Holland en Flevoland.

Ca. 2/3 deel is voor verse consumptie en 1/3 deel voor de conservenindustrie. Van de produkten voor de verse markt wordt meer dan de helft geëxporteerd, vooral naar Duitsland.

#### Areaalgegevens:

aardbeien	1930 ha
wortelen	5000 ha
sla/andijvie	2000 ha
prei	3000 ha
bonen	6850 ha
witlofwortels	5200 ha
kool	11460 ha
asperges	2735 ha
overig	4825 ha
<hr/>	
totaal (CBS, 1988)	43000 ha

Door de economische voordelen van specialisatie hebben veel bedrijven zich ontwikkeld in de richting van een beperkt aantal gewassen. Dit heeft geleid tot een nauwe vruchtwisseling die grondgebonden ziekten goede ontwikkelingskansen biedt. Op veel vollegrondsbedrijven op zand- en lichte zavelgronden wordt voor de bestrijding van grondgebonden ziekten gebruik gemaakt van grondontsmettingsmiddelen. Jaarlijks wordt ongeveer 8% van het areaal aan vollegrondsgroenten ontsmet (excl. onkruiddoding met metam-natrium).

Verreweg het grootste verbruik aan gewasbeschermingsmiddelen in kg a.s. per jaar vindt plaats in de teelt van aardbei (31%) en wortelen (27%). Bij de aardbei is met name de grondontsmetting hiervoor verantwoordelijk met 94% van het totale middelengebruik bij aardbeien. Vooral bij de teelt van plantmateriaal van aardbei-

en worden veel grondontsmettingsmiddelen gebruikt. Het plantmateriaal wordt voor ca. 80% geëxporteerd en moet virusvrij zijn. Sommige soorten nematoden spelen namelijk een rol bij het overbrengen van virusziekten. Bij wortelen is weliswaar eveneens grondontsmetting de grootste verbruiker (80%) maar dragen daarnaast ook insecticiden (tegen de wortelvlieg) bij (12%). Grondontsmetting vindt ook bij wortelen plaats als het bouwplan (te) nauw is. Voor grondontsmetting wordt metam-natrium vooral gebruikt op drogere zandgronden en dichloorpropeen op nattere klei- en zavelgronden. Vooral bij het gebruik van metamnatrium in de hoge dosering van 380 kg a.s./ha treedt een gunstige nevenwerking op m.b.t. onkruiddoding. Dit wordt veel gedaan bij sla en andijvie omdat er geen alternatieve herbicides beschikbaar zijn. Zou er wel een alternatief zijn, dan zou dit een enorme besparing aan kg, a.s. per ha opleveren. Metam-natrium wordt ook in lagere concentratie (100 kg a.s./ha) gebruikt als onkruidbestrijdingsmiddel. Het wordt dan niet in de grond gewerkt maar over de grond gespoten.

De intensiteit van het verbruik, uitgedrukt in verbruik per ha (incl. grondontsmettingsmiddelen), is het grootst in de teelt van aardbeien (200 kg/ha/jaar), gevolgd door sla/ andijvie (77 kg/ha/jaar), wortelen (67 kg/ha/jaar) en schorseneren (52 kg/ha/jaar)

### **Fruitteelt**

#### **Kenmerken bedrijfstak**

Het totaal aantal ha's bedroeg in 1988: 23.400.

De belangrijkste gewassen zijn:

appels	15.150 ha
peren	5.200 ha
pruimen	1.250 ha
opkweek vruchtbomen	1.200 ha

De totale produktiewaarde van de fruitteelt bedroeg in 1988: 537 miljoen (incl. 50 miljoen van de vruchtboomkwekerij). (CBS, PGF, 1988)

De belangrijkste fruitteeltcentra zijn:

- Gelders-Utrechts rivierengebied (rivierklei)
- Zeeland; Noord-Holland (zeeklei)
- Flevoland (jonge zeeklei)
- Limburg (zandgrond; löss)

In al deze gebieden (behalve Flevoland) komen veel kleine bedrijven voor met vaak verspreid liggende percelen. De fruitteelt vindt voornamelijk plaats op gespecialiseerde bedrijven.

De vruchtboomteelt heeft zich uitgebreid van 395 ha in 1965 tot 1200 ha in 1988; dit zijn meestal gespecialiseerde bedrijven. In toenemende mate gaan fruittelers er toe over hun eigen vruchtbomen op te kweken. De sterke uitbreiding van de vruchtboomkwekerij is vooral te danken aan het feit dat de Nederlandse kwekers als eersten op grote schaal gegarandeerd virusvrije bomen konden aanbieden. Veel vruchtbomen worden dan ook geëxporteerd.

