

NN31050.89-1

stora

89 - 01

Landbouw en Waterkwaliteit

32/44067-1

BIBLIOTHEEK
STADSGEBIED

stora

postbus 80200, 2508 GE den haag
johan van oldenbarneveltlaan 5

☎ 070-512710

stichting toegepast onderzoek reiniging afvalwater

Landbouw en Waterkwaliteit



0000 0363 0783

INHOUD	I
Ten Geleide	III
1 SAMENVATTING	1
2 INLEIDING	3
3 KWALITEITSEISEN	5
3.1 Oppervlaktewater	5
3.2 Grondwater	6
3.3 Bodem	6
4 BRONNEN VAN VERONTREINIGING	8
4.1 Grondgebonden activiteiten	8
4.1.1 toediening van stoffen	8
4.1.2 ingrepen in de waterhuishouding	12
4.2 Niet-grondgebonden activiteiten	12
5 TRANSPORT NAAR HET OPPERVLAKTEWATER	14
5.1 Waterhuishouding	14
5.1.1 afspoeling	15
5.1.2 uitspoeling	16
5.1.3 kwel	18
5.1.4 peilbeheer	18
5.2 Bodem	19
5.3 Waterbodem	20
6 WATERKWALITEITSASPECTEN	22
6.1 Kwantificering van de landbouwbijdrage	22
6.2 Stikstof	25
6.3 Fosfaat	28
6.4 Kalium	29
6.5 Chloride	30
6.6 Sulfaat	31
6.7 Zware metalen	32
6.8 Bestrijdingsmiddelen	33
6.9 Diergeneesmiddelen en veevoederadditieven	35
7 MOGELIJKE MAATREGELN	36
7.1 Maatregelen vanuit het waterbeheer	36
7.2 Maatregelen met betrekking tot de landbouwbedrijfsvoering	37

8	HIATEN IN DE KENNIS	41
8.1	Processen	41
8.2	Gebiedskenmerken	43
9	LITERATUUR	44
BIJLAGE 1	LIJST MET BEGRIPPEN	51
BIJLAGE 2	LIJST MET AFKORTINGEN	52
BIJLAGE 3	ENKELE GRENSWAARDEN EN WATERKWALITEITSDOELSTELLINGEN VOOR OPPERVLAKTEWATER	53
BIJLAGE 4	ENKELE GRENSWAARDEN EN WATERKWALITEITSDOELSTELLINGEN VOOR GRONDWATER EN DRINKWATER	54
BIJLAGE 5	REFERENTIE- EN SIGNAALWAARDEN VOOR CADMIUM, KOPER EN ZINK EN ENKELE BESTRIJDINGSMIDDELEN IN GROND, ALSMEDE DE TOETSINGSWAARDEN VAN DE INTERIMWET BODEMSANERING VOOR DEZE STOFFEN	55
BIJLAGE 6	OVERZICHT VAN DE GROOTTE VAN DE RESTPOST, WAARIN OOK DE BIJDRAGE VAN DE LANDBOUW IS OPGENOMEN, IN EEN AANTAL RECENTE NUTRIENTENBALANSSTUDIES	56
BIJLAGE 7	MAXIMALE VRACHTEN FOSFAAT, STIKSTOF, KALIUM, CHLORIDE EN SULFAAT ($\text{KG.HA}^{-1}.\text{JR}^{-1}$), EN CADMIUM, KOPER EN ZINK ($\text{G.HA}^{-1}.\text{JR}^{-1}$) BIJ TOEPASSING VAN DE BEMESTINGSEINDNORM, ZOALS DIE MOMENTEEL VOORZIEN IS [78], ALSMEDE DE GEWASOPNAME VAN DEZE STOFFEN	57

Ten geleide

Door de voortgaande sanering van puntlozingen neemt de bijdrage van diffuse bronnen aan de verontreiniging van oppervlaktewater relatief toe. Een van de belangrijkste diffuse bronnen van verontreiniging door stikstof, fosfor, kalium, chloride, sulfaat, zware metalen, bestrijdingsmiddelen, diergeneesmiddelen en veevoederadditieven is de landbouw.

Dit rapport bevat een inventarisatie van de kennis van het aandeel van deze stoffen in de belasting van oppervlaktewater, naar aard, transportweg, bindings- en uitspoelingsgedrag. Tevens worden belangrijke kennislacunes op deze terreinen gesignaleerd.

Het onderzoek werd door het algemeen bestuur van de STORA op aanbeveling van de Onderzoekadviescommissie* opgedragen aan het Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding (thans Staringcentrum) te Wageningen. Dit instituut werd bij de uitvoering van zijn werkzaamheden namens de STORA begeleid door een commissie bestaande uit ir. E.C.W.A. Geuze (voorzitter), ir. P.J.M. van Boheemen, ir. W.C.P.M. Bots, dr. T.H.L. Claassen en dr.ir. A.H.M. Hieltjes.

De aanbeveling om de bijdrage van de landbouw aan de verontreiniging van oppervlaktewater in veenweidegebieden te onderzoeken, is inmiddels door Onderzoekadviescommissie en STORA-bestuur overgenomen. Over het voorstel voor soortgelijk onderzoek aan hogere zandgronden is gerapporteerd in het kader van het BOVAR-project**, waarin de STORA in 1988 financieel participeerde.

Enquêtering van een beperkt aantal STORA-deelnemers wees verder op grote behoefte aan kwantificering van de invloed van de mestnormering en het uitrijverbod in het Besluit Gebruik Dierlijke Meststoffen op de nutriëntenbelasting van oppervlaktewater.

Ook afspoeling van meststoffen werd algemeen als probleem ervaren (waar treedt het op, in welke mate en wat is er tegen te doen), evenals het gebruik van bestrijdingsmiddelen in concentratiegebieden van tuinbouw en aardappelteelt (hoe komen deze middelen in het oppervlaktewater terecht en in welke hoeveelheid)***.

Den Haag, augustus 1989.

De directeur van de STORA

drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff

*

De Onderzoekadviescommissie, die tot dit project adviseerde bestond uit:

prof.ir. A.C.J. Koot (voorzitter), drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff (secretaris) en ir. J. Boschloo, ir. R. den Engelse, prof.dr. P.G. Fohr, ir. A.E. van Giffen, ir. J.J. de Graeff, dr.ir. P.J. Huiswaard, drs. S.P. Klapwijk, prof.ir. J.H. Kop, ir. Tj. Meijer, ir. L.P. Savelkoul, dr.ir. D.W. Scholte Ubink, wijlen ir. H.M.J. Scheltinga en ir. M. Tiessens (leden).

**

Bestrijding Overmatige Algen groei Randmeren; publicatie nr. 34 (1989) ICW.

Oriënterend onderzoek hiernaar vindt, onder andere, plaats in het stroomgebied van de Drentsche Aa, in Brabant (onderzoek naar de herkomst van zwarte-lijststoffen) en in Limburg.

In het waterkwaliteitsbeheer wordt, door de voortgaande sanering van puntbronnen, de bijdrage van diffuse bronnen aan de verontreiniging van oppervlaktewater relatief steeds belangrijker. Een van de belangrijkste diffuse bronnen is de landbouw. De stoffen waaraan aandacht is besteed, zijn stikstof, fosfor, kalium, chloride, sulfaat, zware metalen (Cd, Cu, Zn), bestrijdingsmiddelen, diergeneesmiddelen en veevoederadditieven.

Landbouwkundige activiteiten die de kwaliteit van het oppervlaktewater kunnen beïnvloeden, kunnen worden onderscheiden in grondgebonden activiteiten, zoals bemesting, toepassing van bestrijdingsmiddelen en ingrepen in de waterhuishouding enerzijds, en niet-grondgebonden activiteiten, met name lozingen, anderzijds. In de meeste gevallen zal belasting van het oppervlaktewater met stoffen vanuit de landbouw optreden via de bodem; interacties tussen de stoffen en de bodembestanddelen spelen hierbij een belangrijke rol. Als transportwegen kunnen afspoeling en ondiepe en diepe uitspoeling worden onderscheiden.

Belangrijk is dat de bijdrage van de landbouw aan de stoffenbelasting van het oppervlaktewater goed gekwantificeerd wordt. Balansstudies voor oppervlaktewater kunnen hierbij een goed hulpmiddel zijn, met name voor stoffen die weinig of geen interactie vertonen met de waterbodem. Voor stoffen die sterk gebonden worden aan de waterbodem, zoals zware metalen, leidt een balansstudie tot een onderschatting. De bijdrage van de landbouw maakt in de meeste gevallen nog deel uit van de restpost van de balans, samen met natuurlijke bodemuitspoeling en berging in de waterbodem. Deze restpost bedraagt voor de nutriënten stikstof en fosfor in gebieden zonder effluentlozingen vaak meer dan 50% van de totale belasting.

Voor alle stoffen die in dierlijke mest voorkomen, is afspoeling een belangrijke potentiële bron van verontreiniging van het oppervlaktewater. De kans op uitspoeling is voor alle stoffen verschillend, afhankelijk van hun gedrag in de bodem.

Stikstof spoelt vooral in de vorm van nitraat uit. Met name op zandgronden met diepe grondwaterstanden kunnen zowel onder grasland als bouwland hoge nitraatgehalten voorkomen, daar in een dergelijke situatie weinig denitrificatie optreedt in de onverzadigde zone.

Fosfaat wordt in de bodem sterk vastgelegd. Bij langdurige overmatige bemesting kan de bodem echter met fosfaat verzadigd raken. Dit treedt vooral bij zandgronden op. Bij hoge grondwaterstanden kan snelle, ondiepe uitspoeling dan een belangrijke bijdrage leveren aan de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater. In veengebieden komen al van nature hoge fosfaatgehalten voor in grond- en oppervlaktewater; de bijdrage van de landbouw is hier onzeker.

Uitspoeling van kalium kan vooral op zandgronden optreden, aangezien hier de adsorptiecapaciteit zeer beperkt is, in tegenstelling tot klei- en veengronden.

Hoge sulfaatconcentraties kunnen verschillende oorzaken hebben. Atmosferische depositie, ontwatering (oxydatie van sulfiden) en denitrificatie met behulp van pyriet spelen hierbij een rol. Ook dierlijke mest kan een belangrijke bron zijn. Sulfaat is in de bodem redelijk mobiel.

Chloride wordt niet in de bodem geadsorbeerd en is dus zeer mobiel. Bij de huidige mestgiften worden geen concentraties aangetroffen die kunnen leiden tot normoverschrijdingen in het oppervlaktewater, althans in gebieden met van nature zoet water.

Zware metalen worden zeer sterk gebonden aan organische stof in de bodem. Overmatige toevoer van cadmium, koper en zink met meststoffen uit zich derhalve vooral in hogere gehalten in de bodem en achteruitgang van de bodemkwaliteit ten gevolge van accumulatie. Van uitspoeling is vermoedelijk nauwelijks sprake.

Onzorgvuldig gebruik is nog steeds een belangrijke oorzaak van de belasting van het oppervlaktewater met bestrijdingsmiddelen. Mogelijk spelen echter ook afspoeling en snelle uitspoeling hierbij een rol.

Over diergeneesmiddelen en veevoederadditieven is met betrekking tot beïnvloeding van de waterkwaliteit niets bekend. In het algemeen worden deze stoffen, die vooral via dierlijke mest worden verspreid, snel afgebroken in de mest of in de bodem.

Aan waterkwaliteitsbeheerders staan nauwelijks maatregelen ter beschikking die kunnen zorgen voor een vermindering van de diffuse verontreiniging van oppervlaktewater door de landbouw. Bestrijding van effecten via het waterbeheer is gedeeltelijk wel mogelijk; meer preventieve maatregelen, die vooral in de landbouwbedrijfsvoering ingrijpen, vallen echter buiten de invloedssfeer van waterkwaliteitsbeheerders.

Op grond van de inventarisatie worden diverse hiaten in de kennis geïndiceerd.

Sinds het in 1970 van kracht worden van de Wet verontreiniging oppervlaktewateren is er een sterke verbetering in de kwaliteit van het oppervlaktewater opgetreden, vooral door het op grote schaal bouwen van afvalwaterzuiveringsinrichtingen. Ook de verontreiniging door industriële lozingen is sterk verminderd.

Hoewel op deze gebieden nog niet van een volledige sanering kan worden gesproken en ook nog aan brongerichte maatregelen kan worden gewerkt, zijn de mogelijkheden van de waterkwaliteitsbeheerder om de verontreiniging van het oppervlaktewater, die via puntbronnen optreedt, te beperken sterk verminderd.

Derhalve zijn diffuse bronnen van waterverontreiniging relatief steeds belangrijker geworden. Deze diffuse bronnen kunnen slecht worden aangepakt, enerzijds doordat de specifieke bron moeilijk is aan te wijzen, anderzijds door het ontbreken van juridische middelen binnen de bestaande wetgeving. Een inventarisatie van diffuse bronnen heeft plaatsgevonden door onder meer Feenstra en Van der Most [21]. Een van de belangrijkste diffuse bronnen is de landbouw.

De afgelopen decennia heeft de ontwikkeling van de land- en tuinbouw in toenemende mate geleid tot problemen voor het milieu. Met name valt te denken aan de opkomst van de intensieve veehouderij op de zandgronden en de steenwolteelt in de glastuinbouw. Inmiddels is echter onderkend dat ook meer extensieve vormen van landbouw niet per definitie milieuvriendelijk zijn. De landbouw levert een aanzienlijke bijdrage aan milieuproblemen als verzuring (ammoniak-emissie), vermisting (uitspoeling van stikstof en fosfaat), verspreiding (bestrijdingsmiddelen en zware metalen) en verstoring (stank).

In dit rapport wordt nader ingegaan op de landbouw als bron van verontreiniging van oppervlaktewater, waarbij specifiek wordt gekeken naar de mogelijkheden die waterkwaliteitsbeheerders hebben om deze verontreiniging te beïnvloeden.

Eerst worden de stoffen behandeld die voor een nadere studie in aanmerking komen vanuit waterkwaliteitsoogpunt en vanwege het gebruik van deze stoffen in de landbouw (hoofdstuk 3). Vervolgens wordt beschreven wat de landbouwkundige bronnen van deze stoffen zijn en wat het belang van deze bronnen is in vergelijking met andere (diffuse) bronnen, met name de atmosferische depositie (hoofdstuk 4).

Omdat de mate waarin het oppervlaktewater wordt verontreinigd mede bepaald wordt door de transportweg van bron naar oppervlaktewater, wordt een hoofdstuk gewijd aan deze transportwegen en de factoren die daarbij een rol spelen, i.c. de waterhuishouding en de bodem (hoofdstuk 5).

Vervolgens wordt beschreven wat er van deze stoffen inmiddels bekend is over hun gedrag in de bodem en hun voorkomen in grond- en oppervlaktewater aan de hand van beschikbare onderzoekresultaten van onderzoeksinstellingen en waterkwaliteitsbeheerders (hoofdstuk 6).

Daarna wordt geïnventariseerd welke mogelijkheden de waterkwaliteitsbeheerder heeft om deze problemen het hoofd te bieden (hoofdstuk 7).

In hoofdstuk 8 worden dan hiaten in de kennis besproken, die vanuit het onderzoek geïdentificeerd worden en die aansluiten bij de behoefte aan kennis bij waterkwaliteitsbeheerders.

De inventarisatie is voornamelijk beperkt tot de Nederlandse literatuur, aangezien deze informatie in eerste instantie de beste aanknopingspunten biedt voor de Nederlandse landbouw en het Nederlandse grond- en oppervlaktewater. Bovendien is de situatie in het buitenland vaak dermate verschillend van de Nederlandse situatie dat vergelijking onmogelijk is.

Waar nodig zal in dit rapport verwezen worden naar uitgebreidere inventarisaties die in het kader van deze studie zijn verricht en die als ICW-rapporten zijn uitgegeven. Het gaat hierbij om de deelrapporten "Macronutriënten" [33] en "Zware metalen en organische microverontreinigingen" [34]. Vooral met betrekking tot processen in de bodem wordt in de deelrapporten wel op buitenlandse literatuur teruggevallen.

3 KWALITEITSEISEN

Om ongewenste effecten van stoffen in het milieu te voorkomen of te beheersen is voor veel stoffen een stelsel van grenswaarden en kwaliteitsdoelstellingen in het leven geroepen, die betrekking kunnen hebben op alle milieuc compartimenten. Voor deze studie zijn vooral relevant de grenswaarden voor de kwaliteit van oppervlaktewater en drinkwater en de kwaliteitsdoelstellingen voor bodem, grondwater en oppervlaktewater. Voor de stoffen waarop in dit onderzoek de nadruk ligt, zijn in de bijlagen 3 t/m 5 de getalswaarden weergegeven van de grenswaarden en kwaliteitsdoelstellingen voor resp. oppervlaktewater, grondwater en de bodem. Deze getalswaarden vormen een referentiekader in deze studie en dienen om na te gaan in hoeverre overschrijdingen hiervan optreden of in de toekomst zullen optreden als gevolg van invloeden uit de agrarische sector. Op grond van deze informatie kunnen dan prioriteiten worden gesteld bij eventueel te voeren beleid met betrekking tot de aanpak van stoffen of stoffengroepen en uit te voeren onderzoek.

3.1 Oppervlaktewater

Voor alle oppervlaktewateren in Nederland is het begrip basiskwaliteit geïntroduceerd. Met de basiskwaliteit wordt beoogd een ondergrens aan te geven waaraan het oppervlaktewater moet voldoen teneinde bestaansmogelijkheden te bieden voor eenvoudige aquatische levensgemeenschappen en bepaalde vormen van menselijk gebruik.

In het IMP Water 1985-1989 [44] worden getalswaarden gegeven voor de basiskwaliteit van oppervlaktewater. Het is de bedoeling dat alle oppervlaktewater tenminste aan deze kwaliteitsnorm voldoet of in de toekomst gaat voldoen, tenzij door natuurlijke oorzaken hogere gehalten voorkomen.

In het algemeen hebben de grenswaarden betrekking op gebieden, die niet onder mariene invloed staan. Sommige stoffen zoals stikstof, fosfaat, kalium, chloride en sulfaat kunnen al van nature in hoge concentraties voorkomen, zoals in de kustgebieden als gevolg van mariene invloeden. Bij de grenswaarden van deze stoffen wordt dan ook meestal aangegeven dat deze eigenlijk regionaal gedifferentieerd zouden moeten worden, zodat verontreinigingen dan aan te geven zijn als verhogingen ten opzichte van het natuurlijke niveau.

Verder zijn voor verschillende stoffen strengere kwaliteitsdoelstellingen geformuleerd voor oppervlaktewater dat een speciale functie heeft: drinkwaterbereiding, water voor zalm- of karperachtigen en water voor schelpdieren. De getalswaarden voor de basiskwaliteit zijn richtinggevend; alleen de grenswaarden voor water met een speciale functie zijn middels uitvoeringsbesluiten vastgesteld.

Wanneer dit stelsel van grenswaarden in de toekomst uitgebreid wordt met een stelsel van waterkwaliteitsdoelstellingen op ecologische grondslag kan dat ook gevolgen hebben voor de landbouw.

Hoewel voor oppervlaktewater geen grens aan de kaliumconcentratie wordt gesteld, wordt deze stof toch bij dit onderzoek betrokken aangezien kalium in de landbouw een belangrijke rol speelt.

3.2 Grondwater

Voor de kwaliteit van het grondwater bestaan geen grenswaarden, hoewel men natuurlijk de drinkwaternormen wel als zodanig kan beschouwen, ervanuitgaande dat bij de bereiding van drinkwater uit grondwater door middel van een eenvoudige zuivering slechts weinig componenten worden verwijderd.

Wel is voor de Interimwet Bodemsanering een toetsingskader opgesteld waarin ook voor grondwater zogenaamde A-, B- en C-waarden zijn geformuleerd (zie bijlage 4).

Verder zijn in het kader van de Wet Bodembescherming referentiewaarden ontwikkeld voor bepaalde stoffen, onder andere afgeleid van de referentiewaarden voor de bodem. Voor grondwater is een differentiatie naar bodemkenmerk, gebied of bijvoorbeeld chloridegehalte belangrijker dan voor oppervlaktewater, daar grondwater meer plaatsgebonden is.

Gehalten in grondwater lopen uiteen naar plaats en diepte, afhankelijk van fysische, chemische en (micro)biologische locatiekenmerken. Dit is een gevolg van bijvoorbeeld omzettingen in de bodem (nitrificatie, denitrificatie, sulfaatvorming door oxydatie van sulfiden), of van aanvoer via de ondergrond (mariene beïnvloeding) [73].

Voor een juiste interpretatie van gemeten gehalten is het belangrijk om zo mogelijk de gehalten in een vergelijkbare natuurlijke, onbeïnvloede situatie te kennen.

