

NITRAATPROBLEMATIEK BIJ GRONDWATERWINNING
IN NEDERLAND

Onderzoek naar alternatieve maatregelen

WERKGROEP NITRAATUITSPOELING IN WATERWINGEBIEDEN

RAPPORT 12

INSTITUUT VOOR CULTUURTECHNIEK EN WATERHUISHOUDING (ICW)
POSTBUS 35, 6700 AA WAGENINGEN 1985

Tussen de jaren 1957 en 1964 zijn 23 Rapporten (eerste serie) verschenen. In 1982 is de reeks in een andere vorm hervat als RAPPORTEN (nieuwe serie).

Te verkrijgen RAPPORTEN (nieuwe serie)

1. Sprik, J.B. en G.H. Horst. 1982. Onderzoek naar capaciteitsnormen voor diepploegen, bulldozers en hydraulische graafmachines.
2. Nieuwenhuis, G.J.A. en C.L. Palland. 1982. Verdamping van een aardappelgewas en de meting daarvan via remote sensing.
3. Hoeks, J. en G.J. Agelink. 1982. Onderzoek naar mogelijkheden om de infiltratie van regenwater in een afvalstort te verminderen.
4. Alderwegen, H.A. van. 1982. Planning van openluchtrecreatievoorzieningen bij voorbereiding van landinrichtingsprojecten.
5. Rijtema, P.E. et al. 1982. Bemesting, waterhuishouding, perceelscheidingen en landbouw. Commentaar op een RIN-rapport.
6. Harmsen, J. en H. van Drumpt. 1982. Conservering van watermonsters.
7. Ernst, L.F. 1983. Wegzijging en kwel; de grondwaterstroming van hogere naar lagere gebieden.
8. Steenvoorden, J.H.A.M. en M.J. de Heus. 1984. Fosfaatbalansstudies en de bijdrage van diffuse bronnen.
9. Wijk, A.L.M. van. 1984. Landbouwkundige aspecten van ontwatering in veenweidegebieden. Commentaar op een literatuuranalyse.
10. Beuving, J. 1984. Vocht- en doorlatendheidskarakteristieken, dichtheid en samenstelling van bodemprofielen in zand-, zavel-, klei- en veengronden.
11. Weerd, B. van der. 1984. Een prognose van het effect van een peilverhoging in het Philippinekanaal (Zeeland) op de grondwaterstand in de aangrenzende polders.
12. Werkgroep Nitraatuitspoeling in Waterwingebieden. 1985. Nitraatproblematiek bij grondwaterwinning in Nederland. Onderzoek naar alternatieve maatregelen.

De RAPPORTEN (nieuwe serie) zijn te bestellen door storting van het verschuldigde bedrag op giro 817672 t.n.v. ICW, Wageningen, onder vermelding van de gewenste publikatie en het aantal exemplaren. Toezending geschiedt na ontvangst van het bedrag.

Prijs Rapport 1 f 15; Rapport 2 f 10; Rapport 3 f 5; Rapport 4 f 5; Rapport 5 f 5; Rapport 6 f 5; Rapport 7 f 7,50; Rapport 8 f 7,50; Rapport 9 f 5; Rapport 10 f 7,50; Rapport 11 f 7,50; Rapport 12 f 12,50

VOORWOORD

Op 9 juni 1983 is de Werkgroep Nitraatuitspoeling Waterwingebieden ingesteld op verzoek van het Ministerie van Landbouw en Visserij. Aanleiding hier toe was de aanwijzing uit het landbouwkundig onderzoek dat de bemesting op landbouwgronden mede verantwoordelijk is voor de plaatselijk geconstateerde stijging van het nitraatgehalte van het opgepompte grondwater voor de drinkwatervoorziening. Vragen werden gesteld over gewenste aanpassingen in het bemestingsbeleid om hoge nitraatgehalten te voorkomen, over de gevolgen hiervan voor de landbouw en over mogelijkheden om het nitraatgehalte van het grondwater na winning te verminderen.

De werkgroep heeft drie taakgroepen geformeerd die een bijdrage hebben geleverd op de deelterreinen: bodemgebruik en nitraatuitspoeling, nitraatverwijdering uit het opgepompte grondwater en gevolgen voor de landbouw van beperkingen in de bemesting.