Verse of ontsmette grond is essentieel voor de opkweek van goede vruchtbomen. Op de zwaardere gronden verhuist deze teelt daardoor steeds naar niet eerder met fruitbomen beteelde percelen. In oude teeltcentra op zandgrond is verse grond schaars en wordt er daarom ook veelal op ontsmette boomteeltpercelen opnieuw geteeld.

Grond waarop boomkwekerij plaatsvindt moet wettelijk vrij zijn van het aardappelcysteaaltje in verband met verhandelings- en exporteisen. Daarom wordt op zand- en dalgrond een grondontsmetting toegepast tegen aaltjes met metam-natrium of dichloorpropeen.

Bij grootfruit treden er vaak herinplantproblemen op veroorzaakt door schimmelsoorten. Op de zandgronden leveren aaltjes problemen op. Op klei- en zavelgron-

den lost men dit op door nieuwe fruitbomen in 10 liter potgrond te zetten, gevolgd door druppelbevloeiing en fertigatie. Bij ernstige besmetting op zandgrond is dit echter onvoldoende: de boomstroken worden hier voor het planten ontsmet met dichloorpropeen of metam-natrium.

Bij de teelt van appels worden veel (> 40) verschillende actieve stoffen gebruikt. De stof met de hoogste jaarlijkse dosering is captan. Dit middel wordt in de eerste plaats gebruikt tegen schurft. Schurft is een algemeen voorkomende schimmelziekte bij appels en peren, waartegen om de ca. 10 dagen gespoten wordt. Niet (tijdig) spuiten kan tot een aanzienlijk productie- en kwaliteitsverlies leiden en een verhoogde infectiedruk het jaar erop. Daarnaast wordt captan ook toegepast tegen vruchtboomkanker en bij bewaarrassen tegen bewaarrot.

Ziekteverwekkers, zoals schimmels en bacteriën, kunnen zich veel sneller vermenigvuldigen dan plaaginsekten. Daarom wordt er veel vaker tegen gespoten dan tegen insecten.

De chemische bestrijding van plagen in appel en peer heeft vrijwel vanaf het begin problemen gegeven. Met de breedwerkende middelen, van weleer (DDT, HCH) werden aanvankelijk met groot succes bepaalde plagen bestreden, maar vrij snel werden daardoor nieuwe plagen opgeroepen. Fruitspint was daarvan de eerste. De oorzaak bleek het doden van de natuurlijke vijanden van fruitspint, terwijl de spintmijten zelf snel ongevoelig voor die middelen waren geworden. Alleen met selectieve middelen kan het delicate ecosysteem in fruitgewassen zodanig worden gemanipuleerd dat schadelijke populatiedichtheden van plaaginsekten tot onder de schadedrempel worden teruggebracht, terwijl het complex van natuurlijke vijanden onaangestast blijft. Breedwerkende middelen, zoals de huidige synthetische pyrethroïden, zijn daarvoor veel te grof. De geïntegreerde bestrijding wordt op minder dan 10% van het appelareaal toegepast. Een knelpunt bij de invoering van geïntegreerde bestrijding vormt het ontbreken van voldoende selectieve middelen.

De geïntegreerde bestrijding bij appels kenmerkt zich door een biologische bestrijding van fruitspint en appelroestmijt door roofmijten; door het hanteren van bestrijdingsdrempels en een aangepaste middelenkeuze (voldoende veilig voor roofmijten). Het gebruik aan fungiciden is grotendeels gelijk aan het gebruik bij de conventionele teelt.

Het gebruik van bestrijdingsmiddelen per ha van appels en peren ontloopt elkaar nauwelijks en ligt op ca. 20 kg a.s./ha. Bij pruimen en kersen ligt het gebruik gemiddeld op ca. 8 kg a.s. per ha; bij pruimen vooral bestaande uit spuitzwavel voor de vruchtzetting en diverse middelen tegen onkruidschimmelziekten en insecten.

### **Bloembollenteelt**

#### **Kenmerken van de bedrijfstak**

Het totaal aantal ha's in 1988 bedroeg 16.420. Dit is ongeveer 0,75% van het totale areaal aan cultuurgrond. De produktiewaarde bedroeg 782 miljoen gulden.