3.3 Bodem

Grenswaarden voor de bodemkwaliteit zijn met name gericht op zware metalen en bepaalde organische microverontreinigingen.

In het kader van de Interimwet Bodemsanering is een toetsingskader opgesteld [46] bestaande uit referentiewaarden (A), toetsingswaarden t.b.v. nader onderzoek (B) en toetsingswaarden t.b.v. sanering(sonderzoek) (C), als hulpmiddel bij de bodemsanering. Deze waarden zijn ter vergelijking ook in bijlage 5 opgenomen.

Als vervolg hierop zijn in het kader van de Wet Bodembescherming door de Voorlopige Technische Commissie Bodembescherming voorlopige referentiewaarden voorgesteld [73], waaronder de bodem als multifunctioneel is te beschouwen, en wel op grond van de bovengrens van het traject van normale waarden in natuurterreinen. De referentiewaarden zijn gekoppeld aan het lutum- en/of organischestofgehalte van de bodem. De definitieve uitwerking hiervan wordt gegeven in het Milieuprogramma 1988-1991 [49]. Voor cadmium, koper en zink ziet dit er als volgt uit (referentiewaarden in mg per kg droge stof):

Referentiewaarde (Cd) = $0,4 + 0,007 * (L + 3H)$,
" (Cu) = $15 + 0,6 * (L + H)$,
" (Zn) = $50 + 1,5 * (2L + H)$,

met: L = lutumgehalte (%),
H = organischestofgehalte (%).

Daarnaast zijn door de LAC Milieukritische Stoffen [39] signaalwaarden vastgesteld, waarboven voor verschillende landbouwkundige gebruiksmogelijkheden van de bodem mogelijk problemen ontstaan (zie bijlage 5). De hoogte van de signaalwaarden wordt steeds bepaald door het gevoeligste criterium. Voor koper is dit de toxiciteit voor schapen in geval van grasland en mogelijk produktieverlies in geval van bouwland. Voor zink is het in alle gevallen produktieverlies en voor cadmium is contaminatie van gewassen de beperkende factor; dit laatste treedt bij cadmium eerder op dan effecten op gewasgroei en opbrengst [24].

4 BRONNEN VAN VERONTREINIGING

Er is een groot aantal landbouwkundige activiteiten, die aanleiding kunnen geven tot een ongewenste belasting van het oppervlaktewater met verontreinigende stoffen.

Deze activiteiten kunnen in een aantal categorieën worden verdeeld. De belangrijkste categorie is die van de grondgebonden activiteiten, met andere woorden activiteiten die van invloed zijn op de opbrengst van de grond (gewassen, melk, vlees), zoals bemesting en gewasbescherming. Hier vallen ook activiteiten onder die indirect hun invloed doen gelden, zoals veranderingen in het (grond)waterpeil en het scheuren van grasland. Een andere belangrijke categorie betreft niet-grondgebonden activiteiten, in de meeste gevallen gevormd door puntbronnen van verontreiniging.

In de volgende paragrafen worden deze activiteiten besproken, waarbij onder meer hun regionale verdeling over Nederland aan de orde komt en hun belang als bron van verontreinigingen in vergelijking met andere bronnen in het landelijk gebied, met name de depositie.

4.1 Grondgebonden activiteiten

4.1.1 toediening van stoffen

Bij de toediening van stoffen op of in de bodem gaat het in de eerste plaats om stoffen waarvan het gebruik gericht is op bijvoorbeeld het verbeteren van de bodemvruchtbaarheid of het bestrijden van ziekten en plagen ("bewuste" toediening). Het gaat dan om:

- hoofdvoedingsstoffen N,P,K;
- spoorelementen;
- bestrijdingsmiddelen.

Bij deze toedieningen worden echter ook vaak onbedoeld stoffen aan de bodem toegevoerd, zoals sulfaat en chloride (zowel organische als anorganische meststoffen) en zware metalen (bijv. cadmium in fosfaatmeststoffen en koper in varkensmest). Soms ook betreft het toedieningen die bewust gebeuren maar die niet noodzakelijk zijn voor de gewasproductie, zoals overmatige bemesting.

In tabel 1 is per landbouwsector weergegeven welk bodemgebruik plaatsvindt, welk areaal dit beslaat [12] en welke stoffen/middelen in een normale situatie worden toegepast op of in de bodem (pers. med. diverse Consultantschappen, 1987). De productie van dierlijke mest in de intensieve veehouderij is niet als landbouwactiviteit opgenomen, maar dierlijke mest is een van de toegediende stoffen).

De gegevens in tabel 1 zijn kwalitatief, aangezien het aangeven van hoeveelheden gebruikte stoffen op landelijk niveau geen zin heeft door de sterke regionale verschillen in landbouwpraktijk. De teelt van fabrieksaardappelen in de veenkoloniën is bijvoorbeeld niet te vergelijken met de teelt van consumptie-aardappelen in Zeeland, evenmin als het gebruik van grasland in een veenweidegebied te vergelijken is met dat op een hoge zandgrond. Om deze verschillen aan te geven zou een in-

landbouwsector	bodengebruik	areaal 1987 (ha)	toedieningen												
			organische mest				anorganische meststoffen					pesticiden			
			RM	VM	PM	ZS	N	P	K	Kalk	Sporen	GO	H	F	I
VEEHOUDERIJ	gras	1.124.472	+++	++	+	o	+++	+	+	+	+	-	+	-	+
	snijmaïs	197.500	+++	+++	+++	o	++	+	-	+	-	-	+	-	+
AKKERBOUW	aardappelen	168.400	+	+++	+++	o	+++	+++	+++	+	+	+++	+	+	+
	bielen	129.600	o	++	++	o	++	++	++	+	+	+	+	+	+
	granen	176.300	-	-	-	-	++	-	o	+	+	-	+	+	+
	peulvruchten	48.500	-	-	-	-	-	+++	o	+	+	-	+	+	+
	handelsgewassen	15.800	-	-	-	-	++	-	o	+	+	-	+	+	+
	landbouwzaden	22.100	-	-	-	-	++	-	o	+	+	-	+	o	+
	zaai-uien	3.974	V	-	-	-	++	++	++	+	+	-	+	+	+
GLASTUINBOUW	groenten	4.452	V	-	-	-	+++	+++	+++	+	+	++	-	+	+
	bloem/boomkwekerij	4.720	V	-	-	-	+++	+++	+++	+	+	++	-	+	+
VOLLEGRONDS TUINBOUW	groenten	38.800	V	-	V	-	+++	+++	+++	+	+	+	+	+	+
	fruit	22.213	(V)	-	-	-	+	-	++	+	+	-	o	++	++
	tuinbouwzaden	1.469	V	-	-	-	+	+	+	+	+	-	+++	+	o
	bloembollen	16.432	+/V	-	-	o	+	++	+	+	+	++	+	+	+
	bloem/boom/plant- kwekerij	9.180	V	-	-	o	+	+	+	+	+	+	++	-	+

Tabel 1. Areaal en gebruik van (kunst)meststoffen en pesticiden per bodemgebruiksvorm

RM - rundmest, VM - varkensmest, PM - pluimveemest, ZS - zuiveringsalib, V - wordt als vaste mest toegepast, + - wordt toegepast; aardere +-en hebben alleen relatieve betekenis, o - wordt weinig toegepast, - - wordt niet toegepast; incidentele gevallen kunnen niet worden uitgesloten.

GO - grondontsmettingsmiddelen, H - herbiciden, F - fungiciden, I - insecticiden.

deling naar CBS-landbouwgebieden een verbetering zijn, maar dit voert in het kader van deze studie te ver. Bovendien is een aantal omzetgegevens niet per landbouwgebied beschikbaar.

Dierlijke mest wordt meestal als dunne mest toegepast; daarnaast worden vaste rundvee-stalmest in de tuinbouw en vaste pluimveemest (op volumebasis circa 30% van de totale pluimveemestproduktie) gebruikt. Snijmaïs ontvangt grote hoeveelheden dierlijke mest. Daar dit gewas goed bestand is tegen een overvloed aan mineralen, kunnen hier overschotten aan dierlijke mest op worden uitgereden. Dit is een van de redenen dat het snijmaïssareaal de laatste jaren sterk is uitgebreid. Op grasland is de toediening van kalium de beperkende factor in verband met de gezondheid van het vee (kopziekte).

Opvallend is dat dierlijke mest slechts zeer beperkt in de akker- en tuinbouw wordt toegepast. Dit hangt samen met kostenaspecten, tot nog toe niet-optimale bemiddeling (Mestbank) en vervoersmogelijkheden, en een lage acceptatie van dierlijke mest door akkerbouwers vanwege:

- niet exakt bekende samenstelling (N, P, K);
- moeilijk voorspelbare/beheersbare N-werking;
- hoog chloridegehalte in rundveemest;
- hoge gehalten aan zware metalen (Cu, Zn);
- mogelijke aanwezigheid van ziektekiemen en onkruidzaden.

In een aantal gevallen (veenkolonien, bloembollenteelt) wordt met dunne mest een stuifdek aangebracht om winderosie te voorkomen.

Uit tabel 1 blijkt dat het gebruik van zuiveringsslib in de landbouw ten opzichte van dat van andere meststoffen ondergeschikt is.

Naast de bemestende eigenschappen wordt zuiveringsslib toegepast om de structuur van de grond te verbeteren. Vanwege het voorkomen van zware metalen zijn reeds in 1980 beperkingen opgelegd aan het gebruik van zuiveringsslib door middel van een richtlijn van de Unie van Waterschappen (71).

Op de meeste melkveebedrijven wordt, vanwege een hoge veebezetting, reeds zoveel mest per ha grasland geproduceerd dat geen behoefte bestaat aan een extra aanvoer van organische stof, fosfaat enz. via zuiveringsslib (16). In ieder geval is aanvoer van zuiveringsslib voor de voorziening van spoorelementen niet noodzakelijk op grasland, noch op bouwland. De toepassing van zuiveringsslib in de landbouw vloeit dan ook voort uit de combinatie van structuurverbeterende en bemestende eigenschappen (11).

Ervanuitgaande dat men zich houdt aan de richtlijn van de Unie van Waterschappen (71) komt de gebruikte hoeveelheid van 72000 ton droge stof terecht op minimaal 36000 ha (bouwland) of maximaal 72000 ha (grasland). In 1989 zal het gebruik van zuiveringsslib nog verder aan banden worden gelegd door het van kracht worden van het Besluit Gebruik Overige Organische Meststoffen.

Anorganische meststoffen worden zeer gericht toegediend, waarbij de hoeveelheid wordt afgestemd op de gewasbehoefte voor de economisch optimale opbrengst. In de (glas)tuinbouw wordt echter zeer intensief bemest, waarbij vooral in de substraatteelt de benutting zeer laag is, zodat een belangrijk deel van de gebruikte meststoffen met het drainwater wordt geloosd [25].

De dosering van kalk is niet zo zeer afhankelijk van het gewas, maar meer van de bodemgesteldheid. Voor spoorelementen (borium, kobalt, koper, mangaan, molybdeen) speelt behalve de bodemgesteldheid ook de gewasfactor een belangrijke rol.

Een apart geval is het scheuren van grasland. Dit kan een grote belasting van het grondwater tot gevolg hebben, enerzijds door de mineralisatie van de ondergeploegde oude zode en anderzijds door de extra mesttoediening voor een goede mineralenvoorziening van de nieuwe zode.

Ruim de helft van het bestrijdingsmiddelengebruik wordt ingenomen door grondontsmettingsmiddelen, met name dichloorpropeen en metamnatrium, die voornamelijk hun toepassing vinden in de aardappel- en bietenteelt, en in enkele kleinere teelten (bloemisterij, boomkwekerij, bloembollen, aardbeien). Daarnaast wordt ook nog methylbromide in de glastuinbouw toegepast.

Naast de grondontsmettingsmiddelen worden bij genoemde teelten ook andere middelen gebruikt, bijvoorbeeld voor de bestrijding van schimmels en voor het doodspuiten van loof (aardappelen). Dit betekent dat meer dan 55-60% van de bestrijdingsmiddelen wordt ingezet op circa 19% van het areaal cultuurgrond.

Volgens Willems [79] is de situatie nog extremer en wordt in de aardappelteelt (8,2% van het areaal cultuurgrond) alleen al 50% van de totaalomzet van bestrijdingsmiddelen toegepast. Voor de bovengenoemde 19%

bron	N	P	K	Cl	S	Cd	Cu	Zn	pesticiden
dierlijke mest - rundvee (%)	29,8	38,0	62,7	49,4	35,4	11,3	18,7	25,2	-
- overige (%)	13,5	33,9	19,3	18,5	11,8	12,4	55,1	31,9	-
- totaal (%)	43,3	71,9	82,0	67,9	47,2	23,7	73,8	57,1	-
kunstmest - bedoeld (%)	47,0	26,3	17,3	-	-	-	12,8	-	-
- onbedoeld (%)	-	-	-	13,8	7,2	38,4	1,4	5,0	-
zuiveringsslib (%)	0,4	1,2	0,1	p.m.	0,3	1,7	2,6	3,7	-
bestrijdingsmiddelen (%)	p.m.	p.m.	p.m.	p.m.	p.m.	-	-	p.m.	100,0
depositie (%)	9,3	0,6	0,6	18,3	45,3	36,2	9,4	34,2	p.m.
totaal (%)	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
totaal ($10^6 \text{ kg}_i \cdot \text{jr}^{-1}$)	1075	148	576	417	139	0,02	1,31	2,53	19,8
totaal ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$)	538	74	329	208	69	0,01	0,66	1,26	9,9

Tabel 2. Gemiddelde procentuele belasting van de cultuurgrond in Nederland met verschillende stoffen vanuit verschillende bronnen

N.B. De gegeven waarden zijn slechts indicatief; met name de samenstelling van dierlijke mest is sterk aan verandering onderhevig. Het cijfer achter de komma is alleen weergegeven om de bijdrage van zuiveringsslib te kunnen opnemen.

van het areaal cultuurgrond waarop grondontsmetting plaatsvindt, zou dit betekenen dat daarop ruwweg 70% van alle bestrijdingsmiddelen wordt toegepast.

Op grasland (57% van het areaal cultuurgrond, zie tabel 1) wordt slechts een beperkt aantal insecticiden en herbiciden gebruikt [17]. Uit een globale berekening blijkt dat maximaal 10% van de bestrijdingsmiddelen wordt ingezet op grasland. Voor het overgebleven areaal cultuurgrond, 485.600 ha of 24%, wordt een groot scala aan bestrijdingsmiddelen gebruikt, met een totaal van 20 tot 30% van de omzet.

In tabel 2 wordt een overzicht gegeven van de relatieve grootte van de bronnen van de verschillende stoffen op cultuurgrond, waarbij ter vergelijking ook de atmosferische depositie is betrokken. Tabel 2 geeft slechts orden van grootte, onder andere vanwege het feit dat de getallen uit verschillende jaren afkomstig zijn [33,34].

De post atmosferische depositie in tabel 2 bevat zowel droge als natte depositie. Deze toevoerpost is minder relevant als bron van P, K en bestrijdingsmiddelen (<1%). Voor N, Cl en Cu is deze bron al belangrijker (10-20%), maar een echt kwantitatieve bijdrage (een derde tot de helft van de totale belasting) wordt geleverd voor S, Cd en Zn.

Dierlijke mest is voor de meeste stoffen de grootste bron, behalve voor N en Cd, waarvoor resp. kunstmest en kunstmest plus neerslag de belangrijkste bronnen zijn. Wordt de dierlijke mest onderverdeeld in mest van rundvee en mest van overig vee dan blijkt dat rundvee voor de macronutriënten de grootste bron is, voor zware metalen echter zijn dit de andere soorten vee (varkens en pluimvee).

Het aandeel van het doelbewuste kunstmestgebruik in de totale toevoer aan cultuurgrond is voor stikstof het grootst (47%), ook voor fosfaat is dit aanzienlijk (26,3%). In de totale kaliuminput is de bijdrage van

kunstmest minder relevant (17,3%), hoewel in tabel 1 te zien is dat kalium vooral op aardappelen, bieten en in de tuinbouw wordt gebruikt. Dit is in totaal een betrekkelijk gering areaal: ongeveer 300.000 ha. Van de stoffen die naast de werkzame stof in de kunstmest mede worden toegediend (o.a. Cl, S, Cd, Cu, Zn), levert alleen cadmium een significante bijdrage aan de belasting.

Zuiveringsslib is voor alle stoffen een landelijk gezien te verwaarlozen bron, hoewel het lokaal wel van betekenis zal zijn.

Bovenstaande schema's (tabellen 1 en 2) kunnen behulpzaam zijn bij het afbakenen van probleemgebieden en probleemstoffen.

4.1.2 ingrepen in de waterhuishouding

Naast de in het schema van tabel 1 genoemde activiteiten is er nog een aantal andere grondgebonden activiteiten die onder andere de waterhuishouding betreffen en die invloed kunnen hebben op de waterkwaliteit:

- beregening;
het netto neerslagoverschot wordt vergroot, de gewasgroei wordt bevordert en daarmee de opname van nutriënten door het gewas; uitspoeling (zowel diep als ondiep) kan toenemen, de gehalten in het infiltrerende water zijn evenwel lager; als het grondwaterpeil wordt verhoogd (berekening uit oppervlaktewater) neemt de zone waarin denitrificatie kan optreden in dikte toe;
- drainage;
bevordert snelle afvoer door de bodem van overtollig water met daarin opgeloste stoffen en vermindert de afspoeling; bevordert de bewortelbaarheid van de bodem en daarmee dus de wortelgroei en de opname door het gewas; vergroot de vastleggingscapaciteit voor fosfaat; vermindert de capaciteit voor denitrificatie;
- landinrichtingsactiviteiten;
 - peilwijziging,
 - baggeren van sloten,
 - wijziging afwateringsstelsel (nieuwe sloten, wijziging slootprofiel);
- inlaten van gebiedsvreemd water ten behoeve van peilbeheer en kwaliteitsbeheer (verziltning, zuurstofhuishouding, eutrofiëring); dit kan met name problemen opleveren als de ionensamenstelling van het ingelaten water anders is dan die van het gebiedseigen water.

4.2 Niet-grondgebonden activiteiten

Naast de in paragraaf 4.1 genoemde activiteiten kan ook nog een aantal niet-grondgebonden landbouwactiviteiten worden genoemd, die voornamelijk onder de noemer "lozingen" kunnen worden gerangschikt; in het algemeen zullen het (relatief) kleine (punt)bronnen zijn, te verdelen in drie groepen:

1. Mest:

- gebrek aan opslagcapaciteit voor dierlijke mest kan leiden tot:
 - mest- en gierlozingen;
 - overlopen van mestopslagtanks en gierkelders;
 - te vroeg uitrijden van mest;
- opslag van mest in afgedamde sloten;
- het meenemen van watergangen bij bemesting.

2. Bestrijdingsmiddelen:

- het meenemen van watergangen bij het spuiten van bestrijdingsmiddelen (tot 10% van de dosering in de fruitteelt [28]);
- drift bij bespuitingen door vliegtuigen;
- lozing van spoelwater van spuitmachines;
- onderhoud van watergangen met chemische bestrijdingsmiddelen;
- lozing van doorspoelwater na grondontsmetting (methylbromide in de glastuinbouw).

3. Diversen:

- perssap/lekwater van kuilvoerhopen; vooral bij nat inkuilen, hetgeen in Nederland weinig voorkomt;
- afspoeling van erfverhardingen;
- lozing van spoelwater van melkinstallaties (o.a. fosfaat, maar ook zuurstofbindende stoffen en organische microverontreinigingen, zoals diergeneesmiddelen), alsmede afspoelen van landbouwmachines;
- lozing van groentewaswater;
- lozing van waswater van stalluchtwassers.

5 TRANSPORT NAAR HET OPPERVLAKTEWATER

De belasting van het oppervlaktewater met verontreinigende stoffen vanuit de landbouw kan langs verschillende wegen plaatsvinden. Het belang van de verschillende transportwegen is sterk afhankelijk van de waterhuishoudkundige situatie, die onder andere bepalend is voor de weg die het water aflegt en voor de verblijftijd van het water in de bodem. Hoe de verblijftijd van de stoffen zich verhoudt tot die van het water wordt onder meer bepaald door de aard van de stoffen en de bodemeigenschappen.

In de volgende paragrafen wordt een algemene schets gegeven van de waterhuishouding en van de bodemfactoren die bij het transport van stoffen een belangrijke rol spelen.