De in dit project samenwerkende instellingen hebben de studie vrijwel geheel met de beschikbare eigen middelen moeten uitvoeren. Een uitzondering geldt het door de Vakgroep Waterzuivering van de Landbouwhogeschool uitgevoerde onderzoek naar nitraatverwijderingstechnieken, dat gefinancierd is door de Directie Algemene Zaken Milieu en Planologie en de Landinrichtingsdienst van het Ministerie van Landbouw en Visserij.

In verband met de urgentie van de nitraatproblematiek voor de drinkwatervoorziening is besloten tot een snelle rapportage. Op de verschillende deelterreinen heeft men daarom gebruik moeten maken van de reeds beschikbare gegevens, kennis en rekentechnieken, zodat de resultaten van deze studie gezien moeten worden als een eerste terreinverkenning van deze complexe materie.

De hier beschreven onderzoeksresultaten vormen de compilatie van een aantal door verschillende onderzoeksinstituten uitgebrachte deelrapporten.

De samenstelling van de Werkgroep Nitraatuitspoeling Waterwingebieden en van de drie taakgroepen is:

Werkgroep:

ir. G.A. Oosterbaan (voorzitter)	Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding
ir. J.H.A.M. Steenvoorden (secretaris)	ICW
dr. J. Bouma	Stichting voor Bodemkartering
drs. L.B. van der Giessen	Landbouw-Economisch Instituut

prof.dr.ir. F.A.M. de Haan	Vakgroep Bodemkunde en Plantenvoeding Landbouwhogeschool
dr.ir. Ch. Henkens	Consulentschap
ir. M.P. de Jong	Proefstation voor Rundveehouderij, Schapenhouderij en Paardehouderij
drs. L.J. Locht	Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding
dr.ir. A. Klapwijk	Vakgroep Waterzuivering Landbouwhogeschool
dr.ir. J.W. van Hoorn	Vakgroep Cultuurtechniek Landbouwhogeschool
dr.ir. P.E. Rijtema	Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding
ir. A.W. Sleeking	Landinrichtingsdienst
ir. C.M.J. Sluijsmans	Instituut voor Bodemvruchtbaarheid
dr.ir. J.H.J. Spiertz	Proefstation voor de Akkerbouw en Groenteteelt in de Vollegrond
prof.dr. J. de Veer	Landbouw-Economisch Instituut
ir. J. Voorburg	Rijks Agrarische Afvalwater Dienst

Taakgroep I: Bodemgebruik en nitraatuitspoeling

dr.ir. P.E. Rijtema (voorzitter)	ICW
ir. J.H.A.M. Steenvoorden (secretaris)	ICW
dr. A. Breeuwsma	Stiboka
ing. G.C. Cattenstart	LD
ing. G.D.J. Doedens	LD
ing. T.A. van Dijk	IB
Th.J. Hoeijmakers	ICW
ir. H. van Ommen	Vakgroep Cultuurtechniek LH
ir. A.W. Sleeking	LD
ir. H.H.H. Titulaer	PAGV

Taakgroep II: Nitraatverwijdering

dr.ir. A. Klapwijk	Vakgroep Waterzuivering LH
ir. J.P. van der Hoek	Vakgroep Waterzuivering LH

Taakgroep III: Gevolgen voor landbouw

drs. L.B. van der Giessen (voorzitter)	LEI
ir. J.H.A.M. Steenvoorden (secretaris)	ICW
ing. T.A. van Dijk	IB
ir. B.A. ten Hag	PAGV
ir. D.W. de Hoop	LEI
ing. S.R.M. Janssens	PAGV
ing. H.W. Lammers	CAD
drs. L.J. Locht	ICW

ing. H.H. Luesink	LEI
ing. J. Overvest	PR
dr. P.B.R. Thiemann	PR
ir. H.H.H. Titulaer	PAGV
ir. J. Voorburg	RAAD
ir. J.H.M. Wijnands	LEI

ir. G.A. Oosterbaan
De voorzitter van de
Werkgroep Nitraatuitspoeling
Waterwingebieden