#### **Areaalgegevens:**

tulp	7110 ha
lelie	2018 ha
gladiool	2206 ha
hyacint	1032 ha
narcis	1622 ha
iris	894 ha
overige	1548 ha

---

totaal 16420 ha  
(CBS, LEI, 1988)

De bloembollenteelt vindt vooral plaats op zandgronden in Noord- en Zuid-Holland. Deze zandgronden zijn rijk aan kalk, goed te bewerken en de oogstzekerheid is groot. De structuur van de grond en de mogelijkheden van waterbeheersing

maken vrijwel elke teelt mogelijk. De gronden liggen klimatologisch gunstig v.w.b. vorstschade en virusverspreiding. Het planten en oogsten van de bollen is op deze gronden goed te mechaniseren. Ook is de uiterlijke kwaliteit van de bollen van zandgrond aanzienlijk beter dan van bollen van zavel- en kleigrond. Bollen geoogst van zandgrond zijn gemakkelijk grondvrij te maken; voor diverse landen is dit een eis bij import (USA).

Deze voorkeur voor zandgronden in het westen van het land resulteert in een schaarste aan geschikte gronden. Een gevolg hiervan is een zeer hoge grondprijs. De schaarste aan geschikte grond en de economische haalbaarheid van de bollenteelt hebben geleid tot een sterke intensivering van de teelt op zandgronden. Op de zandgronden zijn veel bedrijven waar naast bollen alleen bloemen gekweekt worden, vruchtwisseling vindt op de bedrijven vrijwel alleen plaats tussen bollensoorten onderling. De vegetatieve vermeerdering van bollen en de fytopathologisch gezien vaak nauwe verwantschap van bollen, leiden bij de huidige intensieve teelt tot grote druk van ziekten en plagen. Het resultaat is een aanzienlijk gebruik van gewasbeschermingsmiddelen.

Uitbreiding van geschikte gronden in de Bollenstreek zelf is nauwelijks meer mogelijk, sinds de provincies Noord- en Zuid Holland het "omgronden" van grasland hebben verboden. Bij omgronden wordt een dieper gelegen (arme) grondlaag naar boven gehaald en de vruchtbare bovenlaag ondergewerkt. De zo ontstane arme grond is ideaal voor de bollenteelt maar niet meer geschikt voor andere doeleinden. De gevolgen voor natuur en landschap zijn met name aanleiding geweest voor het verbod op omgronden. Uitbreiding van de bollenteelt vindt dan ook voornamelijk plaats naar zavel- en kleigronden in andere provincies, o.a. het Noorden en Flevoland. Tulpen worden vooral geteeld langs de Waddenzee kust in Groningen en Friesland en in de polders. Lelies worden meer geteeld op zandgebieden in het binnenland. De zandgronden in Drenthe en Groningen zijn nauwelijks aantrekkelijk voor de bollenteelt i.v.m. de aardappelmoeheid die daar veel voorkomt. In verband met het verspreidingsgevaar geldt een verbod op de handel in bollen uit AM-besmette grond.

Door de nauwe vruchtwisseling is de druk van bodempathogenen bijzonder groot. Om de produktie en kwaliteit op niveau te houden moet de bodem frequent ontsmet worden. Dit gebeurt meestal met dichloorpropeen of metam-natrium. Grondontsmetting vindt voornamelijk plaats op de zandgronden in Noord- en Zuid Holland. Het jaarlijks ontsmette areaal bedraagt ca. 3000 ha, waarvan ca. 1300 t.b.v. de tulpenteelt.

Een aantal bolgewassen (vooral tulpen en lelies) wordt in toenemende mate geteeld op zavel- en kleigronden. De druk van ziekten en plagen is op deze gronden geringer, o.a. omdat er een ruimere vruchtwisseling plaatsvindt. Bollen worden hier geteeld op bedrijven waar ook bloemen, groentegewassen en/of akkerbouwgewassen worden geteeld. Ook worden steeds vaker gronden voor 1 jaar van akkerbouwers en veehouders gehuurd om bollen op te telen.

Als het terrein vlak is en de watertoevoer voldoende geregeld kan worden, dan kan ook inundatie worden toegepast: de grond wordt onder water gezet gedurende een aantal weken (12 of meer).