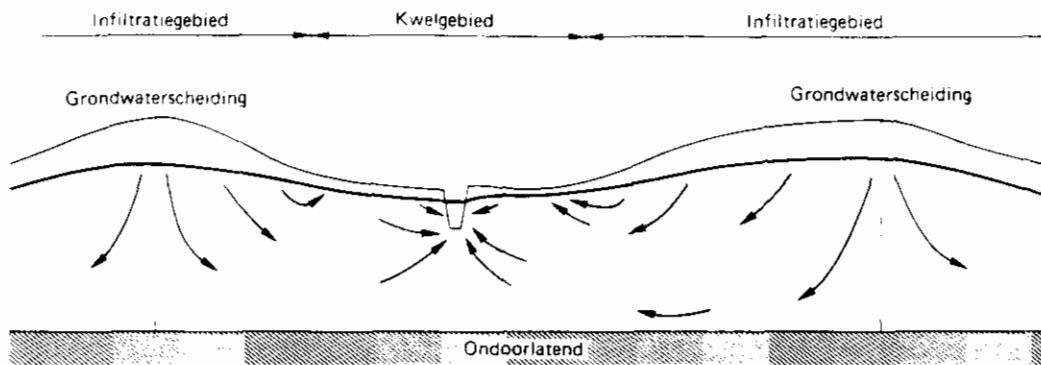
5.1 Waterhuishouding

Hydrologisch gezien kan Nederland globaal worden verdeeld in infiltratie- en kwelgebieden. Infiltratiegebieden worden veelal gekenmerkt doordat ze (middel)hoog gelegen zijn, er weinig waterlopen zijn en ze een diepe grondwaterstand hebben (Gt VI en VII, zie tabel 3). Kwelgebieden zijn te vinden in de laagste delen van het land, hebben een dicht drainagestelsel en overwegend een ondiepe grondwaterstand (Gt I, II, III, IV en V, zie tabel 3). Zeer schematisch weergegeven stroomt het grondwater van de infiltratiegebieden naar de kwelgebieden, afhankelijk van de geohydrologische situatie (figuur 1). Vanzelfsprekend is er geen scherpe overgang tussen deze gebieden, maar liggen hiertussen gebieden met minder eenduidige eigenschappen.

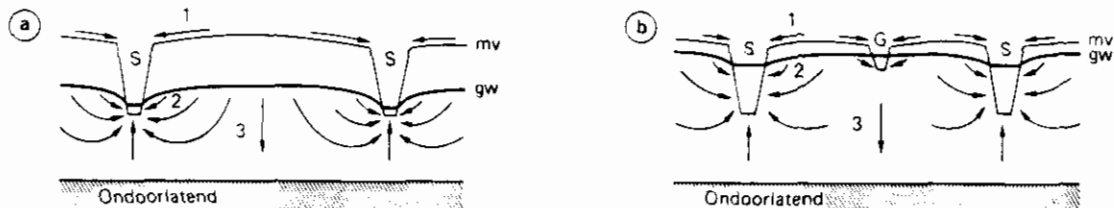
grondwater trap ¹⁾	GHG (cm-mv)		GLG (cm-mv)	
	traject	gemiddelde	traject	gemiddelde
I	-	-5	< 50	38
II(*)	0 - 40	7 (32)	50 - 80	70
III(*)	0 - 40	17 (32)	80 -120	100
IV	> 40	56	80 -120	100
V(*)	0 - 40	17 (32)	>120	140
VI	40 - 80	61	>120	160
VII	80 -140	101	>160	190
VII*	>140		>160	

Tabel 3. Traject en gemiddelde waarden van GHG (gemiddeld hoogste grondwaterstand) en GLG (gemiddeld laagste grondwaterstand) bij verschillende grondwatertrappen [63]

1): voor grondwatertrappen met *-aanduiding staan de gemiddelde waarden tussen haakjes.



Figuur 1. Globale stroming van het grondwater in een homogeen water-voerend pakket (schematisch)



Figuur 2. Schematische weergave van de afvoer van neerslagoverschotten in een situatie met a) diep en b) ondiep waterpeil via (1) oppervlakte-afvoer, (2) ondiepe en (3) diepe grondwaterstroming; mv = maaiveld, gw = grondwaterspiegel, G = greppel, S = sloot

De stroombanen zoals die in figuur 1 zijn weergegeven voor de regionale schaal wijzen erop dat naarmate het water dieper in de bodem infiltreert, de verblijftijd van het water langer zal zijn. Uiteindelijk echter zal al het grondwater via oppervlaktewaterstelsels worden afgevoerd. Voor de korte termijn zijn echter vooral de korte stroombanen van belang. Dit geldt ook op perceelschaal (figuur 2). Onderscheiden worden afspoeling en ondiepe- en diepe uitspoeling. Het zal van de hydrologische situatie enerzijds en van het gedrag van een stof in de bodem anderzijds afhangen welke transportweg voor een bepaalde stof de belangrijkste toevoerpost naar het oppervlaktewater is. Naarmate een stof sterker aan de bodembestanddelen wordt gebonden, zijn kortere transportwegen relatief belangrijker voor de belasting van het oppervlaktewater.

In de volgende paragrafen zullen de verschillende transportwegen van water nader worden toegelicht. Tevens wordt een paragraaf gewijd aan peilbeheer ten behoeve van de landbouw.

5.1.1 afspoeling

Wanneer overtollige neerslag of smeltwater niet in de bodem kan infiltreren en de bergingscapaciteit op het maaiveld geheel benut is, treedt oppervlakte-afvoer op. Dit kan verschillende oorzaken hebben:

- de bodem is nog niet verzadigd, maar de neerslagintensiteit overtreft de infiltratiesnelheid van de bovengrond;
- de bodem is geheel verzadigd en de neerslagintensiteit overtreft de afvoercapaciteit van bijvoorbeeld drains;
- de bodem is nog bevroren, maar het zich daarop bevindende pak sneeuw smelt en het smeltwater moet worden afgevoerd.

De grootste hoeveelheid oppervlakte-afvoer zal voorkomen op gronden met de laagste infiltratiesnelheid en de geringste bergingsmogelijkheden. Veelal zullen deze gronden als grasland in gebruik zijn. De oppervlakte-afvoer treedt normaliter vrijwel uitsluitend op in de periode van oktober tot en met maart.

In extreme vorm kan oppervlakte-afvoer bij hoge stroomsnelheden (hellende oppervlakken) leiden tot erosie. Bij een geringere helling van het maaiveld zal oppervlakte-afvoer vooral leiden tot het transport van opgeloste stoffen naar het oppervlaktewater (afspoeling). In welke mate deze afspoeling van belang is voor de belasting van oppervlaktewater hangt van een aantal factoren af [56]:

- de tijdsduur tussen toediening van een stof en het optreden van oppervlakte-afvoer;
- de hoeveelheid neerslag tussen toediening en het optreden van oppervlakte-afvoer;
- de hoeveelheid toegediende stof;
- de helling van het gebied;
- de omvang van de oppervlakte-afvoer.

Afspoeling van meststoffen kan worden tegengegaan door regels voor het tijdstip van uitrijden van dierlijke mest en de techniek van mesttoediening (mestinjectie, snel onderwerken van mest). Zolang wettelijke regelingen echter nog niet volledig gerealiseerd zijn en zolang het in het groeiseizoen soms hard en/of langdurig regent, blijft afspoeling een bron van oppervlaktewaterverontreiniging vanuit de landbouw.

Hoe groot deze bron is en of het werkelijk optreedt, blijft moeilijk voorspelbaar vanwege de vele factoren die hierbij een rol spelen. Kwantitatieve kennis hierover is in Nederland nauwelijks aanwezig. Wel wordt op grond van bepaalde aannames geschat dat 1% van de totale produktie van dierlijke mest via afspoeling het oppervlaktewater bereikt [21]. Dit is een landelijke schatting en dus kunnen voor specifieke lokale en regionale situaties belangrijke afwijkingen optreden.

5.1.2 uitspoeling

Het overgrote deel van de neerslag zal in de bodem infiltreren. In de onverzadigde zone (boven het freatisch vlak) is de stroming van het water vertikaal. De stroomsnelheid is echter niet overal gelijk, omdat door de heterogene samenstelling van de bodem preferente stroombanen aanwezig zijn. Dit kan extreme vormen aannemen in de vorm van vorst- en droogtescheuren. Uit diverse onderzoeken is gebleken dat een hoog percentage van de neerslag via dergelijke scheuren naar de ondergrond kan worden afgevoerd zonder de bovengrond te bevochtigen [onder andere 69]. In de verzadigde zone kan het watertransport meer in horizontale richting verlopen, afhankelijk van de geohydrologische situatie ter plekke. In het algemeen geldt dat in goed doorlatende lagen het watertransport

vooral horizontaal plaatsvindt en in slecht doorlatende lagen vooral vertikaal.

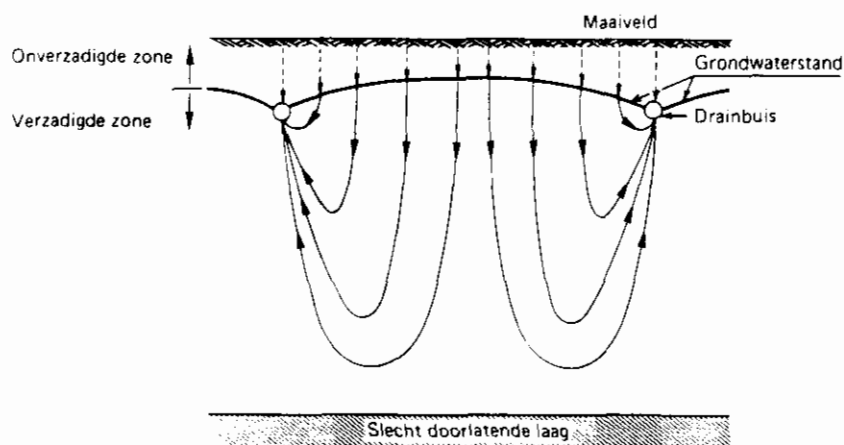
In het op deze wijze afgevoerde water kunnen zich opgeloste meststoffen en bestrijdingsmiddelen bevinden; er wordt dan van uitspoeling gesproken. Ter wille van de eenvoud wordt onderscheid gemaakt tussen ondiepe en diepe uitspoeling, hoewel hiertussen geen strikte scheiding kan worden gemaakt.

Ondiepe uitspoeling

Bij ondiepe uitspoeling gaat het onder andere om watertransport via korte stroombanen van grondwater naar oppervlaktewater bij randen van percelen. Vooral bij hoge grondwaterstanden zal een groot gedeelte van de waterafvoer min of meer oppervlakkig via ondiepe stroombanen verlopen (zie figuur 2b).

Op gedraineerde gronden zal het water zich in principe volgens vergelijkbare stroombanen bewegen, echter op een kleinere schaal. Wanneer een dicht net van drainagebuizen is aangelegd, zullen er veel meer stroombanen met een korte verblijftijd binnen een perceel zijn (zie ook figuur 3). Nadat het water de drains heeft bereikt komt het direct in de sloot terecht.

Ondiepe uitspoeling is procesmatig zeker van belang, doch er zijn nog onvoldoende mogelijkheden om de bijdrage aan de totale stoffenbelasting van het oppervlaktewater te kwantificeren [52]. De bijdrage is voornamelijk afhankelijk van de ontwateringssituatie (slootafstand, slootdiepte, drainage-afstand en drainagediepte), de toevoer van een stof en de aard van de stof.



Figuur 3. Schematische weergave van de stroombanen van het water bij een gedraineerd perceel (vertikale schaal sterk uitgerekt)

Diepe uitspoeling

De uitspoeling van stoffen door transport met het water via diepere stroombanen is voornamelijk van belang op de hogere gronden (infiltratiegebieden). Zoals reeds vermeld zal ook dit grondwater uiteindelijk het oppervlaktewater bereiken, maar gezien het feit dat dit pas op zeer

lange termijn speelt (tientallen jaren), wordt in dit rapport aan dit aspect vooral belang gehecht vanwege de bedreiging van de grondwaterkwaliteit in verband met drinkwaterwinning en de beïnvloeding van natuurterreinen in kwelgebieden.

5.1.3 kwel

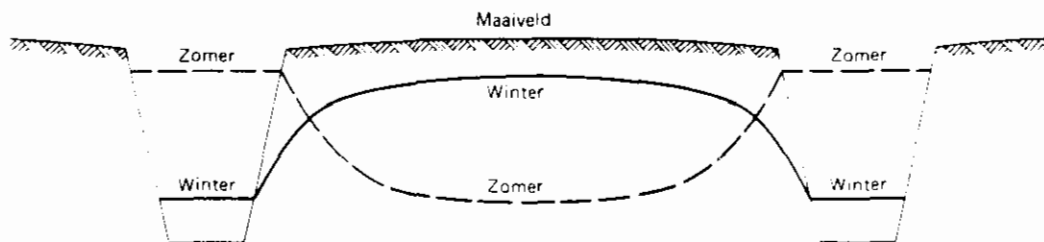
Vooraf in kustgebieden kan (zoute) kwel een belangrijke bron zijn van stoffenbelasting van het oppervlaktewater. Het is met name van belang voor de macronutriënten N, P, K, S en Cl. Voor stoffen als zware metalen en bestrijdingsmiddelen is de mariene invloed van weinig of geen betekenis.

Er wordt van een potentieel kwelgebied gesproken als het stijghoogteverschil tussen het diepe en het ondiepe grondwater positief is. Dit verschil zegt echter nog niets over de grootte van de kwelstroom [8]. Deze wordt mede bepaald door de hydraulische weerstand van het afdekende pakket. De mate van kwel is sterk gebiedsafhankelijk. In Friesland wordt in het algemeen het gehele noordwesten aangeduid als een gebied met potentiële zoute kwel. Potentieel betekent echter nog niet actueel. Daarom is het brakke karakter van het milieu slechts zeer lokaal daadwerkelijk waarneembaar. De kwelgebieden zijn veelal niet groter dan 1 ha, soms niet meer dan korte gedeelten van een sloot [14].

5.1.4 peilbeheer

De waterbeweging in Nederland wordt in belangrijke mate gestuurd door menselijk ingrijpen. Een belangrijke reden hiervoor is de bescherming van bewoners tegen wateroverlast en (vooral in poldergebieden) het instandhouden van dijken- en kadestelsels. Daarnaast is in agrarische gebieden het aanbrengen van optimale condities voor de agrarische productie van groot belang.

Zo vindt in het voorjaar in veel gevallen een versnelde afvoer van het neerslagoverschot uit de winter plaats teneinde voor optimale vochtcondities aan het begin van het groeiseizoen te zorgen. In de zomer moet dan vaak wateraanvoer plaatsvinden ter voorkoming van droogteschade. Vooral in het lage deel van Nederland wordt in veel gevallen de vochtvoorziening van de bodem geregeld door het handhaven van bepaalde slootpeilen. Meestal wordt in de winter een laag peil gehandhaafd, zodat overtollige neerslag snel kan wegstromen (bolle grondwaterspiegel), terwijl in de zomer een hoog peil wordt nagestreefd, zodat oppervlaktewater in de bodem kan infiltreren (holle grondwaterspiegel); zie ook figuur 4.



Figuur 4. Grondwaterspiegels bij verschillende slootpeilen in zomer en winter

Om de draagkracht van de grond te verbeteren kan peilverlaging worden toegepast. Zowel het zomer- als het winterpeil wordt dan aangepast.

5.2 Bodem

Het transport van water is de belangrijkste drijvende kracht voor het stoffentransport door de bodem. Zeer belangrijk daarbij is de interactie met de bodemmatrix.

Naast transport kan de aan- of afwezigheid van water ook de oorzaak zijn van het optreden van bepaalde (microbiologische) processen, met name ten gevolge van verschil in zuurstofhuishouding (mineralisatie, ammonificatie, denitrificatie, sulfaatreductie, pyrietoxydatie). Hierdoor kan de samenstelling van het grondwater sterk worden gewijzigd.

Belangrijke bodembestanddelen die het transport van stoffen in de bodem kunnen beïnvloeden zijn organische stof, kleimineralen (lutum) en metaal(hydr)oxyden.

stoffen	gehalte aan bodembestanddelen			
	organische stof	lutum	CEC	Al- en Fe-(hydr)oxyden
N - NH ₄	+	+	+	o
- NO ₃	o	o	o	o
- N-org.	+	o	o	o
P - PO ₄	+	+	o	+
- P-org	+	o	o	o
K	o	+	+	o
Cl	o	o	o	o
SO ₄	+	+	o	+
Cd	+	+	+	o
Cu	+	+	+	o
Zn	+	+	+	o
Pesticiden	+	(+)	(+)	o

Tabel 4. Schematische weergave van de relatie tussen het gehalte aan bodembestanddelen en de adsorptiecapaciteit van de bodem voor bepaalde stoffen

- + - positieve correlatie (bij een hoger gehalte van het bodembestanddeel wordt de adsorptiecapaciteit voor de stof groter);
- o - geen correlatie;
- (+) - voor sommige stoffen uit deze groep een positieve correlatie.

Anionen adsorberen voornamelijk aan metaal(hydr)oxyden en organische stof. De mate waarin kationen kunnen worden vastgelegd, wordt bepaald door de hoeveelheid lutum en (vooral) de hoeveelheid organische stof, welke samen de grootte van de CEC (kationen-uitwisselcapaciteit) bepalen.

Sommige kationen (K^+ en NH_4^+) kunnen door kleimineralen gefixeerd worden. In tabel 4 wordt een overzicht gegeven van de relatie tussen bodemeigenschappen en adsorptiegedrag.

In het algemeen geldt dat zandgronden door hun chemische eigenschappen het meest kwetsbaar zullen zijn voor de uitspoeling van verontreinigingen: deze gronden zijn het armst aan bestanddelen die voor adsorptie of fixatie zorgen. Anderzijds hebben veengronden meestal een hoge tot zeer hoge grondwaterstand, waardoor de onverzadigde zone, waarin adsorptie het meest effectief plaatsvindt, zeer beperkt van omvang is, zodat ondanks hoge organischestofgehalten toch spoedig uitspoeling op kan treden. Ook de in paragraaf 5.1.2 besproken ondiepe uitspoeling kan hierbij een belangrijke rol spelen.

Belangrijk hulpmiddel bij het aanwijzen van voor bepaalde stoffen kwetsbare gebieden is de bodemkaart van Nederland, zoals die door de Stichting voor Bodemkartering wordt uitgegeven. Hierop wordt aangegeven welke bodemeenheid men op een bepaalde plaats aan kan treffen gecombineerd met een grondwatertrap (tabel 3). Behalve onderscheid tussen zand, klei en veen is het van belang om bijvoorbeeld ook verschillende typen zandgronden van elkaar te onderscheiden. In het geval van fosfaat geldt bijvoorbeeld dat verschillende zandgronden verschillende Al- en Fe-gehalten hebben en dus een verschillend fosfaatbindend vermogen.

5.3 Waterbodems

In principe kunnen in waterbodems dezelfde processen optreden als in droge bodems. In de waterbodem kunnen stoffen worden vastgelegd zowel afkomstig uit het bovenstaande oppervlaktewater als uit het eventueel vanuit de ondergrond instromende grondwater. Hierdoor kan het sediment optreden als een tijdelijke opslagplaats van een aantal stoffen, danwel deze stoffen weer afgeven bij lage concentraties in het bovenstaande water. Een bekend voorbeeld hiervan is de nalevering van fosfaat uit sedimenten, die, vooral na sanering van fosfaatstromen bij de bestrijding van eutrofiëring, een belangrijke storende invloed heeft.

In veel gevallen komt een verhoging van de belasting van het oppervlaktewater met bepaalde stoffen vanuit de agrarische sector (in eerste instantie) tot uiting in verhoogde gehalten in het bodemslib door sterke binding aan organische stof. Dit geldt voor fosfaat, zware metalen en organische verontreinigingen (pesticiden); sulfaat kan na reductie tot sulfide neerslaan met metaalionen.

Het is bekend dat deze processen vooral een rol spelen in oppervlaktewater met een lage stroomsnelheid/lange verblijftijd, zoals plassen en meren. In snelstromende beken zal het probleem op jaarbasis minder spelen. In hoeverre dit van belang is in waterlopen met een langere verblijftijd is minder bekend.

In tal van balansstudies en andere waterkwaliteitsonderzoeken ontbreken metingen aan het sediment en worden bergingsveranderingen in het sedi-

ment opgenomen in de restpost van de balans, waardoor het kwantificeren van de bijdrage van diffuse bronnen er niet eenvoudiger op wordt.

6 WATERKWALITEITSASPECTEN

In dit hoofdstuk wordt eerst aangegeven welke methoden beschikbaar zijn om de bijdrage van de landbouw aan de stoffenbelasting van het oppervlaktewater te kwantificeren. Vervolgens wordt voor de verschillende stoffen samengevat wat momenteel bekend is van hun gedrag in de bodem en hun voorkomen in grond- en oppervlaktewater, alsmede over afspoeling en uitspoeling. Voor meer informatie kan verwezen worden naar de uitgebreide inventarisaties, verricht in het kader van deze studie, die als ICW-rapport zijn verschenen [33,34].