Een tijdelijke oplossing kan ook diepdelven zijn. Bij mechanisch diepdelven worden diepe (1,5 tot 3 m) en oppervlakkige grondlagen van plaats verwisseld zonder ze te mengen. Deze methode is uitsluitend toepasbaar op zandgronden met een voldoende diep zandprofiel. Deze methode biedt slechts een tijdelijke oplossing omdat de teellaag slechts tijdelijk vrij van aaltjes zal zijn. De bovengrond, waarin de meeste bestrijdingsmiddelen zijn opgehoopt, wordt bij deze methode diep ondergewerkt en de vervuiling van de bovengrond komt dus dicht bij het grondwater. De methode is vrij kostbaar en er is tot nu toe weinig ervaring mee opgedaan.

Bollen zijn in het algemeen gevoelig voor schimmel- en virusziekten. Het overgrote deel van de chemische middelen die op de gewassen worden toegepast (excl. grondontsmetting), heeft betrekking op de bestrijding van 'vuur', veroorzaakt door *Botrytis* spp. (ca. 70% totale volume) en op de verspreiding van virusziekten (29%).



De meest gebruikte middelen zijn de dithiocarbamaten (mancozeb, zineb, maneb). Bij gladiolen komt een schimmelziekte 'droogrot' (*Stromatinia gladioli*) voor, waarmee geschikte kleigronden inmiddels vrijwel allemaal zijn besmet. Deze gronden zijn dan tenminste 20-40 jaar niet meer te gebruiken voor de gladiolenteelt. De teelt van gladiolen is daarom grotendeels verplaatst naar zandgronden (in Brabant of Limburg) die ontsmet kunnen worden.

Verbruik per ha per jaar aan actieve stof (incl. grondontsmettingsmiddelen):

tulp	107 kg/ha
lelie	202 kg/ha
gladiool	187 kg/ha
hyacint	362 kg/ha
narcis	201 kg/ha
iris	165 kg/ha

Per ha is het verbruik bij de hyacint het hoogst (362 kg a.s./ha). Dit komt door het gebruik van 330 kg grondontsmettingsmiddelen (vnl. dichloorpropeen) per ha.

Vrijwel alle hyacintgrond wordt jaarlijks ontsmet.

Bij de andere bolgewassen ligt het percentage areaal dat jaarlijks ontsmet wordt lager. De cijfers geven een gemiddelde voor het hele land weer. Dat het verbruik bij tulpen lager ligt komt vooral doordat veel tulpen op klei- en zavelgronden worden geteeld die niet ontsmet worden. Het verbruik in de Bollenstreek zal voor tulpen waarschijnlijk even hoog zijn als dat bij de hyacint.

Bij de lelie wordt het hoge verbruik niet veroorzaakt door grondontsmettingsmiddelen. Hier is een hoog verbruik van minerale olie tegen luizen (overbrengers virusziekten) de oorzaak. Het lileareaal wordt hier ca. 16 maal per jaar mee behandeld in een hoeveelheid van 7 à 8 kg a.s. per ha per keer (is ongeveer 120 kg/ha/jaar),

Het LEI heeft berekend wat het betekent als het gebruik van chemische grondontsmettingsmiddelen wordt verboden. Meer dan 1/3 deel van de bedrijven zal moeten verdwijnen, de blijvende bedrijven zullen ongeveer 50% in oppervlakte moeten toenemen waarbij 1/4 deel uit vruchtwisselingsoogpunt niet wordt benut. Op grond van de financiële positie van de bedrijven wordt verwacht dat vooral de bedrijven met minder dan 8 ha bollen zullen verdwijnen.

## Glastuinbouw

### Kenmerken van de bedrijfstak

De produktiewaarde van de glastuinbouw bedroeg in 1988: 6763 miljoen gulden. De bloemisterij draagt voor 11% bij in de totale agrarische produktiewaarde en beslaat 0,3% van het areaal cultuurgrond. De glasgroentesector draagt bij voor 6% en beslaat 0,2% van het areaal cultuurgrond.

De glastuinbouwprodukten worden voor 70-80% geëxporteerd, waarvan 1/5 deel naar landen buiten de EG.

Als gevolg van de rentabiliteit vindt er een verschuiving plaats van glasgroenten naar snijbloemen en van snijbloemen naar potplanten.

De bloemisterijsector kent een sterke produktiegroei van 5-10% per jaar (zowel produktie, areaaluitbreiding, veilingomzet, exportwaarde); de produktiegroei bij glasgroenten is 2-3% per jaar (terwijl het areaal met ca.0,5% per jaar afneemt).

Aantal ha's:	bloemkwekerij open grond:	1897
	bloemkwekerij onder glas (4727):	
	snijbloemen onder glas:	3636
	planten onder glas:	1091
	glasgroenten:	4432

(CBS, 1988)

De glastuinbouwbedrijven zijn vooral gevestigd in centrumgebieden, voornamelijk in Zuid-Holland. Van de glastuinbouwbedrijven is 70-75% gespecialiseerd glasbedrijf. Deze groep bedrijven beteelt gezamenlijk 90-95% van het totale areaal glastuinbouwgewassen. Veel bedrijven zijn zo gespecialiseerd dat zij slechts één gewas telen. Ook de opkweek van plantmateriaal vindt veelal plaats op gespecialiseerde bedrijven.

Een toenemend deel van de snijbloemen en groenten wordt niet in de grond maar op andere substraten (voornamelijk steenwol) geteeld. Steenwol bestaat uit basisch stollingsgesteente, basalt en cokes. Steenwol bevat geen voedingsstoffen en de tuinder kan dus de bemestingsgift nauwkeurig regelen. In principe is ieder gewas te telen op steenwol, maar substraatteelt is economisch pas aantrekkelijk bij een lage dichtheid van planten omdat iedere plant een (dure) druppelaar vereist. De methode wordt daarom vooral veel toegepast bij vruchtgroenten als komkommer, paprika en tomaat. Gewassen als radijs en spinazie doen het ook goed op steenwol maar die teelt is niet rendabel gezien de hoge plantdichtheid.

In 1988 bedroeg het areaal substraatteelt snijbloemen ca. 500 ha (= 15% van het totaal) en groenten 2040 ha (= 50% van het totaal). Omschakeling naar substraatteelten leidt tot intensivering van de bedrijfsvoering en verdere specialisatie. Bij substraatteelt is de opbrengst gemiddeld 10% hoger, de houdbaarheid van de producten is beter en de grond hoeft niet ontsmet te worden. Bij grondteelt moet de grond meestal elk jaar opnieuw ontsmet worden, dit kost vooral veel geld omdat de kas een tijdlang buiten gebruik is. Bij substraatteelt worden de matten elk jaar vervangen en kan men gelijk met de volgende teelt beginnen. Deze werkmethode levert wel een grote berg steenwolafval op: jaarlijks een kleine 200.000 ton. Hergebruik voor de plantenteelt heeft nog geen ingang gevonden i.v.m. het risico op ziekteverspreiding en (bij veelvuldig gebruik) ophoping van zware metalen (uit de meststoffen). Voor hergebruik wordt de steenwol gescheiden van het plastic en drainwater. Het drainwater (incl. restant meststoffen en bestrijdingsmiddelen) wordt meestal geloosd op het riool. Momenteel lijkt alleen de verwerking van steenwolafval in bakstenen commercieel haalbaar. Naar andere alternatieven wordt nog gezocht. Op een aantal plaatsen wordt de steenwolafval opgeslagen in afwachting van een verwerkingsmogelijkheid.

Bij substraatteelt wordt een overmaat aan meststoffen in de voedingsoplossing toegediend. Deze overdosering is nodig vanwege de ongelijke watergift van de druppelaars en omdat niet alle planten evenveel water opnemen. De substraatteelten zijn verantwoordelijk voor het grootste deel van de uitspoeling van nutriënten in de glastuinbouw. Het recirculerend maken van de huidige substraatteelten geeft een grote reductie van de uitstoot van nutriënten naar bodem en oppervlaktewater. Uit een onderzoek van het LEI bij paprikabedrijven bleek dat lozende bedrijven 19.650 kg kunstmest per ha nodig hadden terwijl de recirculerende bedrijven gemiddeld 10.320 kg kunstmest per ha verbruikten.

Alleen voor de provincie Zuid-Holland (met 60% van het totale glasareaal) heeft het LEI voor 1989 berekend dat het om een uitspoeling van 19,2 miljoen kg voedingszouten gaat (watervrij).

Hergebruik van drainwater bespaart de tuinder dus de nodige kunstmest. Daartegenover staan echter ook nogal wat investeringen. Hergebruik van drainwater is alleen mogelijk als de tuinder kan beschikken over water van goede kwaliteit. In het Westland ontbreekt dit vaak: het grondwater is te zout door kwel en het leidingwater is ook te zout door de lozingen van de Franse kalimijnen op de rivieren. Als dit water wordt hergebruikt, dan stijgt het zoutgehalte te veel. De tuinder moet dan ruimte hebben voor een bassin om regenwater op te vangen. Verder moet het drainwater ontsmet worden om ziekteverspreiding te voorkomen.