6.1 Kwantificering van de landbouwbijdrage

Teneinde een juiste keuze te maken uit maatregelen ter beperking van oppervlaktewaterverontreiniging is het voor waterkwaliteitsbeheerders van belang de grootte van de diverse toevoerposten te kennen. Omdat de verontreiniging tussen gebiedsonderdelen sterk kan verschillen, zou in feite een zeer dicht meetnet moeten worden ingericht voor een betrouwbare kwantificering. Dit is in de praktijk niet uitvoerbaar.

Kwantificering van de landbouwbijdrage aan de stoffenbelasting van het oppervlaktewater voor grote gebieden kan plaatsvinden via een stoffenbalans van het oppervlaktewater, bij voorkeur in een hydrologisch afgegrensd gebied: een polder, een boezem of een stroomgebied van een beek. Hierbij wordt de landbouwbijdrage indirect verkregen door de gemeten stoffenafvoer op een bepaald punt te verminderen met de bijdrage van bekende bronnen.

Centraal hierbij staat de waterbalans, waarvan de algemene vorm er als volgt uitziet:

AANVOER - AFVOER - BERGINGSVERANDERING

In tabel 5 zijn de verschillende balansposten weergegeven die voor kunnen komen.

De bergingsverandering (als watervolume) kan in de meeste gevallen op nul worden gesteld als met balansperioden van een jaar wordt gewerkt. Door koppeling van concentraties aan de hoeveelheden water kan de waterbalans in een stoffenbalans worden omgezet. Veranderingen in de stoffenbalans, die niet via waterstromen tot stand komen, zoals vastlegging in of nalevering uit de waterbodem en denitrificatie, dienen nog apart te worden verrekend. Meestal wordt ter controle van de waterbalans een chloridebalans opgesteld, omdat bij chloride deze processen geen rol van betekenis spelen.

Niet alle balansposten zijn even nauwkeurig vast te stellen en sommige zijn zelfs niet als afzonderlijke post te kwantificeren. In de praktijk blijkt vaak dat voor een aantal posten redelijk onderbouwde schattingen kunnen worden gemaakt, maar dat bijvoorbeeld de landbouw, natuurlijke uitspoeling en eventueel ook de bergingsverandering in de waterbodem in een restpost worden opgenomen.

Balansstudies voor de nutriënten N en P zijn veelal uitgevoerd met het oog op het voorbereiden van maatregelen ter bestrijding van eutrofiëring.

En probleem bij balansstudies is dat verschillen tussen gebieden ver-
klaard moeten worden uit meerdere factoren, zoals het jaar van onder-
zoek, opbouw van de bodem, hydrologische situatie en bodemgebruik.
Balansstudies geven vooral informatie over de huidige situatie in een
bepaald gebied. Het voorspellen van effecten van bepaalde maatregelen
is hiermee niet mogelijk. Omdat de belasting van het oppervlaktewater
met stoffen vanuit de landbouw vooral via de bodem optreedt, kan het

Wanneer voldoende nauwkeurige waarnemingen aanwezig zijn, kan een
poging worden gedaan onderscheid te maken tussen afspoeling, ondiepe
uitspoeling en diepe uitspoeling. Een mogelijkheid hiervoor is de
hydrograph-methode, zoals geïntroduceerd door Probst [58] voor het ana-
lyseren van hoge afvoertolven. Deze techniek is onder andere toegepast
door Nijboer [52] voor de Lunterse en de Hierdense Beek.

In bijlage 6 worden van een aantal recente balansstudies de uitkomsten
weergegeven voor de restpost (incl. landbouw). Duidelijk is dat deze
restpost een substantieel deel van de totale balans uitmaakt (meestal
>50%, soms >90%).

Steenvoorden en De Heus [67] geven een overzicht van een groot aantal
fostaatbalansstudies en de daarin verwerkte balansposten. Hieruit
blijkt onder andere dat de fostaatvrucht in rzwi-efluënten in de
meeste gevallen een grote post is, maar dat deze vaak met onvoldoende
nauwkeurigheid wordt vastgesteld. Hierdoor wordt de onzekerheid in de
andere posten, met name de restpost waaruit de landbouwbijdrage moet
worden afgeleid, vaak zo groot dat het wetenschappelijk gezien onver-
antwoord is harde conclusies aan de resultaten te verbinden.
Een conclusie van genoemde studie is dat de bijdrage van de landbouw
alleen met een redelijke mate van betrouwbaarheid kan worden vast-
gesteld in een gebied waar geen sprake is van grote effluentlozingen
en/of veel kleine lozingen die niet nauwkeurig kunnen worden gekwanti-
ficeerd.

N.B. De met * gemerkte posten hebben alleen betrekking op stofbalansen.

Tabel 5. Overzicht van te kwantificeren posten in een balansstudie [67]

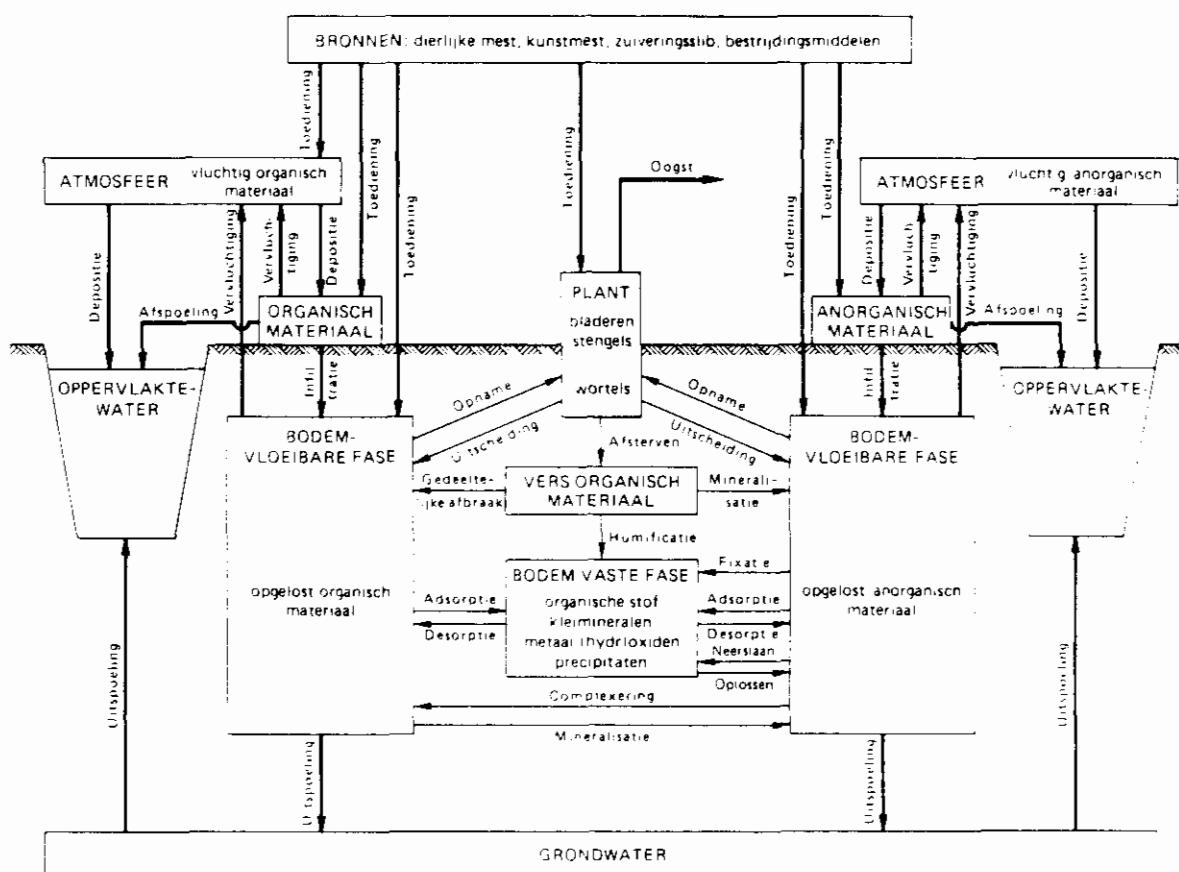
categorie	aanvoer	afvoer
waterbeheer	- boezem-, rivier- en beekwater - schut- en lekwater	- boezem-, rivier- en beekwater - schut- en lekwater
lozingen	- industrie - effluent van rzwi - riooloversorten - verspreide bebouwing (niet op rioleering) - recreatie - gas- en koelwaterbronnen	- onttrekkingen
landbouw	- oppervlakte-afvoer - uitspoeling van meststoffen - lozing van stal- en spoelwater (boerderijen) - illegale mest- en gielozingen	- evapotranspiratie - wegzijging
bergingsverandering	* nalevering uit sediment	* berging in bodem/lijf/sediment * denitrificatie - berging in waterfase

berekenen van effecten van brongerichte maatregelen (vermindering van doseringen van meststoffen en dergelijke) niet langs eenvoudige weg geschieden. In de meeste gevallen zal hiervoor kennis noodzakelijk zijn van de processen, die op en in de bodem kunnen optreden, zoals ver- vluchtiging, adsorptie, fixatie, mineralisatie en denitrificatie.

In figuur 5 is weergegeven welke transportwegen en processen een rol kunnen spelen bij de belasting van het oppervlaktewater met stoffen vanuit de landbouw. Dit geeft reeds aan dat het moeilijk is om, op grond van een berekening van de grootte van de bron, de belasting van het oppervlaktewater te voorspellen.

Alleen voor specifieke situaties kan op grond van bepaalde aannamen een schatting worden gemaakt van de concentratie in het bovenste grond- water. De samenstelling van het water dat het oppervlaktewater bereikt, is van nog meer factoren afhankelijk, zoals samenstelling van de diepe- re ondergrond (organischestofgehalte, voorkomen van pyriet, aanwe- zigheid van Fe en Al) en de geohydrologische situatie.

Simulatiemodellen kunnen hierbij een hulpmiddel zijn, waarbij dan nog weer onderscheid gemaakt kan worden tussen eenvoudige en meer gecompliceerde modellen. Voorbeelden zijn:



Figuur 5. Schematische weergave van processen (dunne pijlen) en transportwegen (dikke pijlen), die een rol kunnen spelen bij stofstromen vanuit de landbouw naar het oppervlaktewater

- een eenvoudig empirisch model voor de berekening van stikstofverliezen naar het grondwater [64];
- REPTRAM, een eenvoudig model voor de beschrijving van het transport van fosfaat in de bodem op regionale schaal [61];
- ANIMO, een meer gecompliceerd model voor de stikstofhuishouding in de bodem dat, gekoppeld aan verschillende waterkwaliteitsmodellen, toepasbaar is op perceel- of regionale schaal [5];
- een meer gecompliceerd model voor het gedrag en transport van herbiciden in de bodem [7].

In principe is het alleen voor chloride mogelijk een bepaalde dosering, na aftrek van de gewasopname, direct te vertalen naar een op jaarbasis gemiddelde concentratie in het bovenste grondwater.

Voorbeeld: - gift = $194 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$
 (maximaal toegestaan in de eerste fase van de mestnormering [78]); dunne rundveemest bevat 3,0 kg Cl per ton mest;

- netto neerslagoverschot = $300 \text{ mm} \cdot \text{jr}^{-1}$;
- gewasopname = $50 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1} \text{ Cl}$;

Bruto toevoer = $194 * 3,0 = 582 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1} \text{ Cl}$
 gewasopname = $50 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1} \text{ Cl}$

Netto toevoer = $532 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1} \text{ Cl}$

De concentratie in het bovenste grondwater wordt dan:

$$\frac{532 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1} * 10^3 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}}{0,3 \text{ m} \cdot \text{jr}^{-1} * 10^4 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}} = 177 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{ Cl}$$

6.2 Stikstof

Beperking van de verontreiniging van grond- en oppervlaktewater met stikstof is gewenst in verband met eventuele nadelige gevolgen voor de drinkwatervoorziening, het natuurbeheer (via kwel en inundaties) en het oppervlaktewaterkwaliteitsbeheer (eutrofiëring, toxiciteit van NH_3 voor vissen).

Voor het waterkwaliteitsonderzoek zijn de belangrijkste verbindingen vrij ammoniak (NH_3), ammonium (NH_4^+), nitriet (NO_2^-), nitraat (NO_3^-) en organisch N. Nitriet komt vanwege het instabiele karakter veelal slechts in zeer lage concentraties voor in grond- en oppervlaktewater. De pH is bepalend voor de ligging van het evenwicht tussen ammonium en vrij ammoniak.

Bemesting van landbouwgrond vindt in hoofdzaak plaats in de vorm van kunstmest (NH_4^+ , NO_3^-) en dierlijke mest (NH_4^+ , organisch N). Bij verontreiniging van grond- en oppervlaktewater vanuit landbouwgrond vindt toevoer van stikstofverbindingen plaats via:

- afspoeling: NH_4^+ , organisch N;
- uitspoeling: NO_3^- , NH_4^+ .

Door de relatief snelle omzetting van ammonium in nitraat en adsorptie van ammonium aan bodembestanddelen is uitspoeling van ammonium een

betrekkelijk gering probleem. Nitraat wordt nauwelijks geadsorbeerd en spoelt daarom veel sneller uit.

De stikstofgehalten van grond- en oppervlaktewater in natuurlijke situaties worden sterk beïnvloed door bodemtype en geologische en hydrologische situaties. Bedraagt het NH_4^+ -gehalte in zandgebieden veelal niet meer dan $1 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N}$, in veengebieden kan het oplopen tot enkele $\text{mg.l}^{-1} \text{ N}$ en in gebieden die onder invloed staan van kwel uit mariene sedimenten zelfs tot enkele tientallen $\text{mg.l}^{-1} \text{ N}$ [8,76,77].

Nitraat wordt van nature slechts in lage concentraties aangetroffen, tenzij belasting van de bodem door atmosferische depositie van NH_3 en NO_x belangrijk is, zoals onder bossen is waargenomen [9,26].

Niet alle stikstof, die wordt toegediend op cultuurgrond, wordt opgenomen door het gewas; enerzijds kan een deel als NH_3 vervluchtigen, anderzijds kan er een overschot aan minerale stikstof in de bodem ontstaan, dat uit zou kunnen spoelen naar het grondwater. Bronnen hiervoor zijn bijvoorbeeld achtergebleven planteresten en N uit dierlijke mest, die na het groeiseizoen is toegediend; bovendien wordt bij de kunstmestgift meestal geen rekening gehouden met het aanwezige mineraliseerbaar organisch N en met stikstof die door beweiding op het land is terecht gekomen. Met name urineplekken dragen sterk bij aan een (lokaal) N-overschot op grasland [75].

Op bouwland speelt ook het al of niet aanwezig zijn van een winterbodembedekker, die in het najaar vrijkomende minerale stikstof kan opnemen, een belangrijke rol. Voor het deel van het N-overschot dat in het najaar als nitraat aanwezig is in de bodem, zijn er twee mogelijkheden:

1. nitraat spoelt uit;
2. er treedt denitrificatie op; hierbij wordt nitraat gereduceerd tot N_2 en/of N_2O , en wordt organische stof en/of pyriet geoxydeerd. De mate waarin denitrificatie optreedt, hangt van een groot aantal factoren af: pH, temperatuur, zuurstofgehalte, vochtgehalte, redox-potentiaal, microbiologische activiteit, e.d. Met name onder omstandigheden met een hoge grondwaterstand (anaerobe omstandigheden) kan meer dan 90% van het aanwezige nitraat worden omgezet [64].

Nitraatuitspoeling treedt vooral op bij zandgronden met een gemiddeld hoogste grondwaterstand van ca. 1m-mv en dieper (Gt VII en VII*). Vooral onder snijmaïs, maar ook onder bouwland en grasland kunnen nitraatgehalten voorkomen, die het maximaal toelaatbare gehalte voor drinkwater overschrijden. In het bovenste grondwater kunnen gehalten worden gemeten tot gemiddeld $137 \text{ mg.l}^{-1} \text{ NO}_3^- \text{-N}$ onder grasland [66] en bijvoorbeeld oplopend van gemiddeld $50 \text{ mg.l}^{-1} \text{ NO}_3^- \text{-N}$ tot gemiddeld $150 \text{ mg.l}^{-1} \text{ NO}_3^- \text{-N}$ onder snijmaïs bij een proef met verschillende runderdrijfmestgiften van 50 tot 300 $\text{ton.ha}^{-1} \text{.jr}^{-1}$ [62].

De gevoeligheid voor nitraatuitspoeling, bij vergelijkbare bemesting en waterhuishouding, neemt af in de volgorde zand, zavel, klei, veen. Er is nog weinig kwantitatieve kennis over het denitrificatieproces in de verzadigde zone onder invloed van organische stof en pyriet. Aanwijzingen voor het optreden van denitrificatie in de diepere ondergrond komen uit diverse studies [o.a. 2,4].

In het oppervlaktewater van zandgebieden ligt het NO_3^- -gehalte veelal onder de drinkwaternorm als gevolg van denitrificatie in het grond-

water en/of vertraging in de ondergrond en menging binnen het gebied met water van niet-landbouwkundige herkomst. In hoeverre hoge concentraties ($>50 \text{ mg.l}^{-1} \text{ NO}_3$), zoals die nu worden gemeten in het grondwater in verschillende waterwingebieden, in de toekomst ook in het oppervlaktewater zijn te verwachten, hangt sterk af van de samenstelling van de ondergrond, maar is vooralsnog onbekend. Plaatselijk is wel al een toenemende trend in het oppervlaktewater waarneembaar.

De uitspoeling van organische stikstof onder landbouwgrond bedraagt veelal niet meer dan $1 \text{ à } 2 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N}$ en wijkt nauwelijks af van waarden die onder natuurlijke terreinen worden aangetroffen bij vergelijkbare bodemtypen. Alleen bij veengronden kunnen de gehalten beduidend hoger liggen. In het oppervlaktewater van zandgronden worden soms hogere gehalten aangetroffen als gevolg van afspoeling en (mogelijk) ondiepe uitspoeling.

De gevolgen van afspoeling zijn vooral ernstig als oppervlakte-afvoer optreedt na een recente bemesting. Het gehalte in het oppervlaktewater kan daarbij worden verhoogd met $5 \text{ à } 10 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N}$ [68]; het betreft voornamelijk NH_4^+ -N en organisch-N.

Een normaal landbouwkundig bodemgebruik leidt niet tot een verhoogde NH_4^+ -uitspoeling naar het diepe grondwater. Alleen onder extreme omstandigheden, namelijk na een zeer hoge drijfmestgift op lichte zandgrond in het najaar, treedt enige NH_4^+ -uitspoeling op. Bij een slechte ontwatering kan waarschijnlijk ook enige ondiepe NH_4^+ -uitspoeling optreden; dit is echter nog onvoldoende onderzocht.

Overschrijding van de basiskwaliteitsnorm voor NH_4^+ in oppervlaktewater kan zowel plaatsvinden door natuurlijke oorzaken (zoute kwel, oxydatie van veengronden) als door landbouwkundige invloeden.

De belasting van oppervlaktewater met stikstof vanuit zandgebieden varieert sterk, onder andere afhankelijk van de intensiteit van landbouwuitoefening en de waterhuishoudkundige situatie. Zo werden in diverse studies vrachten gevonden van $10 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1} \text{ N}$ in het Zuidelijk Peelgebied tot zelfs $113 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1} \text{ N}$ (zie ook bijlage 6). In meer extensief door de landbouw in gebruik zijnde klei- en veengebieden worden vrachten van gemiddeld 20 resp. $25 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1} \text{ N}$ gevonden [32]. Overigens blijkt dat het grootste deel van het nutriëntentransport in beekgebieden in de natte maanden december tot en met februari plaatsvindt. Zo vond Dekker [19] dat in de Roelinksbeek 65% van de N-vracht in deze maanden werd afgevoerd, terwijl Lammers [38] voor het Hupselsebeekgebied een percentage van 73% vond.

Nijboer [52] berekende dat de bijdrage van ondiepe uitspoeling aan de totale N-vracht meer dan 90% is in het Lunterse- en Hierdensebeekgebied.

Bij de stikstofbelasting van grond- en oppervlaktewater door de landbouw is het aandeel van verontreinigingen bij de boerderij (lozingen, mestopslag) verwaarloosbaar ten opzichte van de verliezen uit landbouwgrond.

Lokaal zal ook de depositie van ammoniak, dat bij het uitrijden van dierlijke mest of anderszins is vrijgekomen, een belangrijke toevoerpост zijn. In relatie tot oppervlaktewaterverontreiniging kan dit evenwel waarschijnlijk alleen een significante rol spelen in gebieden waar het oppervlak van open water relatief groot is.

6.3 Fosfaat

Bij de bestrijding van de eutrofiëring van het oppervlaktewater neemt de vermindering van de fosfaatbelasting een belangrijke plaats in. De fosfaatbelasting van het Nederlandse oppervlaktewater is voornamelijk afkomstig van huishoudelijk afvalwater, industrieel afvalwater, de grote rivieren en de landbouw.