De glastuinbouw wordt gekenmerkt door een hoog kostenniveau per m<sup>2</sup> (bedrijfsuitrusting, plantmateriaal, arbeid, energie, enz.), bij een hoge specialisatiegraad. Continuïteit van de bedrijven is dan ook alleen mogelijk bij hoge opbrengsten per m<sup>2</sup>. Deze hoge opbrengsten en het produceren van een kwaliteitsproduct betekent dat er geen schade ten gevolge van ziekten en plagen wordt getolereerd. Dit resulteert in een ten opzichte van andere sectoren hoog verbruik van meststoffen en bestrijdingsmiddelen.

Het hoge percentage export stelt eisen aan de kwaliteit (gebreken, residuen) en het vrij zijn van ziekten en plagen. Veel landen hanteren een nul-tolerantie. De nul-tolerantie heeft een hoog gebruik van chemische middelen tot gevolg. De concentratie in teeltcentra en de ontwikkeling naar steeds grotere kaseenheden, zonder compartimentering, zijn een extra gevaar voor epidemievorming.

Per jaar vindt grondontsmetting plaats op ca. 2400 ha in de bloemisterij. Grondontsmetting kan in de glastuinbouw m.b.v. stomen of behandeling met chemicaliën. Bij stomen kunnen vrijwel alle bodemziekten en -plagen bestreden worden als het lukt de temperatuur minimaal 1 uur op 70 °C te houden. Een risico bij het stomen van grond is het feit dat de grond snel kan worden geherkoloniseerd door schadelijke organismen. Ook kunnen niet alle grondsoorten worden gestoomd: natte veengronden niet omdat ze onvoldoende op temperatuur gebracht kunnen worden en omdat er structuurbederf van de grond kan optreden en sommige klei- en leemgronden niet omdat voor de plant toxische hoeveelheden mangaan worden vrijgemaakt. De investeringen die nodig zijn voor de aanleg van een stoominstallatie zijn vrij hoog.

Bij chemische middelen heeft methylbromide verreweg de beste en breedste werking, mede door z'n goede penetratievermogen in de grond. Vanwege de milieubelasting kan het middel m.i.v. 1992 niet meer toegepast worden. Methylbromide wordt in een dosering van ca. 500 kg/ha gebruikt. Een veel minder effectieve vervanger is metam-natrium (naast stomen en overgaan op substraatteelt); dit middel heeft een veel smaller werkingspectrum en de wachttijd is lang (3-6 weken). Na ongeveer 10 dagen kunnen nog aanzienlijke hoeveelheden methylisothiocyanaat (afbraakprodukt metam-natrium) in de bodem aanwezig zijn; veel tuinders spoelen daarom hun grond met regenwater. Uitspoeling naar oppervlaktewater (o.a. via drainbuizen) is het gevolg.

Dichloorpropeen wordt i.v.m. de zeer lange wachttijd nauwelijks toegepast in de glastuinbouw.

Sedert het terugdringingsbeleid inzake methylbromide (sinds de vondst ervan in het drinkwater in het Westland) is het gebruik van bodembehandelingsmiddelen (bijv. aldicarb) toegenomen, o.a. in de chrysantenteelt. De kans op uitspoeling van deze middelen neemt daarom ook toe.

Bij de substraatteelt worden de wortelziekten bestreden door ontsmetting van het substraat en door meedruppelen van specifieke bodembehandelingsmiddelen met de voedingsoplossing. Er worden dan beduidend lagere hoeveelheden gebruikt.

Het klimaat in de kassen is gunstig voor een snelle ontwikkeling van veel plaagorganismen. In de bloemisterij worden ziekten en plagen vooral bestreden met chemische middelen. In de groenteteelt wordt daarentegen steeds meer biologische bestrijding toegepast. Toepassing van chemische middelen in de groenteteelt is aan meer beperkingen onderhevig omdat rekening gehouden moet worden met een veiligheids termijn (i.v.m. consumptie) en eventueel mogelijke residuen in het produkt. Biologische bestrijding in de bloemisterij is moeilijker omdat veel exportlanden een nul-tolerantie hanteren, d.w.z. er mogen geen plaagorganismen in voorkomen, wat bij biologische bestrijding meestal niet lukt.