Landelijk gezien levert de landbouw geen grote bijdrage, namelijk circa 14% van de totale fosfaatbelasting [53], maar op regionaal niveau kan het aandeel van landbouwkundige activiteiten veel groter zijn. De fosfaatbelasting vanuit de landbouw kan tot stand komen door verontreiniging bij de boerderij (spoelwater melktank, mestopslag, enz.) en door afspoeling en uitspoeling van meststoffen.

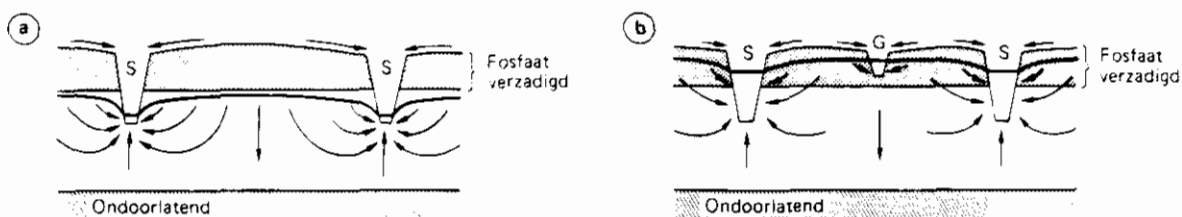
In de bodem kan fosfaat zowel in organische als in anorganische vorm voorkomen. Anorganisch fosfaat (met name orthofosfaat) wordt zeer sterk geadsorbeerd aan randen van kleimineralen, organische stof en metaal(hydr)oxyden. In zandgronden is vooral de fractie amorfe Al- en Fe-(hydr)oxyden bepalend voor de hoeveelheid fosfaat die gebonden kan worden [37]. Naar het fosfaatbindend vermogen van klei- en veengronden is onderzoek verricht bij de Stichting voor Bodemkartering.

Onder natuurlijke omstandigheden ligt in zand- en kleigebieden in het ondiepe en diepe zoete grondwater de totaal-fosfaatconcentratie in het traject van 0,01 - 0,3 mg.l⁻¹ P. Dit geldt ook bij normaal landbouwkundig gebruik van de bodem. Is de bovengrond echter ten gevolge van overmatige bemesting in meerdere of mindere mate verzadigd geraakt met fosfaat, dan kunnen, in een onbemeste situatie in evenwicht hiermee, bijvoorbeeld door desorptie, in de bodemoplossing wel hoge fosfaatgehalten optreden, tot 10 mg.l⁻¹ P [35].

Vindt bemesting plaats op een met fosfaat verzadigde bodem, dan wordt het fosfaat, zonder dat adsorptie optreedt, naar beneden getransporteerd en kan de concentratie in het bovenste grondwater oplopen tot zo'n 100 mg.l⁻¹ P. Vindt de afvoer van neerslag naar het oppervlaktewater ondiep plaats, via het fosfaatverzadigde deel van de bodem, dan kan de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater dus aanzienlijk zijn (figuur 6; vgl. figuur 2). Nijboer [52] berekende voor het Luntersebeek- en het Hierdensebeekgebied, afhankelijk van de situatie en het jaar van onderzoek, een bijdrage van 60-90% van de ondiepe uitspoeling aan de totale P-belasting.

Uit onderzoek van Van der Zee en Van Riemsdijk [81] blijkt dat op percelen, die hoge fosfaatdoseringen hebben ontvangen, ten gevolge van variabiliteit in de bodemeigenschappen, verhoogde fosfaatuitspoeling lokaal reeds veel eerder kan optreden dan op grond van een berekening met gemiddelden wordt verondersteld.

Afspoeling van meststoffen kan zich vooral voordoen op gronden met een beperkte waterberging (hoog waterpeil) bij hoge neerslagintensiteiten. Als kort tevoren mest is uitgereden zal dit aanleiding geven tot sterk verhoogde concentraties. Door zowel uitspoeling als afspoeling kunnen in sloten en beken hoge fosfaatconcentraties, tot 10 mg.l⁻¹ P, worden gemeten [68]. De uit zandgebieden afgevoerde fosfaatvrucht kan oplopen tot 8 kg.ha⁻¹.jr⁻¹ P [54], waarbij 60-70% afkomstig is uit de landbouw. Hierdoor wordt ook in zandgebieden de basiskwaliteitsnorm voor oppervlaktewater veelvuldig overschreden. Welke rol de waterhuishouding hierbij speelt, is vooralsnog niet precies bekend.



Figuur 6. Schematische weergave van de afvoer van neerslagoverschotten bij a) diep en b) ondiep waterpeil en het contact met een fosfaatverzadigd bodemlaag [78]; G = greppel, S = sloot

Het grootste deel van de fosfaatafvoer in beekgebieden vindt plaats in de natte maanden december tot en met februari: Dekker [19] vindt voor de Roelinksbeek 50% en Lammers [38] voor het Hupselsebeekgebied 87% van de fosfaatvrucht in die maanden.

In het algemeen worden in en onder eutrofe veengronden hoge fosfaatconcentraties gevonden, ongeacht het bodemgebruik. Onduidelijk is de natuurlijke achtergrondbelasting in veengronden. Ook van het gedrag van fosfaat bij bemesting van veengronden en het gedrag van fosfaat in veengronden bij diepere ontwatering is weinig bekend.

Hoge fosfaatconcentraties worden aangetroffen in de kustprovincies in klei- en veengebieden als gevolg van mariene invloeden bij de vorming van deze sedimenten. Zowel in het bovenste als in het diepere grondwater worden gehalten tot $9 \text{ mg.l}^{-1} \text{ P}$ gevonden. Hoezeer de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater in veengebieden kan variëren blijkt bijvoorbeeld uit bijlage 6.

In min of meer stagnante wateren kan ook een zogenaamde interne fosfaatbelasting optreden als gevolg van de afgifte van fosfaat door fosfaathoudend sediment [30]. In veengebieden bemoeilijkt dit proces mede in belangrijke mate de kwantificering van de invloed van de landbouw.

6.4 Kalium

In de bodem kan kalium reversibel geadsorbeerd worden aan kleimineralen en organische stof. De adsorptiecapaciteit voor kalium is derhalve in klei- en veengronden aanmerkelijk groter dan in zandgronden. Naast reversibele adsorptie kan, met name in rivierkleigronden, irreversibele fixatie van kalium optreden.

Uit metingen komt duidelijk naar voren dat in de gebieden met mariene afzettingen zowel het grondwater als het oppervlaktewater onder een overheersende mariene invloed staat, met onder andere hoge kaliumconcentraties als gevolg. Eventuele effecten van de landbouw op de kaliumconcentratie worden hierdoor volledig overschaduwd.

Grond- en oppervlaktewater dat niet wordt beïnvloed door zout kwelwater heeft van nature lage kaliumgehalten. Dit water voldoet meestal aan de norm die gesteld wordt aan het kaliumgehalte in drinkwater. In het bovenste grondwater onder natuurgebieden worden kaliumgehalten van 1-8

mg.l⁻¹ K gemeten. Alleen in zeekleigebieden worden hogere gehalten gevonden (20-100 mg.l⁻¹ K).

In gebieden waar van nature lage kaliumgehalten in het grond- en oppervlaktewater voorkomen, wordt een verhoging van deze gehalten vrijwel zeker veroorzaakt door landbouwinvloeden.

Onder rundveehouderijen op klei- en veengronden worden nog gehalten in de orde van 1-10 mg.l⁻¹ K gevonden. Op zandgronden worden echter duidelijk hogere gehalten aangetroffen (3-30 mg.l⁻¹ K). Onder snijmaïs op zandgrond kunnen in het ondiepe grondwater zeer hoge kaliumgehalten worden gemeten, en in gebieden met mestoverschotten eveneens onder grasland [55]. Een proef met snijmaïs op zandgrond waarop hoge giften dunne mest van rundvee werden toegepast, illustreert de invloed van de mestgift: afhankelijk van de gift werden kaliumgehalten gevonden oplopend tot 180 mg.l⁻¹ K bij 300 ton runderdrijfmest per hectare per jaar [62].

Ook in het diepere zoete grondwater is reeds merkbaar dat onder bouwland op zandgrond de hoogste kaliumgehalten gevonden worden [20], terwijl er bovendien een duidelijk waarneembare, stijgende trend is.

In kleigronden is de adsorptiecapaciteit voor kalium dermate hoog dat waarschijnlijk niet gevreesd hoeft te worden voor uitspoeling van enige betekenis ten gevolge van bemesting. Het is nog onbekend of dit ook voor veengronden geldt. Op zandgronden echter zijn in de ondergrond het lutumgehalte en het organischestofgehalte zeer laag. Hierdoor zal kalium als het eenmaal de ondergrond heeft bereikt niet meer adsorberen, met (on)diepe uitspoeling en uiteindelijk belasting van het oppervlaktewater als gevolg [3; F.A. KOUWE, pers. med. 1987].

Doordat dierlijke mest (met name rundveemest) aanzienlijke hoeveelheden kalium bevat, zal afspoeling ook een belangrijke bijdrage leveren aan de belasting van het oppervlaktewater met kalium.

6.5 Chloride

Chloride wordt niet of nauwelijks gebonden aan bodembestanddelen en spoelt daardoor zeer gemakkelijk uit. In onderzoeken wordt chloride dan ook vaak als tracer gebruikt.

Chloride komt van nature in de kustgebieden in hoge concentraties voor in grond- en oppervlaktewater. Vooral de landbouwkundige gebruiksmogelijkheden van het oppervlaktewater worden beperkt bij hogere chloridegehalten, zodat met name ten behoeve van de landbouw gepoogd wordt verzilting zoveel mogelijk te bestrijden. Dit kan onder andere gebeuren door het doorspoelen van polder- en boezemwateren met water uit de grote rivieren of het IJsselmeer.

Onder natuurlijke omstandigheden varieert de chlorideconcentratie in het bovenste zoete grondwater tussen 10 en 50 mg.l⁻¹ Cl. Op de Veluwe wordt gemiddeld 10 mg.l⁻¹ Cl gemeten. Uit verschillende onderzoeken blijkt dat ten gevolge van landbouwactiviteiten verhoogde chloridegehalten worden gevonden in zoet grondwater. Normen worden echter gemiddeld genomen niet benaderd, en zeker niet overschreden. De in het diepere zoete grondwater gemeten gemiddelde chloridegehalten zijn lager dan 100 mg.l⁻¹ Cl.

In gebieden waar mariene beïnvloeding een belangrijke rol speelt, is de landbouw als bron van chloridebelasting van het oppervlaktewater verwaarloosbaar. Dit blijkt onder andere uit een regionale studie in Zuid-Holland [76] waar slechts 1% van het chloride in het oppervlaktewater uit de landbouw afkomstig is.

In oppervlaktewater dat niet op enigerlei wijze onder mariene invloed staat, worden slechts zelden chloridegehalten aangetroffen die de basiskwaliteitsnorm overschrijden; indien hier toch sprake van is, is er meestal een duidelijk aanwijsbare oorzaak. Aangezien in deze gebieden ook het bovenste grondwater onder landbouwgronden geen chlorideconcentraties bevat die hoger zijn dan de basiskwaliteitsnorm voor oppervlaktewater, hoeft ook het huidige hoge bemestingsniveau geen directe bedreiging voor de kwaliteit van het oppervlaktewater te zijn. Verdunning met "schoon" grondwater zorgt aanvullend nog voor een verdere verlaging.

Aangezien in de toekomst het toegestane maximale bemestingsniveau wordt verlaagd is te verwachten dat mogelijke problemen alleen maar minder worden. Ook bij een bemesting die afgestemd is op de gewasbehoefte zal echter terugkeer van de chlorideconcentratie naar natuurlijke niveaus ($<20 \text{ mg.l}^{-1} \text{ Cl}$) niet mogelijk zijn [33].

6.6 Sulfaat

De bodem bevat van nature een aanzienlijke hoeveelheid zwavel. Deels is deze in organische vorm aanwezig, deels in anorganische vorm, als sulfide of als sulfaat, afhankelijk van de zuurstoftoestand van het systeem.

Sulfiden komen met name in zeekleigebieden voor, maar kunnen ook in zand- en veengronden in hoge gehalten aangetroffen worden.

Sulfaat komt in de bodem voornamelijk opgelost in de bodemoplossing en geadsorbeerd aan bodembestanddelen voor. Adsorptie van sulfaat treedt op aan randen van kleimineralen, metaal(hydr)oxyden en organische stof, analoog aan de sorptie van fosfaat. De adsorptie is echter geringer in aanwezigheid van andere anionen zoals bijvoorbeeld fosfaat. Hierdoor zal sulfaat toch redelijk mobiel zijn, hoewel enige vertraging ten opzichte van de waterstroming door adsorptie wel op zal treden.

Omdat zwavel in oplossing vrijwel alleen als sulfaat voorkomt, zal ook het transport van zwavel in grond- en oppervlaktewater voornamelijk voor rekening van sulfaat komen.

Sulfiden en sulfaat kunnen in elkaar worden omgezet door oxydatie resp. reductie. Bij de verontreiniging van grond- en oppervlaktewater kunnen deze processen een belangrijke rol spelen. Zo kan ten gevolge van peilverlaging de aërobe zone van de bodem worden vergroot, waardoor daar aanwezige sulfiden geoxydeerd worden tot sulfaat, dat vervolgens in het grond- of oppervlaktewater terechtkomt. In extreme vorm (bij hoge gehalten sulfiden in de bodem) kan dit leiden tot sterke verzuring en de vorming van kattenklei en kattenzand. Het sulfaatgehalte kan dan oplopen tot vele honderden $\text{mg.l}^{-1} \text{ SO}_4$. In anaëroob grondwater kan pyriet als elektronendonor dienen bij denitrificatie [4]. Dit is een microbiologisch proces waar eveneens sulfaat bij ontstaat.

Sulfaatreductie kan een rol spelen in waterbodems als daar een anoxisch milieu heerst. Wanneer sulfaathoudend grondwater via deze waterbodem het oppervlaktewater bereikt kan het sulfaat gereduceerd worden en als

sulfide met ijzer of zware metalen neerslaan.

In de kustprovincies zijn ten gevolge van de mariene invloed de sulfaatgehalten van het grond- en oppervlaktewater dermate hoog dat een mogelijke verhoging van de sulfaatgehalten door een landbouwkundige oorzaak te verwaarlozen is.

In gebieden met zoet grond- en oppervlaktewater worden onder natuurterreinen zeer uiteenlopende sulfaatgehalten gemeten. In diep Veluwegrondwater wordt ongeveer $15 \text{ mg.l}^{-1} \text{ SO}_4$ gemeten, terwijl lokaal in het bovenste grondwater onder naaldbossen ten gevolge van SO_2 -depositie zeer hoge gehalten worden aangetroffen (tot $400 \text{ mg.l}^{-1} \text{ SO}_4$).

In het algemeen worden in landbouwgebieden hogere sulfaatconcentraties gevonden dan in natuurgebieden (met uitzondering van de extreem hoge sulfaatgehalten die onder bossen worden aangetroffen). Bij normaal landbouwkundig gebruik blijft de sulfaatconcentratie veelal onder $100 \text{ mg.l}^{-1} \text{ SO}_4$.

In het bovenste grondwater onder snijma's op zandgrond worden bij verschillende runderdrijfmestgiftten sterk verhoogde sulfaatgehalten gemeten, oplopend tot circa $200 \text{ mg.l}^{-1} \text{ SO}_4$ bij 300 ton runderdrijfmest per hectare per jaar [57].

In dieper grondwater worden de laagste sulfaatgehalten gevonden onder natuurterreinen op zandgrond. Invloed van het bovenste grondwater onder bossen is hier nog niet merkbaar, of omdat dit te lokaal optreedt, of omdat verdunning met "schoon" grondwater optreedt. Uit resultaten van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit blijkt dat recente menselijke beïnvloeding heeft geleid tot verhoging van de natuurlijke sulfaatgehalten, onder andere doordat de hoogste sulfaatgehalten worden aangetroffen onder bouwland op zandgrond.

Verder blijkt een duidelijk stijgende trend aanwezig te zijn in de sulfaatconcentraties in het grondwater bij drinkwaterpompstations, waarbij ook duidelijke aanwijzingen zijn voor het ontstaan van sulfaat ten gevolge van denitrificatie.

In het oppervlaktewater wordt buiten de kustgebieden nog niet vaak een overschrijding van de basiskwaliteitsnorm geconstateerd, hoewel dit gezien de hoge gehalten die soms in het ondiepe grondwater worden gemeten in de toekomst wel te verwachten is. Ook afspoeling kan een potentiële bron zijn van sulfaat in het oppervlaktewater.

6.7 Zware metalen

De verspreiding van zware metalen in het milieu is voornamelijk een probleem voor de bodemkwaliteit. Zware metalen worden zeer sterk aan de organische stof in de bodem (ook de waterbodem) gebonden door specifieke adsorptie. De bindingssterkte neemt af in de richting $\text{Cu} \gg \text{Zn} > \text{Cd}$. Wanneer de binding echter aan kleine mobiele organische verbindingen plaatsvindt, kan de mobiliteit van de zware metalen sterk toenemen. De sterkte van de binding hangt ondermeer af van de pH en de redoxpotentiaal. De huidige kennis van de mobiliteit van zware metalen is vooral kwalitatief. In kwantitatieve zin is van de processen aanzienlijk minder bekend, zodat het moeilijk is om bijvoorbeeld voorspellingen over te verwachten concentraties te doen.

Door de sterke binding aan bodembestanddelen is de afvoer door uitspoeling en gewasopname van zware metalen al snel kleiner dan de toevoer, zodat accumulatie optreedt in de bovengrond. Deze accumulatie kan uiteindelijk verschillende gebruiksmogelijkheden van de bodem in gevaar brengen. Om de bodem tegen een dergelijke ontwikkeling te beschermen is in het kader van de Wet Bodembescherming het begrip multifunctionaliteit gedefinieerd, dat in principe voor alle gronden moet gelden.

In het bovenste grondwater onder natuurterreinen worden uiteenlopende gehalten aan zware metalen aangetroffen. Meestal zijn deze gehalten lager dan de basiskwaliteitsnorm voor oppervlaktewater. Opvallend is echter dat incidenteel zowel onder bos als onder maïsgrond zeer hoge gehalten worden gevonden van cadmium, koper en zink, zodat geen duidelijke oorzaak is aan te wijzen [2]. In het algemeen is de koperconcentratie ook onder landbouwgronden lager dan $50 \mu\text{g.l}^{-1}$ Cu. Van zink worden wel vaak hoge concentraties aangetroffen, tot zelfs $> 1 \text{ mg.l}^{-1}$ Zn.

In het diepere grondwater worden de hoogste zinkconcentraties gevonden in zandgebieden, met name onder gronden met een agrarische functie. Hier wordt ook regelmatig het richtniveau voor drinkwater overschreden [20]. Voor cadmium wordt in het diepe grondwater (25 m-mv) lokaal de maximaal toelaatbare concentratie voor drinkwater overschreden (geen landbouwinvloed).

Gezien de processen die in de bodem optreden en de gehalten aan zware metalen die in het grondwater worden gevonden, kan uitspoeling vermoedelijk nauwelijks een bron van betekenis vormen bij de belasting van oppervlaktewater met zware metalen, enkele uitzonderingen daargelaten. Wanneer voor een vanuit landbouwkundig oogpunt voldoende bodemkwaliteit wordt gezorgd, is uitspoeling van zware metalen niet aan de orde. Omdat dierlijke mest voor koper en zink de belangrijkste toevoerpost is voor landbouwgrond, is afspoeling potentieel een veel belangrijker bron van oppervlaktewaterverontreiniging, vooral wanneer oppervlakte-afvoer optreedt direct na het uitrijden van mest.

De metingen van zware metalen in oppervlaktewater worden meestal gericht op door industriële lozingen beïnvloede waterlopen. In Overijssel werd evenwel vastgesteld, dat het bodemslib van waterlopen, die alleen water uit landelijk gebied afvoeren, 10-20 maal lagere gehalten aan zware metalen bevatte dan dat van watergangen waarop effluentlozingen van rwzi's plaatsvinden. Dit geeft een indruk van de rol van het landelijk gebied als bron voor de belasting van het oppervlaktewater met Cd, Cu en Zn. Dat lokaal toch door landbouwinvloeden verhoogde concentraties in het oppervlaktewater veroorzaakt kunnen worden, met name bij hoge afvoeren, bleek uit een studie in een proefgebied bij Lunteren. Voor cadmium wordt bij hoge afvoer zelfs de basiskwaliteitsnorm overschreden [43].