Een voorwaarde voor biologische bestrijding is de beschikbaarheid van voldoende selectieve middelen die ingezet kunnen worden tegen andere ziekten en plagen. Deze middelen mogen dan niet schadelijk zijn voor de ingezette biologische bestrijders. Vooral bij vroege en late teelten kunnen de biologische bestrijders de ontwikkeling van de plaagorganismen niet bijhouden en moet pleksgewijs met chemische bestrijding geholpen worden. Een structureel probleem is dat er te weinig van dergelijke selectieve middelen zijn.

Bij ernstige aantasting van gewassen door bepaalde organismen is het noodzakelijk de kas na het ruimen van het oude gewas te ontsmetten. Ook glas dat vervuild is door algen, stof, roet, kalkaanslag, roest of krijt (schermmateriaal) moet van tijd tot tijd worden gereinigd. Dit gebeurt in de regel voor de hoofdteelt. Dus gemiddeld eens per jaar.

In de gewassen chrysant en roos wordt naar verhouding de grootste hoeveelheid middelen toegepast: in chrysant 225 kg/ha/j en bij roos 146 kg/ha/j (excl. kasreinigings- en bloembehandelingsmiddelen).

Aan de gewassen sla, tomaat, komkommer en paprika blijkt 85% van de totaal door de groentesector verbruikte hoeveelheid bestrijdingsmiddelen te worden besteed.

Exclusief grondontsmettingsmiddelen ligt het gebruik van actieve stof bij aardbeien op 7 kg/ha, bij sla en tomaat op 13 kg/ha, bij paprika op 12 kg/ha en bij komkommer op 14 kg/ha.

Tussen de bedrijven bestaat een groot verschil in gebruik van bestrijdingsmiddelen. Het LEI signaleert bijvoorbeeld in de komkommer- en paprikateelt een factor 4 à 7 tussen de groepen bedrijven met het laagste en die met het hoogste gebruik bij een gelijke produktie. Als belangrijke oorzaken van deze verschillen worden genoemd het management van de tuinder (keus van de juiste middelen, de bekwaamheid om plagen te voorkomen of tijdig te signaleren) naast verschillen in infectiedruk.

Het treffen van de voorzieningen ten behoeve van een geringer verbruik en minder emissie zullen de bedrijfstak veel geld kosten. Het LEI schat de investeringen voor een snijbloemenbedrijf de komende 10 jaar op f 465.000,-, waarvan f 340.000,- voor gewasbescherming (rest voor bemesting). Voor een potplantenbedrijf komen de investeringskosten de komende 10-15 jaar op f 640.000,- (betonvloer; eb/vloed) resp. f 920.000,- (verrolbare tabletten). Hiervan is f 427.500,- resp. f 567.500,- specifiek nodig voor de gewasbescherming. Per groenteteeltbedrijf zal de komende 10 jaar een gemiddelde investering van ca. f 350.000,- nodig zijn om de milieubelasting vergaand te beperken. Hiervan is f 275.000,- specifiek nodig om het verbruik en de emissie van bestrijdingsmiddelen terug te dringen.

#### **Boomkwekerij**

##### **Kenmerken van de bedrijfstak**

Areaalgegevens:

bos- en haagplantsoen	1760 ha
laan- en parkbomen	1400 ha
vruchtboomonderstammen	1160 ha
sierconiferen	1055 ha
rozenstruiken en -onderstammen	710 ha
overige	1654 ha

---

totaal 7739 ha  
(CBS, 1988)

De boomteelt heeft zich de laatste jaren beduidend sneller ontwikkeld dan de rest van de land- en tuinbouw. Dit wordt veroorzaakt door enerzijds een uitbreiding van het areaal en anderzijds een intensivering van de teelt o.a. door de opkomst van de pot- en containerteelt. Het areaal is sinds 1975 met 53% uitgebreid tot 7739 ha in 1988. In 1988 bedroeg de produktiewaarde 579 miljoen (excl. vruchtboomonderstammen).

Van de 7739 ha wordt 425 ha gebruikt voor de teelt in pot en container. Daarnaast is er 132 ha boomteelt onder glas.

De sterkste groei heeft zich voorgedaan in de vruchtbomen en -onderstammen, vaste planten en laan- en parkbomen. Bij heesters, coniferen en vaste planten heeft de sterkste intensivering plaatsgevonden door de pot- en containerteelt.