6.8 Bestrijdingsmiddelen

"Bestrijdingsmiddelen" is de verzamelnaam van een grote groep verbindingen met zeer uiteenlopende chemische samenstelling en eigenschappen. Dit betekent dat er een groot scala aan verschillen in afbraaksnelheid, adsorptiegedrag, oplosbaarheid e.d. is, hetgeen het vergaren van kennis over milieueffecten van bestrijdingsmiddelen sterk bemoeilijkt. Bij de

beoordeling ten behoeve van een mogelijke toelating van een bestrijdingsmiddel door de Commissie Toelating Bestrijdingsmiddelen wordt sedert 1975 rekening gehouden met milieukundige aspecten.

Er kunnen verschillende redenen zijn waarom bepaalde middelen een gevaar vormen voor het milieu:

- hoge persistentie;
- hoge mobiliteit;
- hoge toxiciteit;
- vorming van toxische, mobiele en/of persistente afbraakprodukten.

Deze redenen afzonderlijk of in combinatie met elkaar zijn in de loop van de tijd aanleiding geweest om voor bepaalde stoffen normen te stellen, ze op een zwarte lijst te plaatsen of nader onderzoek aan te bevelen. Het betreft ongeveer 90 toegelaten middelen; of bepaalde middelen ook duidelijk verhoogde aandacht van waterkwaliteitsbeheerders verdienen, moet vooral in relatie tot de mate van gebruik worden gezien.

Opmerkelijk is dat de grenswaarden in de kwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewater (bijlage 3) zich beperken tot insecticiden, die slechts 3% van de totaalomzet van bestrijdingsmiddelen vormen.

Uitspoeling is voornamelijk van belang voor de mobiele middelen. Bij een RIVM-onderzoek in het bovenste grondwater onder landbouwpercelen op kwetsbare grondsoorten zijn residuen van atrazin (max. $0,6 \mu\text{g.l}^{-1}$), dinoseb (max. $9,2 \mu\text{g.l}^{-1}$), aldicarb (max. $130 \mu\text{g.l}^{-1}$) en dichloorpropeen (max. $80 \mu\text{g.l}^{-1}$) aangetroffen [41]. In Drenthe is in dieper grondwater dichloorpropeen, contaminant in de handelsformulering van dichloorpropeen, aangetroffen [70].

Afspoeling lijkt voor bestrijdingsmiddelen minder van belang als bron van oppervlaktewaterverontreiniging, aangezien oppervlakte-afvoer vooral optreedt buiten het groeiseizoen, wanneer geen bestrijdingsmiddelen worden toegepast.

Een belangrijke bron van oppervlaktewaterverontreiniging is ook de afvoer van drainwater uit kassen.

In oppervlaktewater worden door waterkwaliteitsbeheerders vooral die bestrijdingsmiddelen geanalyseerd waarvoor grenswaarden zijn opgesteld. Overschrijding van deze grenswaarden is incidenteel geconstateerd op 81 van de 230 monsterpunten voor oppervlaktewater, die routinematig op bestrijdingsmiddelen worden geanalyseerd [27]. In bijna alle gevallen worden lozingen en andere illegale handelingen als oorzaak van de normoverschrijdingen genoemd.

Bij "landelijk" onderzoek aan kleine wateren in agrarische gebieden werden door het RIVM ook andere bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewater aangetroffen [22,74]. Hierbij kwam onder andere het Zuidhollands glastuinbouwgebied als probleemgebied naar voren, waar methylbromide incidenteel nog in hoge concentraties wordt aangetroffen (max. $94 \mu\text{g.l}^{-1}$) evenals cholinesteraseremmers (totaal max. $400 \mu\text{g.l}^{-1}$).

Door het Gemeentelijk Waterbedrijf Groningen worden in de Drentsche Aa regelmatig verhoogde concentraties van atrazin, simazin, dinoseb en dichloorpropeen gevonden, waarbij een relatie met hoge waterafvoeren aanwezig lijkt te zijn [23]. Het is onduidelijk of hier sprake is van ondiepe uitspoeling of van afvoer van opgewerveld bodemslib waaraan

bestrijdingsmiddelen zijn gebonden.

Met name voor grondwater lijkt de verontreiniging door bestrijdingsmiddelen een in het verleden onderschat probleem. Wanneer de toepassing van mobiele middelen wordt stopgezet met het oog op beperking van de uitspoeling naar het grondwater, zal ook de belasting van het oppervlaktewater met deze middelen via uitspoeling verminderen. Aangezien onzorgvuldig handelen momenteel echter de belangrijkste bron is voor de verontreiniging van oppervlaktewater, zal vooral goede voorlichting en het sterk terugdringen van het bestrijdingsmiddelengebruik hier soelaas kunnen bieden.

6.9 Diergeneesmiddelen en veevoederadditieven

Naast bestrijdingsmiddelen is er nog een aantal andere organische microverontreinigingen, die voornamelijk via dierlijke mest in het milieu worden gebracht. Het gaat hierbij vooral om diergeneesmiddelen en veevoederadditieven.

Het gebruik van diergeneesmiddelen vindt in eerste instantie plaats door dierenartsen voor de behandeling van ziekten (curatief). Daarnaast wordt, met name in de intensieve veehouderij, frequent gebruik gemaakt van gemedicineerd voer (preventief).

Naast diergeneesmiddelen worden ook andere stoffen aan veevoerders toegevoegd om een zo gunstig mogelijk dierlijke produktie te bereiken (groeibevorderende stoffen, vitaminen, spoorelementen), en verder stoffen die nodig zijn voor de bereiding van de voeders.

Het betreft een groot scala aan stoffen, waar relatief weinig van bekend is. Onderzoek dat hieraan is verricht, is meestal toxicologisch van aard; over milieu-effecten is vrijwel niets bekend. Of milieu-effecten optreden, hangt af van een aantal factoren:

- de mate waarin een stof in het lichaam wordt opgenomen of omgezet;
- persistentie in de mest en in de bodem;
- toxiciteit;
- adsorptiegedrag/mobiliteit.

Voor zover over deze factoren iets bekend is, houdt dit voornamelijk in dat, als de stof in de mest terecht komt, deze in de mest of in de bodem snel tot zeer snel wordt afgebroken. De belangrijkste potentiële bron van belasting van het oppervlaktewater met deze stoffen is afspoeling, op dezelfde wijze als dit geldt voor alle andere in dierlijke mest aanwezige stoffen. Over het voorkomen van deze stoffen in grond- en oppervlaktewater is geen enkel gegeven beschikbaar, maar uit de beschikbare informatie blijkt niet dat hieromtrent reden tot ongerustheid is [40].

7 MOGELIJKE MAATREGELEN

Het is voor de waterkwaliteitsbeheerder belangrijk te weten welke mogelijkheden er zijn om de verontreiniging van het oppervlaktewater vanuit het landelijk gebied en in het bijzonder vanuit de landbouw terug te dringen en effecten ervan te beperken.

Voor een deel betreft het maatregelen die de waterkwaliteitsbeheerder zelf kan treffen. Om de verontreinigingen bij de bron aan te pakken, zal echter vaak in de landbouwbedrijfsvoering moeten worden ingegrepen.

7.1 Maatregelen vanuit het waterbeheer

De juridische instrumenten voor de waterkwaliteitsbeheerder om de verontreiniging van het oppervlaktewater door landbouwactiviteiten te voorkomen, zijn beperkt. Op grond van de WVO kan voornamelijk worden opgetreden tegen handelingen die als lozingen zijn te kenmerken, zoals er enkele in paragraaf 4.2 zijn besproken. Er zou in dit verband sprake kunnen zijn van een strengere handhaving van bestaande wetgeving (vergunningbeleid, controle op naleving).

Voor het tegengaan van emissies uit diffuse bronnen biedt de WVO echter onvoldoende mogelijkheden. Momenteel zijn weliswaar in het kader van de Wet Algemene Bepalingen Milieuhygiëne regelingen in de maak voor het aanpakken van bepaalde diffuse bronnen, maar emissies naar het oppervlaktewater die via andere milieucompartimenten (bodem, lucht) optreden, vallen hierbuiten.

Door Rijkswaterstaat [59] wordt een uitgebreid overzicht gegeven van bestaande en toekomstige wetgeving die een rol zou kunnen gaan spelen bij de vermindering van verontreiniging van oppervlaktewater door diffuse bronnen.

Ook de technische mogelijkheden van de waterkwaliteitsbeheerder om de oppervlaktewaterverontreiniging vanuit de landbouw te verminderen zijn zeer beperkt. Te denken valt vooral aan peilbeheer, hoewel maatregelen op dit terrein zowel positieve als (tegelijkertijd) negatieve effecten kunnen sorteren. Als voorbeeld kan peilverlaging dienen, waarvan het voordeel vooral ligt in de vermindering van de afvoer van stoffen via korte transportwegen (afspoeling en ondiepe uitspoeling). Nadelige gevolgen van peilverlaging zijn verdroging met als gevolg een grotere behoefte aan gebiedsvreemd inlaatwater, hetgeen nadelige effecten op de ecologische waarde van een gebied kan hebben.

Peilverlaging (zowel zomer- als winterpeil; zie ook paragraaf 5.1.4) in een gebied met fosfaatverzadigde gronden kan tot gevolg hebben dat het grondwater niet meer tot in de fosfaatverzadigde laag van de bodem kan komen, hetgeen vermindering van de uitspoeling van fosfaat tot gevolg zal hebben. Anderzijds wordt de zone waarin eventueel denitrificatie kan optreden kleiner, zodat de uitspoeling van stikstof zal toenemen.

Peilverlaging in veengebieden, gewenst ter verhoging van de produktiviteit van de grond, heeft eveneens voor- en nadelen. Bij peilverlaging zakt het grondwater, waardoor de beluchting van de bodem toeneemt en de organische stof en eventueel aanwezige sulfiden worden geoxydeerd. Hierbij kunnen grote hoeveelheden nutriënten vrijkomen, die geheel of

gedeeltelijk in het oppervlaktewater terecht komen. Ook kan in bepaalde situaties de kwel toenemen, met (in het geval van zoute kwel) een verhoogde nutriëntenbelasting als gevolg [80].

Als mogelijke technische maatregelen ter bestrijding van de effecten van verontreinigingen die uit het landelijk gebied en de landbouw afkomstig zijn, kunnen bijvoorbeeld worden genoemd:

- doorspoelen ter bestrijding van verzilting en eutrofiëringsverschijnselen. Hier zitten evenwel ook negatieve aspecten aan. Zo worden bij het doorspoelen van de Friese boezem met IJsselmeerwater weliswaar de verzilting en de fosfaatbelasting teruggedrongen, daar staat echter tegenover dat met het ingelaten water ook organische microverontreinigingen en zware metalen meekomen. Overigens geldt voor de laatste categorieën stoffen, dat in grotere wateren de belasting door interne bronnen als effluentlozingen sterk overheerst ten opzichte van die door externe bronnen. Wanneer door de aanvoer van gebiedsvreemd water de chemische samenstelling van het water verandert, heeft dit ongunstige effecten op onder andere de aquatische vegetatie [51]. Waterconservering verdient daarom meestal de voorkeur boven het inlaten van vervuild water van elders;
- actief biologisch beheer; voorbeeld hiervan is het uitzetten van roofvis om verschuivingen in de ecosysteemopbouw te bewerkstelligen, zodanig dat uiteindelijk de populatie van blauwalgen wordt teruggedrongen. Ook het inzetten van mosselen (grote filtercapaciteit) kan een belangrijke functie hebben. Er zijn reeds voorbeelden uit de praktijk waar actief biologisch beheer succesvol wordt toegepast;
- baggeren van vervuilde waterbodems. Hierdoor wordt vooral de interne belasting van oppervlaktewater verminderd, zodat deze niet meer ten dele het effect van andere maatregelen teniet doet [6];
- aanbrengen van een waterscheiding tussen landbouw en natuur, zoals het verhogen van de hydraulische weerstand; dit wordt onder andere toegepast in het proefproject Nieuwkoopse Plassen in Rijnland;
- algemene, niet stofspecifieke, beperking van de afspoeling: bijvoorbeeld door het aanleggen van bufferzones langs akkerranden e.d. in de vorm van houtwallen of rietzones; ook bij verlaging van slootpeilen neemt de kans op afspoeling af door de verbeterde afwatering.

Belangrijk is zich te realiseren dat het hier steeds om symptoombestrijding gaat. Onderzoek moet vooral gericht zijn op het onderbouwen van brongerichte maatregelen.

7.2 Maatregelen met betrekking tot de landbouwbedrijfsvoering

Het bij de bron aanpakken van de verontreiniging betekent ingrijpen in de landbouwbedrijfsvoering. Dit kan op verschillende manieren. De meest vergaande mogelijkheid is het uit productie nemen van grond dan wel extensivering van het bodemgebruik en inkrimping van de veestapel. Het Ministerie van Landbouw staat echter op het standpunt dat in eerste in-

stantie bestudeerd moet worden in hoeverre technische maatregelen toereikend kunnen zijn om de problemen het hoofd te bieden.

Met betrekking tot de mestoverschottenproblematiek wordt een drie-sporenbeleid gevolgd:

1. vermindering van het mest- en mineralenoverschot door maatregelen in de diervoeding:
 - vermindering van de gehalten aan fosfaat, stikstof en zware metalen in veevoeders; volgens Jongbloed et al. [36] kan hierdoor de vracht van zware metalen worden verminderd met de volgende percentages: cadmium >20%, koper 40-50% en zink 15-20%;
 - aanpassing van de voeding aan het levensstadium van het dier;
2. het wegnemen van belemmeringen bij de mestafzet, zodat een vergroting van de afzet van dierlijke mest naar de akkerbouw kan plaatsvinden;
3. het centraal be- en verwerken van mest; reeds nu zijn enkele (proef)installaties in werking waar ervaring wordt opgedaan met de verwerking van dierlijke mest; hierdoor worden de mogelijkheden voor afzet van (verwerkingsprodukten van) mest in en buiten Nederland bevorderd.

Terugdringing van de ammoniakemissie kan plaatsvinden door technische aanpassingen aan stallen, door mestinjectie of door snel onderploegen van uitgereden dierlijke mest. Dit laatste is ook van belang voor het verminderen van de afspoeling.

Het verlagen van het cadmiumgehalte in fosfaatkunstmest kan een bijdrage leveren aan de vermindering van accumulatie van cadmium in de bodem.

Beperking van stikstofuitspoeling kan bereikt worden door maatregelen als [64]:

- omschakeling op grasland van beweiding naar stalvoeding, zodat een gelijkmatige verdeling van mest kan worden verkregen;
- verbetering van de bemestingsadviesering door rekening te houden met de groeiomstandigheden en bodemprocessen, zoals mineralisatiesnelheid;
- het toepassen van winterbodembedekkers op bouwland;

Behalve genoemde maatregelen is er nog een groot scala aan andere maatregelen mogelijk. Toegespitst op de melkveehouderij wordt door Aarts et al. [1] een overzicht gegeven van ongeveer 225 maatregelen, die vooral zijn gericht op verlaging van de input en verhoging van de efficiëntie, en daarmee ook op verlaging van accumulatie en emissie. De maatregelen worden gekarakteriseerd naar stadium van ontwikkeling en toepassing, technische en bedrijfseconomische inpasbaarheid, te verwachten effecten en neveneffecten, gewenst onderzoek e.d.

Uit eerste indicatieve berekeningen blijkt, dat vooral bij het toepassen van samenhangende pakketten van maatregelen, zowel een gunstiger bedrijfsresultaat als een lagere emissie naar het milieu bereikt kan worden. Verder wordt voorgesteld om een proef- en demonstratiebedrijf voor de melkveehouderij met lage emissie te stichten.

Extensivering vindt op kleine schaal reeds plaats op vrijwillige basis. Door toepassing van de Relatienota [47] was in 1986 voor een areaal van

ca. 10.000 ha een beheersovereenkomst afgesloten [13]. Dit zal in de toekomst uitgebreid worden tot zo'n 100.000 ha, welke nu aangewezen zijn als Relatienotagebied. In sommige gebieden wordt ook buiten deze regelingen om een natuur- en milieuvriendelijker landbouwuitoefening nagestreefd.

Aan produktiebeperking wordt in zoverre gedaan, dat in het kader van de Meststoffenwet voor veehouderijbedrijven nog slechts zeer beperkt uitbreidingsmogelijkheden aanwezig zijn.

Voor de bedrijfsvoering worden door de landelijke overheid algemene regels gesteld. Het belangrijkste kader hiervoor is de Wet Bodembescherming. Hierbinnen worden in het Besluit "Gebruik Dierlijke Meststoffen" regels gesteld aan de hoeveelheid toe te dienen mest en het tijdstip en de methode van toediening [50].

Er is voorzien in een gefaseerde normstelling op basis van een maximale fosfaatgift, die omstreeks het jaar 2000 moet leiden tot een maximale gift die gelijk is aan de gewasonttrekking, de zogenaamde eindnorm. De eerste fase is in 1987 ingegaan, de volgende fasen worden pas na tussentijdse evaluatie vastgesteld. Ook de definitieve hoogte en het tijdstip van invoering van de eindnorm zijn nu nog onbekend. In bijlage 7 zijn de effecten van de (nu voorziene) eindnorm voor fosfaat voor de maximale gift van minerale bestanddelen met dierlijke mest (bij de huidige samenstelling!) weergegeven.

Het gaat hierbij om een landelijk uniforme regeling, waarbij dus geen onderscheid wordt gemaakt tussen overschot- en tekortgebieden. Hierdoor bestaat er vooral bij waterkwaliteitsbeheerders de vrees voor opvulling van de normen in tekortgebieden.

Ook wordt een uitrijverbod voor dierlijke mest buiten het groeiseizoen (gefaseerd) ingevoerd. Een eventuele verdere aanscherping van het uitrijverbod voor besneeuwde grond volgt pas in de tweede fase, vanaf 1991.

Verder is voorzien in een onderwerkverplichting ter beperking van ammoniak-emissie en afspoeling.

Door de provinciale overheden kunnen fosfaatverzadigde gronden worden aangewezen, waar reeds nu niet meer dierlijke mest mag worden toegediend dan volgens de eindnorm. Tevens kunnen bodem- en grondwaterbeschermingsgebieden worden aangewezen, waar strengere regels gelden voor de bemesting [75].

Even belangrijk als het stellen van regels is de naleving ervan. Naast van overheidswege voorgeschreven wettelijke maatregelen speelt daarom ook goede voorlichting een belangrijke rol: vooral consulentschappen en standsorganisaties zijn daarbij ingeschakeld.

Voor bestrijdingsmiddelen liggen de zaken minder duidelijk dan voor meststoffen. In de Bestrijdingsmiddelenwet worden regels gesteld voor de toelating en het gebruik van bestrijdingsmiddelen, terwijl toch blijkt dat ook bij normaal landbouwkundig gebruik van toegelaten bestrijdingsmiddelen waterkwaliteitsnormen overschreden kunnen worden. Op deze discrepantie tussen de Bestrijdingsmiddelenwet en de WVO wordt gewezen door Havekes en De Vries [27].

Er zijn binnen de landbouw ontwikkelingen gaande die een vermindering van het bestrijdingsmiddelengebruik (kunnen) inhouden, zoals het ontwikkelen van resistente rassen, het ontwikkelen van biologische be-

strijdingsmethoden en het in toenemende mate toepassen van geïntegreerde bestrijding. Verder wordt onderzoek verricht naar de verbouw van allerlei nieuwe (handels)gewassen ter verbreding van het bouwplan.

In het algemeen kan worden gesteld dat EG-beslissingen op het gebied van de landbouw invloed hebben op de bedrijfsvoering, en daarmee indirect ook op de emissie van stoffen uit de landbouw naar het milieu. Zo heeft de melkquotering de afgelopen jaren geleid tot een afname van de rundveebezetting van grasland [12]. Een ander voorbeeld is dat een besluit om de graanprijs te verlagen, het minder aantrekkelijk zal maken om graan op te nemen in het bouwplan (graan - suikerbieten - aardappelen) waardoor het bestrijdingsmiddelengebruik (vooral grondontsmetting) nog zal toenemen [42].

Onderzoek naar de belasting van oppervlaktewater met nutriënten vanuit de landbouw heeft twee aspecten: inventarisatie van gebiedskenmerken en kennis van processen. De combinatie biedt de mogelijkheid om effecten van maatregelen te kwantificeren.

Processen hebben een algemeen karakter; gebiedskenmerken (opbouw en samenstelling van de bodem, geohydrologie, bodemgebruik, landbouw- c.q. bemestingspraktijk) zijn lokaal of regionaal bepaald. Bij de processen schort het vooral aan kwantitatieve informatie; zo kan denitrificatie in de ondergrond niet goed worden gekwantificeerd. Het ontbreken van deze kennis bemoeilijkt het treffen van de juiste beheersmaatregelen.

Op de gevolgen van het inlaten van gebiedsvreemd water wordt niet ingegaan; hoewel dit in de meeste gevallen ten behoeve van de landbouw plaatsvindt, is de relatie met de landbouwkundige activiteiten daarvoor te indirect.

8.1 Processen

In de relatie tussen landbouw en oppervlaktewaterkwaliteit liggen de hiaten in kennis op de volgende terreinen:

8.1.1 het aandeel van de afzonderlijke balansposten

Bemesting kan de belasting van oppervlaktewater doen toenemen. Peilwijziging beïnvloedt de afbraak van organische stof, de oxydatie van eventueel aanwezige sulfiden, alsmede de omvang van snelle uitspoeling en afspoeling van meststoffen (N, P en K).

Van vele aspecten van deze problematiek is echter nog maar zeer weinig bekend; het meeste onderzoek op dit gebied is gericht op integrale bestrijding van de eutrofiëring en niet op aanpak van afzonderlijke bronnen als de landbouw.

Vaak gaat het om het opstellen van balansen: voorbeelden zijn het polderonderzoek in Friesland en het onderzoek aan hydrologische eenheden in de Krimpener- en de Alblasserwaard, in de Loosdrechtse-, de Nieuwkoopse- en de Vinkeveense Plassen en in Zeeland.

Om het aandeel van de landbouw in de eutrofiëring van oppervlaktewater te bepalen, moet - onder andere - de bijdrage van de waterbodem worden gekwantificeerd. Zonder deze informatie kan de bijdrage van de landbouw belangrijk worden onderschat, waardoor de keuze van de juiste bestrijdingsmaatregelen wordt bemoeilijkt.

In min of meer stagnante wateren, als plassen en meren, is (en wordt) veel onderzoek gedaan naar de rol van de waterbodem bij de waterkwaliteit. Bij snelstromende beken zal berging van stoffen in de waterbodem op jaarbasis geen rol van betekenis spelen. In waterlopen met een wat langere verblijftijd - met name in veengebieden - kan de rol van de waterbodem van groot belang zijn.

Diverse waterkwaliteitsbeheerders hebben onderzoek uitgevoerd naar de grootte van de post "diffuse bronnen" op de balans; in de meeste gevallen is de bijdrage van de landbouw in deze restpost begrepen. Voor de nutriënten stikstof en fosfaat bedraagt deze restpost in gebieden zonder effluentlozingen vaak meer dan 50% van de totale belasting.

De bijdrage van de afzonderlijke componenten, als waterbodem, bemesting en natuurlijke uitspoeling zijn in het veld echter meestal niet te onderscheiden. Daarvoor is onderzoek nodig in meer afgesloten, goed beheersbare systemen. In Duitsland is de invloed van bemesting op de uitspoeling in veengronden op deze wijze onderzocht.

8.1.2 afspoeling van nutriënten

Wanneer kort na het uitrijden van mest oppervlakte-afvoer optreedt, is het afstromende water zeer rijk aan nutriënten. Om het effect hiervan op het oppervlaktewater zoveel mogelijk te beperken, zou uitrijden kunnen worden verboden in perioden en gebieden waar de kans op oppervlakte-afvoer het grootst is. Bovendien zouden bufferzones kunnen worden aangelegd om te verhinderen dat afstromende neerslag direct het oppervlaktewater bereikt.

Om deze maatregelen gericht te kunnen nemen, moet een regionale risico-analyse worden uitgevoerd op basis van topografische, bodemkundige en hydrologische gegevens. Methoden en toetsen voor het aanwijzen van voor afspoeling kwetsbare gebieden, gebaseerd op Nederlandse gegevens, zijn echter nog niet ontwikkeld.

8.1.3 uitspoeling van nutriënten

Een belangrijke vraag hierbij is of de hoge concentraties aan stoffen als nitraat, sulfaat en kalium, die thans in het grondwater worden aangetroffen, in de toekomst ook in oppervlaktewater zijn te verwachten. Om de huidige situatie in kaart te brengen is en wordt een groot aantal studies uitgevoerd of voorbereid, vooral in stroomgebieden van beken en kanalen. Voorbeelden zijn: Luntersebeek, Roelinksbeek, Hupselsebeek, Apeldoorns kanaal, Oranjekanaal, Sleenerstroom, 't Merkske en de Chaamse beken.

Er zijn veel aanwijzingen dat uitspoeling van stoffen langs randen van percelen en via drainstelsels ("ondiepe" uitspoeling) voor de belasting van oppervlaktewater van groot belang is.

Dit geldt vooral voor stoffen die sterk aan de bodem kunnen worden gebonden (fosfaat, zware metalen, bepaalde bestrijdingsmiddelen), of stoffen die relatief snel worden omgezet (NH_4^+ , organische N en P) en bij hoge waterafvoer: door de korte transportweg en de korte verblijftijd kunnen de vastleggings- en/of omzettingsprocessen dan niet volledig verlopen. Met fosfaat verzadigde bodemlagen kunnen onder zulke omstandigheden bovendien weer fosfaat afstaan (desorptie), wat kan leiden tot hoge concentraties in het uitspoelende water.

In kleigronden kan transport via scheuren in korte tijd de grondwaterbelasting met nutriënten sterk verhogen. Dit kan zowel voor ondiepe als voor diepe uitspoeling gevolgen hebben.

Noch voor bemeste- noch voor onbemeste situaties is kwantitatief iets bekend over de betekenis van ondiepe uitspoeling voor de belasting van oppervlaktewater met stoffen vanuit de landbouw.

Mogelijke onderzoeksobjecten zijn fosfaatverzadigde zandgronden met een hoge grondwaterstand, waarbij de bijdrage van ondiepe uitspoeling aan de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in relatie tot de bemestingstoestand van de bodem en de waterhuishouding wordt vastgesteld.

Via een nutriënten-uitspoelingsmodel kunnen de resultaten dienen voor het kwantificeren van het effect van maatregelen op grond van (bijvoorbeeld) het Besluit Gebruik Dierlijke Meststoffen.

8.1.4 denitrificatie

Een groot deel van de toegevoerde stikstof wordt door denitrificatie omgezet in gasvormige verbindingen (N_2 en/of N_2O) die het grond- en oppervlaktewater niet bereiken.

Bijzonder weinig is bekend over de rol van de waterhuishouding bij denitrificatie, over de omvang van de denitrificatie en over de invloed van organische stof en pyriet in grondwater; denitrificatie onder invloed van pyriet kan de sulfaatconcentratie sterk doen stijgen.

Meer kennis van denitrificatie in de ondergrond kan van nut zijn bij het voorspellen van lange-termijneffecten van grondwaterverontreiniging met (bijvoorbeeld) nitraat. Onderzoek hiernaar zou kunnen bestaan uit het bestuderen van het denitrificatieproces in kolommen grond van verschillende belangrijke geologische formaties.

8.1.5 mobiliteit van zware metalen

In landelijk gebied, waar afspoeling of snelle ondiepe uitspoeling een rol kunnen spelen, worden soms hoge gehalten aan zware metalen gemeten. Uit vele onderzoeken is bekend hoe de verschillende metalen zich qua mobiliteit tot elkaar verhouden. In kwantitatieve zin - bijvoorbeeld over de relatie met bodemkenmerken - is echter weinig bekend.

8.2 Gebiedskenmerken

Gebiedskenmerken variëren van plaats tot plaats; arealen van voldoende omvang voor STORA-onderzoek zijn veenweidegebieden en hogere zandgronden.

In veenweidegebieden wordt het oppervlaktewater van nature reeds vrij sterk met nutriënten belast. De nutriëntenrijkdom van de bodem en de waterhuishouding spelen daarbij een rol. Een poging om deze achtergrondbelasting te bepalen in een als natuurgebied ingerichte veenpolder, strandde op problemen bij het opstellen van de waterbalans en op onzekerheid over de invloed van de waterbodem (18).

Nieuw onderzoek aan klei- en veenweidegebieden is in voorbereiding; hierbij kunnen de ervaringen uit het Duitse onderzoek (8.1.1) van nut zijn.

Onderzoek naar de bijdrage van de landbouw vanuit de hogere zandgronden vond plaats in opdracht van de projectgroep BOVAR (Bestrijding Overmatige Algen groei Randmeren), een samenwerkingsverband van de ministeries van V en W, VROM, en L en V, enkele provincies, waterschappen en gemeenten.

Door de STORA werd financieel geparticipeerd in dit project, waarover in mei 1989 in ICW-publicatie no. 34 werd gerapporteerd.

1. Aarts H.F.M., E.E. Biewinga, G. Bruin, B. Edel en H. Korevaar. Melkveehouderij en milieu: een aanpak voor het beperken van mineralenverliezen. Rapport 111. PR, Lelystad, 1988. 136 pp.
2. Beek C.G.E.M. van (ed.). Landbouw en drinkwatervoorziening. Oriënterend onderzoek naar de beïnvloeding van de grondwaterkwaliteit door bemesting en het gebruik van bestrijdingsmiddelen. Onderzoek 1982-1987. Mededeling nr. 99. KIWA, Nieuwegein, 1987. 171 pp.
3. Becker E. de, G. Billen en P. Servais. Schatting van de vervuiling van de oppervlaktewaters met nutriënten (N,P,K) door drainering van de Belgische landbouwgronden. Landbouwtijdschrift 37(1984): 117-136.
4. Bennekom C.A. van. Kwaliteitsveranderingen van het grondwater als gevolg van uitspoeling van meststoffen. H₂O 20(1987): 194-199.
5. Berghuijs-van Dijk J.T., P.E. Rijtema and C.W.J. Roest. ANIMO: Agricultural Nitrogen Model. Nota 1671. ICW, Wageningen, 1985. 86 pp. + 5 appendices.
6. Boeijen J.H. en H. van der Honing. Effect van baggeren op de waterkwaliteit in sloten in de Alblasserwaard en de Krimpenerwaard. H₂O 21(1988) : 166-171.
7. Boesten J.J.T.I. Behaviour of herbicides in soil: simulation and experimental assessment. Dissertatie LH-1098. Landbouwuniversiteit, Wageningen, 1986. 263 pp.
8. Bots W.C.P.M., P.C. Jansen en G.J. Noordewier. Fysisch-chemische samenstelling van oppervlakte- en grondwater in het noorden des lands. Een studie in het kader van het Integraal Structuurplan Noorden des Lands. Regionale Studies 13. ICW, Wageningen, 1978. 103 pp.
9. Breemen N. van, P.A. Burrough, E.J. Velthorst, H.F. van Dobben, T. de Wit, T.B. Ridder and H.F. Reijnders. Soil acidification from atmospheric ammoniumsulphate in forest canopy throughfall. Nature 299(1982): 548-550.
10. Breimer T. en K.W. Smilde. De effecten van organische mestdoseringen op de zware-metaalgehalten in de bouwvoor van akkerbouwgronden. In: Organische stof in de akkerbouw. Themaboekje 7. CAD-AGV en PAGV, Lelystad, 1986: 54-67.
11. Centraal Bureau voor de Statistiek. Algemene milieustatistiek 1983-1985. Uitgave 1986.
12. Centraal Bureau voor de Statistiek & Landbouw Economisch Instituut. Landbouwcijfers 1988. 's-Gravenhage, 1988. 247 pp.

13. Centrale Raad voor de Milieuhygiëne. Milieu van jaar tot jaar. Overzicht van de toestand van het milieu in Nederland in 1986, uitgebracht in 1987 door De Centrale Raad voor de Milieuhygiëne in samenwerking met de Natuurbeschermingsraad. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage. 291 pp.
14. Claassen T.H.L. en H. van Straten. Kwellend zout in Friesland, een oriënterend onderzoek. Cultuurtechnisch Tijdschrift 23(1984): 311-323.
15. Consulentenschap voor Bodem-, Water- en Bemestingszaken in de Akker- en Tuinbouw. Bemesting van bouwland. Vlugschrift voor de landbouw, nr. 357. Ministerie van Landbouw en Visserij, 1986. 12 pp.
16. Consulentenschap voor Bodem-, Water- en Bemestingszaken in de Veehouderij. Bemesting van grasland. Vlugschrift voor de landbouw, nr. 363. Ministerie van Landbouw en Visserij, 1985. 12 pp.
17. Consulentenschap voor Gewasbescherming. Wegwijzer voor de veehouderij. C. Misset B.V., Doetinchem, 1987. 32 pp.
18. Coppel D. Fosfaat- en stikstofuitspoeling in een tweetal natuurgebieden. Intern rapport Hoofdgroep Waterstaat en Milieu, Provincie Friesland, 1987. 56 pp. + 9 bijlagen.
19. Dekker J.J. De beschrijving van de afvoer van nutriënten in het Roelinksbeekgebied: een aanzet voor een model. Doktoraalverslag vakgroepen Hydraulica en Afvoerhydrologie en Waterzuivering. Landbouwniversiteit, Wageningen, 1988. 49 pp. + bijlagen.
20. Duijvenbooden W. van, J. Taat en L.F.L. Gast. Landelijk meetnet grondwaterkwaliteit. 1. Eindrapport van de inrichtingsfase. Rapport 840382001. RIVM, Leidschendam, 1985. 129 pp.
21. Feenstra J.F. en P.F.J. van der Most. Diffuse bronnen van waterverontreiniging. Rapport CUWVO, Werkgroep VI. Hoofddirectie van de Waterstaat, 's-Gravenhage, 1986. 65 pp.
22. Greve P.A., D.C. van Harten, H.A.G. Heusinkveld en E.A. Hogendoorn. Bestrijdingsmiddelen in Nederlands oppervlaktewater (programma 1985). Rapport 218102006. RIVM, Bilthoven, 1986. 17 pp.
23. Haak B.J., J.W. Kieft, A.I.A. Soppe en W.C. Wijntjes. Bestrijdingsmiddelen in de Drentsche Aa. Beleidsnotitie Gemeentelijk Waterbedrijf Groningen, 1987. 19 pp.
24. Haan S. de. Cadmium in zuiveringsslib met landbouwkundige bestemming. Bedrijfsontwikkeling 14(1983): 480-484.
25. Hamaker P. Glastuinbouw en waterkwaliteit. Syllabus PHLO-cursus "Waterkwaliteit landelijk gebied; aspecten van kwaliteitsbeheer". Stichting PHLO, Wageningen, 1988. 15 pp.
26. Hauwert P.C.M. Onderzoek naar de nitraatbelasting van het grondwater in het waterwingebied Montferland. Nota 1489. ICW, Wageningen, 1984. 59 pp.

27. Havekes H.J.M. en P.J.R. de Vries. Verontreiniging van oppervlaktewater door bestrijdingsmiddelen. Waterschapsbelangen 1986: 431-439.
28. Heer H. de en C.J. Schut. Hoe is te voorkomen dat gewasbeschermingsmiddelen in de sloot terecht komen? De Fruitteelt 76(1986): 260-262.
29. Henkens C.H. Milieuwetgeving en bodem en bemesting. Bedrijfsontwikkeling 15(1984): 880-885.
30. Hieltjes A.H.M. en L. Lijklema. Nalevering van fosfaat door sedimenten. IV: Transport over het grensvlak sediment-water. H₂O 13(1980): 612-614, 639-640.
31. Hoofdgroep Waterstaat en Milieu. De bijdrage van de landbouw en veengronden aan de eutrofiëring van het boezemwater in zuidwest Friesland. Rapport Hoofdgroep Waterstaat en Milieu, Provincie Friesland, 1986. 32 pp.
32. Hoofdgroep Waterstaat en Milieu. Polderwater en eutrofiëring in de provincie Friesland 1986. Rapport Hoofdgroep Waterstaat en Milieu, Provincie Friesland, 1987. 42 pp. + 5 bijlagen.
33. Jansen E.J. Invloed van de landbouw op de kwaliteit van oppervlaktewater; macronutriënten. Rapport 30/II. ICW, Wageningen, 1988.
34. Jansen E.J. Invloed van de landbouw op de kwaliteit van oppervlaktewater; zware metalen en organische microverontreinigingen. Rapport 30/III. ICW, Wageningen, 1988.
35. Jansen E.J., R.A. Koning, O.F. Schoumans en A. Breeuwsma. Fosfaat-desorptie in zandgronden met verschillende verzadigingsgraad. Rapport 2061. Stichting voor Bodemkartering, Wageningen, 1988.
36. Jongbloed A.W., A. Steg, P.C.M. Simons, W.M.M.A. Janssen, N.P. Lenis, J.A.C. Meijs en K. Vreman. Berekeningen over de mogelijke vermindering van de uitscheiding aan N, P, Cu, Zn en Cd via de voeding door landbouwhuisdieren in Nederland. Rapport 3. IVVO, Lelystad, 1985. 46 pp.
37. Korzilius E. en A. Breeuwsma. Het fosfaatbindend vermogen van zandgronden. Rapport 1745. Stichting voor Bodemkartering, Wageningen, 1983. 57 pp.
38. Lammers B. De invloed van de landbouw op de grond- en oppervlaktewaterverontreiniging in het Hupselse beekgebied: een eerste aanzet. Dكتورaalverslag vakgroepen Waterzuivering en Hydraulica en Afvoerhydrologie. Landbouwuniversiteit, Wageningen, 1985. 22 pp. + bijlagen.
39. Landbouwadviescommissie Milieukritische Stoffen. Signaalwaarden voor de gehalten van milieukritische stoffen in grond met het oog op landbouwkundige gebruiksmogelijkheden van verontreinigde bodems. LAC nr. 86.1. Ministerie van Landbouw en Visserij, 's-Gravenhage, 1986. 23 pp.

40. Landbouwadviescommissie Milieukritische Stoffen. Overzicht inzake milieueffecten van diergeneesmiddelen. Ministerie van Landbouw en Visserij, 's-Gravenhage, 1986. 11 pp.
41. Loch J.P.G. Vulnerability of groundwater to pesticide leaching. Proceedings Conference on Vulnerability of soil and groundwater to pollutants. Verslagen en mededelingen no. 38. CHO-TNO/RIVM, 's-Gravenhage, 1987: 797-807.
42. Logemann D. Akkerbouw in Europa en de gevolgen voor ruimte en milieu. ROM-Magazine 1987, 8: 3-6.
43. Mensink J.A. Milieuhygiënische aspecten van de intensieve veehouderij. Deelrapport 3: Onderzoek in een proefgebied nabij Lunteren. Dienst Milieuhygiëne Provincie Gelderland, 1983. 58 pp. + 8 bijlagen.
44. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Indicatief Meerjaren Programma Water 1985-1989. Tweede Kamer, vergaderjaar 1984-1985. 19153, nrs. 1-2. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
45. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Rijkswaterkwaliteitsplan. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage, 1986. 135 pp.
46. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. Leidraad Bodemsanering. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage. Uitgave 1983, losbladig.
47. Ministeries van Landbouw en Visserij, CRM en VROM. Nota betreffende de relatie landbouw en natuur- en landschapsbehoud: gemeenschappelijke uitgangspunten voor het beleid inzake de uit een oogpunt van natuur- en landschapsbehoud waardevolle agrarische cultuurlandschappen. Tweede Kamer, vergaderjaar 1974-1975, 13285. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage. 47 pp.
48. Ministeries van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Verkeer en Waterstaat, Landbouw en Visserij. Indicatief Meerjaren Programma Milieubeheer 1987-1991. Tweede Kamer, vergaderjaar 1986-1987, 19707, nrs. 1-2. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
49. Ministeries van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Verkeer en Waterstaat, Landbouw en Visserij. Milieuprogramma 1988-1991; voortgangsrapportage. Tweede Kamer, vergaderjaar 1987-1988, 20202, nrs. 1-2. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage. 124 pp.
50. Ministers van Landbouw en Visserij en Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. Besluit van 25 maart 1987, houdende regelen met betrekking tot het op of in de bodem brengen van dierlijke meststoffen (Besluit Gebruik Dierlijke Meststoffen). Staatsblad van het Koninkrijk der Nederlanden 1987, 114.
51. Natuurbeschermingsraad. Gebiedsvreemd water. Advies over de ecologische effecten van de aanvoer van rivierwater. Natuurbeschermingsraad, Utrecht, 1987. 43 pp.