Belangrijke centra zijn Boskoop, Zundert en Opheusden. Tachtig procent van de bedrijven met boomteeltgewassen zijn gevestigd in Limburg, Noord-Brabant, Zuid-Holland en Gelderland; dit beeld is sinds 1975 nauwelijks gewijzigd. De gemiddelde grootte van de bedrijven is van 1,4 ha in 1975 toegenomen tot 1,9 ha in 1988; de gemiddelde grootte varieert sterk. Op een groot aantal bedrijven is produktie en handel verweven; minder dan 10% wordt via de veiling verhandeld. Ook in de boomteelt is een sterke specialisatie opgetreden.

Ongeveer 2/3 van de boomkwekerijgewassen wordt geëxporteerd. De exportwaarde was in het seizoen 1988/89 484 miljoen gulden. Van de export blijft 79% binnen de EG.

De kwetsbare positie op de buitenlandse markt en de levering van plantmateriaal voor de professionele markt in binnen- en buitenland (fruitteelt, gemeenten, bos-

en landschapsbouw) betekent dat de kwaliteit erg belangrijk is.

Door het grote aantal soorten en cultivars (18500 waarvan 5000 regelmatig worden verhandeld) en de diversiteit van de teelten komt er een groot aantal bodemziekten voor; desondanks is er maar een gering aantal economisch of fytosanitair van belang.

Een probleem vormen aaltjes, en dan met name die aaltjes die virusziekten overbrengen. Van steeds meer gewassen wordt geëist dat ze virusvrij zijn. Boomkwekerijproducten kunnen daarom vaak moeilijk geteeld worden op veel gronden, bijv. waar aardappelmoeheid voorkomt. Het kweken van voortkwekingsmateriaal is volgens geldende regels (EG) verboden op dergelijke grond, tenzij is aangetoond dat deze grond vrij is van deze AM-organismen.

Onkruid kan schade geven door opbrengstderving, oogstbelemmering en kwaliteitsverlies. Een op zich niet schadelijke hoeveelheid onkruid kan soms oorzaak zijn van een te grote onkruiddruk in volgende teelten. Veel onkruiden vervullen ook een waardfunctie voor ziekten en plagen van gewassen.

Onkruid in de boomteelt wordt doorgaans bestreden met metam-natrium. Dit middel mag in de boomteelt in de hoge dosering van 380 kg a.s./ha worden toegepast als grondontsmettingsmiddel. Het middel wordt daarbij door injectie of infrezen in de grond gewerkt. Op dit moment wordt deze grondontsmetting in de boomteelt vrijwel altijd uitgevoerd zonder voorafgaand grondmonsteronderzoek. De belangrijkste reden voor de toepassing is dan ook de goede onkruiddodende nevenwerking in deze hoge dosering. Schattingen geven aan (MJP-G 1990) dat bij 50% van het areaal dat ontsmet wordt, grondmonsteronderzoek zou uitwijzen dat er geen sprake is van een besmetting die een grondontsmetting rechtvaardigt. De onkruiddodende werking is veel minder aanwezig en vooral van veel kortere duur bij de dosering van 100 kg a.s./ha die speciaal ten behoeve van onkruiddoding is toegelaten. Boomteeltgewassen groeien echter te langzaam en vormen bovendien vrijwel nooit een gesloten gewas.

Het oneigenlijk gebruik van metam-natrium wordt mede in de hand gewerkt doordat er slechts een beperkt aantal herbiciden voor toepassing in de boomteelt is toegelaten.

Mechanische onkruidbestrijding wordt toegepast bij de teelt van laanbomen.

De omvang van de chemische onkruidbestrijding is het grootst bij de teelt van bos- en haagplantsoen en de teelt van rozenonderstammen op zaaibedden.

Per ha worden de meeste middelen gebruikt bij de teelt van rozenonderstammen (385 kg a.s./ha), erica en calluna (262 kg/ha) gevolgd door rozestruiken (157 kg/ha). In al deze gevallen is de grondontsmetting met metam-natrium de oorzaak van het hoge verbruik. Rozenonderstammen worden vooral geteeld in Noordoost-Nederland.

Het gebruik van fungiciden is bij de rozenteelt hoog (35 kg/ha rozen en 73 kg/ha onderstammen). Het betreft hier vooral middelen tegen echte en valse meeldauw. Insecticiden worden veel gebruikt bij rhododendron en azalea, vooral tegen de taxuskever.