52. Nijboer L.F. Uit- en afspoeling van fosfor en stikstof afkomstig van bemesting in de landbouw; de berekening door middel van analyse van debieten en stoffenvrachten in beekgebieden. Nota 1742. ICW, Wageningen, 1985. 64 pp.
53. Olsthoorn C.S.M. De relatieve bijdragen van diverse bronnen aan de fosfaatbelasting van het zoete oppervlaktewater. H₂O 19(1986): 170-173.
54. Oosterloo W. Een eutrofiëringsonderzoek in het stroomgebied van de Luntersebeek (Gelderse Vallei). Rapport Zuiveringsschap Veluwe, Apeldoorn, 1986. 88 pp.
55. Oosterom H.P. Samenstelling van het bovenste grondwater onder landbouwpercelen en enkele bospercelen. Projectgroep Zuidelijk Peelgebied no. 15. Nota 1385. ICW, Wageningen, 1982. 22 pp.
56. Oosterom H.P. en J.H.A.M. Steenvoorden. Chemische samenstelling van oppervlakkig afstromend water (Proefveldonderzoek te Achterveld). Nota 1237. ICW, Wageningen, 1980. 60 pp.
57. Oosterom H.P. en J.H.A.M. Steenvoorden. Drijfmestgiften op snijmaispercelen (zandgrond) en de uitspoelingsverliezen naar het grondwater. Nota 1499. ICW, Wageningen, 1984. 26 pp. + bijlagen.
58. Probst J.L. Nitrogen and phosphorus exportation in the Garonne basin (France). J. Hydrology 76(1985): 281-305.
59. Rijkswaterstaat. Diffuse bronnen van waterverontreiniging; aanzet tot een structurele aanpak. Nota 87.015. Dienst Binnenwateren/RIZA, Lelystad, 1987. 46 pp. + 6 bijlagen.
60. Schöller M., G. van Straten en W. Fleggen. Eutrofiëringsmodel ten behoeve van het waterkwaliteitsbeheer in de meren van de polder Wormer, Jisp en Neck. H₂O 18(1985): 548-554.
61. Schoumans O.F., W. de Vries en A. Breeuwsma. Een fosfaattransportmodel voor toepassing op regionale schaal. Rapport 1951. Stichting voor Bodemkartering, Wageningen, 1986. 69 pp.
62. Schröder J. De invloed van grote giften runderdrijfmest op de groei, opbrengst en kwaliteit van snijmaïs en op de bodemvruchtbaarheid en waterverontreiniging; Maarheeze (zandgrond) 1974-1982. Verslag nr. 31. PAGV, Lelystad, 1985. 101 pp.
63. Sluijs P. van der. Grondwatertrappen. In: Bodemkunde van Nederland, deel 1. Algemene Bodemkunde, hoofdstuk 11. Eds: W.P. Locher en H. de Bakker. Stichting voor Bodemkartering, 1987. Malmberg, Den Bosch: 159-172.
64. Steenvoorden J.H.A.M. Vermindering van stikstofverliezen naar grond- en oppervlaktewater. Nota 1849. ICW, Wageningen, 1988. 27 pp.

65. Steenvoorden J.H.A.M., W. van Doorne en A.M.H. van Heesen. Bijdrage van de landbouw aan de stikstof-, fosfaat- en chloridebelasting van het oppervlaktewater in zes afwateringsgebieden in de Zuidelijke Peel (Periode oktober 1981 - oktober 1983). Projektgroep Zuidelijk-Peelgebied 47. Nota 1785. ICW, Wageningen, 1987. 40 pp.
66. Steenvoorden J.H.A.M., H. Fonck and H.P. Oosterom. Losses of nitrogen from intensive grassland systems by leaching and surface runoff. In: H.G. van der Meer, J.C. Ryden and G.C. Ennik (eds). Nitrogen fluxes in intensive grassland systems. Martinus Nijhoff Publ., Dordrecht, 1986: 85-97.
67. Steenvoorden J.H.A.M. en M. de Heus. Fosfaatbalansstudies en de bijdrage van diffuse bronnen. Rapport 8. ICW, Wageningen, 1984. 23 pp.
68. Steenvoorden J.H.A.M. en T.J. Hoeijmakers. Bepaling van stikstof- en fosfaatvrachten in oppervlaktewater. H₂O 16(1983): 592-595.
69. Stiphout T.P.J. van, H.A.J. van Lanen, O.H. Boersma and J. Bouma. The effect of bypass flow and internal catchment of rain on the water regime in a clay loam grassland soil. J. of Hydr. 95(1987): 1-11.
70. Trouwborst T. Verontreiniging en normen. H₂O 20(1987): 330-335.
71. Unie van Waterschappen. Richtlijn voor de afzet van vloeibaar slib t.b.v. gebruik op bouw- en grasland. Unie van Waterschappen, 's-Gravenhage. Uitgave 1984, 20 pp.
72. Voorlopige Technische Commissie Bodembescherming. Advies omtrent het besluit gebruik dierlijke meststoffen. VTCB A86/01, Leidschendam, 1986. 30 pp.
73. Voorlopige Technische Commissie Bodembescherming. Advies bodemkwaliteit. VTCB A86/02-I, Leidschendam, 1986. 97 pp.
74. Wammes J.IJ., R.C.C. Wegman en P.A. Greve. Onderzoek naar de aanwezigheid van bestrijdingsmiddelen en verwante verbindingen in oppervlaktewater (samenvattend rapport over 1984). Rapport 218102005. RIVM, Bilthoven, 1986. 17 pp. + 20 tabellen, 5 figuren, 6 bijlagen.
75. Werkgroep Diffuse Verontreiniging. Basis voor mestregelgeving in grondwaterbeschermingsgebieden. Rapport van de DGM/IPO/VNG-Stuurgroep Bodem, 's-Gravenhage, 1988. 29 pp.
76. Werkgroep Midden West-Nederland. Hydrologie en waterkwaliteit van Midden West-Nederland. Regionale Studies 9. ICW, Wageningen, 1976. 101 pp.
77. Werkgroep Noord-Holland. Kwantiteit en kwaliteit van grond- en oppervlaktewater in Noord-Holland benoorden het IJ. Regionale Studies 16. ICW, Wageningen, 1982. 185 pp.

78. Wiggers A.J., C.H.E. Werkhoven en J.H.A.M. Steenvoorden. Advies beperking uitrijperiode dierlijke meststoffen. Ministerie van Landbouw en Visserij, DLO, Wageningen, 1986. 94 pp.
79. Willems W.J. The environmental protection policy in the Netherlands towards agricultural impacts on soil and groundwater. In: European Conference "Impact of agriculture on water resources - consequences and perspectives". Berlin, 21-23 september 1987. 371 pp.
80. Wit K.E., H.T.L. Massop en J.G. te Beest. Berekening van een toename van de kwel en de Cl-, N- en P-belasting in de Wogmeer als gevolg van een polderpeilverlaging. Nota 1827. ICW, Wageningen, 1987. 15 pp.
81. Zee S.E.A.T.M. van der and W.H. van Riemsdijk. Transport of phosphate in a heterogeneous field. Transport in Porous Media, 1(1986): 339-359.

B I J L A G E N

LIJST MET BEGRIPPEN

- Accumulatie - ophoping. Accumulatie van een stof (bijvoorbeeld in de bodem) treedt op wanneer de aanvoer van een stof groter is dan de som van afvoer en afbraak.
- Fungiciden - een groep verbindingen, die gebruikt wordt voor de bescherming tegen aantasting door schimmels, van onder andere gewassen, hout en landbouwprodukten.
- Grenswaarde - als uiterste toelaatbare waarde van een bepaalde grootheid.
- Herbiciden - een groep verbindingen voor de bestrijding van planten op plaatsen waar zij niet gewenst zijn.
- Insecticiden - een groep verbindingen, die gebruikt wordt voor bescherming tegen aantasting door insecten, van onder andere gewassen, hout en landbouwprodukten.
- Intensieve veehouderij - houden van vleeskalveren, vleesstieren, varkens en pluimvee op bedrijven met weinig cultuurgrond.
- Lutum - kleimineralen; minerale delen van de bodem kleiner dan 2 μm .
- Persistentie - de mate waarin een stof bestand is tegen afbraak onder natuurlijke omstandigheden. De persistentie van een stof is een factor die van belang is voor de mate van accumulatie van zo'n stof in het milieu.
- Pesticide - een giftige stof, die dient ter bestrijding van schadelijke organismen. Wordt gebruikt als synoniem voor bestrijdingsmiddel.
- Referentiewaarde - indicatieve waarde voor het gehalte van een stof in bodem of grondwater, welke als "normaal" of "natuurlijk" kan worden beschouwd.
- Richtwaarde - streefwaarde.
- Signaalwaarde - indicatieve waarde voor het gehalte van een stof in de bodem, waarboven problemen te verwachten zijn voor bepaalde landbouwkundige gebruiksvormen van de bodem.
- Streefwaarde - de waarde van een grootheid, die hoort bij een bepaalde kwaliteitsdoelstelling (die eventueel pas op langere termijn bereikt zal worden).

LIJST MET AFKORTINGEN

CBS - Centraal Bureau voor de Statistiek.

CEC - Cation Exchange Capacity (kationenomwisselcapaciteit). De totale hoeveelheid kationen die omwisselbaar gebonden kunnen worden door de vaste fase van de bodem.

CUWVO - Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren.

LAC - Landbouwadviescommissie.

MTC - maximaal toelaatbare concentratie.

RIVM - Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne.

VROM - Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer

VTCB - Voorlopige Technische Commissie voor de Bodembescherming

WVO - Wet verontreiniging oppervlaktewateren.

ENKELE GRENSWAARDEN EN WATERKWALITEITSDOELSTELLINGEN VOOR
OPPERVLAKTEWATER

parameter	eenheid	type norm ¹⁾	basis-kwaliteit	waterkwaliteitsdoelstellingen		
				drinkwater bereiding	zalm-achtigen	karper-achtigen
chloride	mg/l Cl	A	200 ²⁾	200		
sulfaat	mg/l SO ₄	A	100 ²⁾	100		
kalium	mg/l K	A				
fosfaat totaal	mg/l P	MZ	0.15 ³⁾			
stikstof totaal	mg/l N	MZ	2.0 ⁴⁾			
Kjeldahl	mg/l N	A				
organisch	mg/l N	A		2.5		
nitraat	mg/l N	A				
nitriet	mg/l N	A			0.01	0.03
nitraat + nitriet	mg/l N	A	10.0			
ammonium	mg/l N	A		1.2	0.8	0.8
ammoniak ⁵⁾	mg/l N	A	0.02			
ammonium + ammoniak	mg/l N	M	1.0			
cadmium totaal ⁶⁾	µg/l Cd	A	2.5	1.5		
koper totaal ⁷⁾	µg/l Cu	A	50	50	30	30
zink totaal ⁷⁾	µg/l Zn	A	200	200	200	200
pesticiden en aanverwante prod. totaal	µg/l					
per individuele stof	µg/l	A				
organochloorpesticiden ⁸⁾ totaal	µg/l	A	0.1	0.1		
per individuele stof	µg/l	MD	0.02			
per individuele stof	µg/l	A	0.05	0.05		
per individuele stof	µg/l	MD	0.01			
cholinesteraseremmers ⁹⁾ totaal	µg/l	A	1.0	1.0		
	µg/l	MD	0.5			

Bron: Ministerie van Verkeer en Waterstaat: Rijkswaterkwaliteitsplan [45]

Noten: 1) A - absoluut;

M - gemiddelde;

MZ - gemiddelde in het zomerhalfjaar;

MD - mediaan;

2) Overschrijding van de norm als gevolg van natuurlijke gesteldheid van de bodem en de invloed daarvan op het water worden niet beschouwd als overschrijding.

3) Met name van belang voor min of meer stagnante, eutrofiëringsgevoelige wateren; in bepaalde gebieden komen van nature hogere gehalten voor.

4) Met name in verband met stikstofbeperking voor eutrofiëringsbestrijding.

5) In verband met de toxiciteit van vrij ammoniak.

6) Zwarte lijst: emissie moet zoveel mogelijk worden beperkt door toepassing van de best bestaande technieken.

7) Grijsje lijst: streven naar zo laag mogelijke gehalten, via aanpak van de emissie.

8) Vele van deze stoffen komen voor op de zwarte lijst; voorbeelden: aldrin, dieldrin, endosulfan, lindaan, DDT.

9) Paraaxon-eenheden; voorbeelden: parathion, malathion, aldicarb, oxamyl.

ENKELE GRENSWAARDEN EN WATERKWALITEITSDOELSTELLINGEN VOOR GRONDWATER EN DRINKWATER

parameter	eenheid	grondwater					drinkwater ³⁾	
		bodemsanering ¹⁾			referentiewaarden ²⁾		richtwaarde	MTC
		A	B	C	zand	klei/veen		
chloride	mg/l Cl				100	100	25	(200) ⁴⁾
sulfaat	mg/l SO ₄				150	150	25	150
kalium	mg/l K						10	12
fosfaat totaal	mg/l P	0,05	0,2	0,7	0,4	3,0	0,09	1,1
stikstof totaal								
Kjeldahl	mg/l N							1,0
organisch								
nitraat	mg/l N				5,6	5,6	3,6	11,0
nitriet	mg/l N							0,1
nitraat + nitriet								
ammonium	mg/l N	0,2	1	3	2,0	10	0,05	0,5
ammoniak								
ammonium + ammoniak								
cadmium totaal	µg/l Cd	1	2,5	10	1,5	1,5		5
koper totaal	µg/l Cu	20	50	200	15	15	100 (2000) ⁵⁾	
zink totaal	µg/l Zn	50	200	800	150	150	100 (5000) ⁶⁾	
pesticiden en aanverwante prod. ⁷⁾								
totaal	µg/l	0,1	1	5				0,5
per individuele stof	µg/l							0,1
organochloorpesticiden								
totaal	µg/l	0,1	0,5	2				
per individuele stof	µg/l	0,05	0,2	1	0,01	0,01		
cholinesteraseremmers								
totaal								

Noten: 1) Bron: Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer [46].

A = referentiewaarde;

B = toetsingswaarde t.b.v. nader onderzoek;

C = toetsingswaarde t.b.v. sanering(s) onderzoek).

2) Bron: Ministeries van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Verkeer en Waterstaat, Landbouw en Visserij [48].

3) Bron: Waterleidingbesluit, 1984.

4) 200 mg.l⁻¹ Cl is de benaderde concentratie waarboven zich gevolgen kunnen voordoen.

5) Toegestane waarde na 12 uur stilstand van het water in de leiding; boven 3000 µg.l⁻¹ Cu kunnen wrange smaak, verkleuring en corrosie optreden.

6) Toegestane waarde na 12 uur stilstand van het water in de leiding; boven 5000 µg.l⁻¹ Zn kunnen wrange smaak, troebeling en korrelige neerslagen optreden.

7) Onder pesticiden en aanverwante producten wordt verstaan:

- insecticiden:

- persistente organische chloorverbindingen,

- organische fosforverbindingen,

- carbaaten,

- herbiciden,

- fungiciden,

- PCB's en PCT's

REFERENTIE- EN SIGNAALWAARDEN VOOR CADMIUM, KOPER EN ZINK EN ENKELE
BESTRIJDINGSMIDDELEN IN GROND, ALSMEDE DE TOETSINGSWAARDEN VAN DE
INTERIMWET BODEMSANERING VOOR DEZE STOFFEN.

parameter	eenheid	bodemsanering ¹⁾			referentiewaarden ²⁾		signaalwaarden ³⁾		
		A	B	C	zand	klei/veen	grasland	akkerbouw+ tuinbouw	sierteelt
chloride sulfaat kalium									
fosfaat totaal									
stikstof totaal									
Kjeldahl									
organisch									
nitraat									
nitriet									
nitraat + nitriet									
ammonium									
ammoniak									
ammonium + ammoniak									
cadmium totaal	mg/kg d.s.	1	5	20	0,1-0,9	0,1-0,5	2/3	0,5/1,0	5/10
koper totaal	mg/kg d.s.	50	100	500	3-27	10-35	30/30	50 /80	50/200
zink totaal	mg/kg d.s.	200	500	3000	15-75	30-175	100/350	100 /350	100/350
pesticiden en aanverwante prod. totaal	mg/kg d.s.	0,1	2	20					
per individuele stof									
organochloorpesticiden									
totaal	mg/kg d.s.	0,1	1	10					
per individuele stof	mg/kg d.s.	0,1	0,5	5	0,01	0,01			
cholinesteraseremmers									
totaal									

Noten: 1) Bron: Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer [46]

A = referentiewaarde;

B = toetsingswaarde t.b.v. nader onderzoek;

C = toetsingswaarde t.b.v. sanering (s onderzoek).

2) Bron: Voorlopige Technische Commissie Bodembescherming [73].

3) Bron: Landbouwadviescommissie Milieukritische Stoffen [39]

- eerste getal: zand- en dalgrond met 2% organische stof.

- tweede getal: klei- en veengrond.

OVERZICHT VAN DE GROOTTE VAN DE RESTPOST, WAARIN OOK DE BIJDRAGE VAN DE LANDBOUW IS OPGENOMEN, IN EEN AANTAL RECENTE NUTRIENTENBALANSSTUDIES

auteur	gebied	grondsoort	samenstelling balanspost*	fosfaat**		stikstof**	
				(kg.ha ⁻¹ .jr ⁻¹ P)	(%)	(kg.ha ⁻¹ .jr ⁻¹ N)	(%)
Lammers [38]	Hupselsebeek	zand	A + U + L	0,8	73		
Oosterloo [54] Veluwe	Lunterse- beek	zand	A + U + L	4,4/8,1	73/83	40,3/54,1	59/94
	Munnikebeek	zand	A + U + L	3,0/4,8	77/84	35,7/53,2	93/95
Latour (pers. med. 1988) West-Brabant	Chaamse beek	zand	A + U	1,45	64	51,5	86
Dekker [19] Overijssel	Poelinks- beek	zand	A + U	1,5	71	35,1	85
Steenvoorden et al. [65] Zuidelijke Peel	Voordeldonkse Broekloop	zand	A + U + L	3,7/2,9	82/77	30,3/33,3	56/69
	Soeloop	zand	A + U + L	3,6/4,6	64/66	16,2/26,8	36/43
	Vreeuwijkse Loop	zand	A + U + L	0,5/0,5	56/56	3,4/15,0	39/67
	Vlier I	zand	A + U + L	3,4/3,9	82/76	36,5/52,9	71/71
	Vlier II	zand	A + U + L	1,2/1,7	71/77	33,5/60,9	77/82
Schöller et al. [60] Noord-Holland	Polder Wormer, Jisp en Neck	veen	A + U + L	21,6	66		
			U	1,8	6		
			A	9,9	30		
			L	9,9	30		
Hoofdgroep Waterstaat en Milieu, [31,32] Friesland	Brekkenpolder	klei op veen	A + U + L + B	1,2/3,4	67/85	26,8/30,8	63/62
	Sondelerpolder	klei/zavel- op veen	A + U + L + B	1,6/2,1	72/79	24,2/25,9	66/73
	Grasfennen	veen, klei, eerdgronden	A + U + L + B	0,9/1,3	48/62	19,3/18,9	60/69
	De Mieden	zavel	A + U + L + B	2,1	54	18,5	70
	De Poollen	zware klei/ zavel	A + U + L + B	2,3	53	19,6	65
	Arumerpolder	(zware) klei	A + U + L + B	2,3	54	22,3	74
	Noordwolder- vaart	zand	A + U + L	1,1	97	13,4	92
	Wolwarren & Jan Durkspolder	veen/zand	U + B	1,8	?		

* : A = afspoeling, U = uitspoeling, L = lozingen, B = bergingsverandering in het bodemalib
 ** : meerdere getallen zijn uit verschillende jaren afkomstig

MAXIMALE VRACHTEN FOSFAAT, STIKSTOF, KALIUM, CHLORIDE EN SULFAAT
($\text{KG.HA}^{-1}.\text{JR}^{-1}$), EN CADMIUM, KOPER EN ZINK ($\text{G.HA}^{-1}.\text{JR}^{-1}$) BIJ TOEPASSING
VAN DE BEMESTINGSEINDNORM, ZOALS DIE MOMENTEEL VOORZIEN IS [78],
ALSMEDE DE GEWASOPNAME VAN DEZE STOFFEN

soort mest	bodengebruik	P ₂ O ₅	N	K ₂ O	Cl	SO ₄	Cd	Cu	Zn
rundvee dunne mest	snijmaïs	75	183	229	126	91	0,5	128	210
	grasland	110	279	378	186	134	0,8	187	308
	bouwland	70	171	214	117	84	0,5	119	196
varkens dunne mest	snijmaïs	75	116	111	26	33	1,2	375	648
	grasland	110	170	162	38	48	1,7	550	950
	bouwland	70	108	103	24	31	1,1	350	605
kippen dunne mest	snijmaïs	75	82	59	17	22	0,9	153	545
	grasland	110	120	86	25	33	1,4	225	800
	bouwland	70	76	55	16	21	0,9	143	509
slachtkuikens vaste mest	snijmaïs	75	81	67	17	33	1,3	212	681
	grasland	110	119	99	25	50	1,9	312	999
gewasopname	bouwland	70	76	63	16	31	1,2	198	636
	snijmaïs	75	190	230	5	55	1	40	900
	grasland	100	400	380	2	60-100	1	100	650
		50-90	90-220	70-300	2-18	20- 60	1	30-50	150-300

Bronnen: - Van Beek [2],
- Breimer & Saille [10],
- Consulentenschap voor Bodem-, Water- en Bemestingszaken in de Akker- en Tuinbouw [15],
- Henkens [29],
- Voorlopige Technische Commissie Bodembescherming [68].