I N H O U D

	blz.
1. INLEIDING	1
2. PROBLEEMSTELLING EN WERKWIJZE	3
3. RICHTLIJNEN EN AANBEVELINGEN COMMISSIE BESCHERMING WATERWINGEBIEDEN	4
4. UITGANGSPUNTEN WERKGROEP NITRAATUITSCOELING WATERWINGEBIEDEN	5
5. NITRAATBELASTING VAN WATERWINNINGEN	8
5.1. Inleiding	8
5.2. Gegevensverzameling	8
5.2.1. Geohydrologie	8
5.2.2. Bodemkundige gegevens	8
5.2.3. Bodemgebruik en mestproduktie	8
5.3. Modelbeschrijving en uitgangspunten bij de berekeningen	8
5.3.1. Algemeen	8
5.3.2. Hydrologie	9
5.3.3. Bodemgebruik en stikstofbemesting	9
5.3.4. Nitraatconcentratie van het grondwater en het opgepompte water	12
5.4. Uitkomsten van de berekeningen	13
5.4.1. Algemeen	13
5.4.2. Probleemomvang tot 2080	15
5.4.3. Evenwichtssituatie	15
5.4.4. Gevoeligheidsanalyse van het model	17
5.5. Voortgezet onderzoek	18
6. NITRAATVERWIJDERING UIT HET RUWE DRINKWATER	19
6.1. Methoden ter beperking van het nitraatgehalte in drinkwater bereid uit grondwater	19
6.2. Biologische denitrificatie	19
6.2.1. Principe	19
6.2.2. Heterotrofe denitrificatie in een reactor	20
6.2.3. Andere toepassingen van biologische denitrificatie	21
6.3. Ionenwisseling	22
6.3.1. Principe	22
6.3.2. Nadelen van ionenwisseling	22
6.3.3. Voordelen van ionenwisseling	23
6.3.4. Voorbeeld grondwaterproduktiebedrijf met nitraatverwijdering door middel van ionenwisseling	23
6.3.5. Kosten van ionenwisseling	23
6.4. Ontwikkeling van nieuwe technieken	24

7. GEVOLGEN VAN BEMESTINGSBEPERKINGEN VOOR DE LANDBOUW	25
7.1. Inkomenseffecten van een beperking van de bemesting op akkerbouwbedrijven	25
7.1.1. Uitgangspunten	25
7.1.2. Inkomensschade als gevolg van een vermindering van het bemestingsniveau	25
7.1.3. Conclusies	27
7.2. Inkomenseffecten van een beperking van de bemesting op melkveebedrijven	27
7.2.1. Uitgangspunten	27
7.2.2. Vermindering van het bemestingsniveau zonder beperkingen ten aanzien van het tijdstip van uitrijden van drijfmest	28
7.2.3. Gebruiksverbod van dierlijke mest in herfst en winter	28
7.2.4. Algeheel gebruiksverbod van dierlijke mest	29
7.2.5. Conclusies	29
7.3. Inkomenseffecten van een beperking van de bemesting bij akkerbouwmatige groenteteelt	30
7.3.1. Algemeen	30
7.3.2. Gewassen met relatief korte groeiperiode	30
7.3.3. Gewassen met relatief lange groeiperiode	30
7.4. Kosten van het wegwerken van mestoverschotten in drinkwaterbeschermingsgebieden	31
7.4.1. Inleiding	31
7.4.2. Uitgangspunten van de berekeningen	31
7.4.3. Resultaten van de berekeningen	31
7.5. Financiële gevolgen van een beperking van de bemesting voor het gehele drinkwaterbeschermingsgebied	32
7.5.1. Uitgangspunten	32
7.5.2. Beperking van de stikstofgift	32
7.5.3. Gebruiksverbod van dierlijke mest in herfst en winter	32
7.5.4. Algeheel gebruiksverbod van dierlijke mest	33
7.5.5. Conclusies	33
8. EVALUATIE VAN MAATREGELEN OM HET NITRAATGEHALTE IN DRINKWATER TE VERMINDEREN	33
8.1. Algemeen	33
8.2. Beschouwde mogelijkheden en uitgangspunten	33
8.3. Uitkomsten van berekeningen	35
8.3.1. Goedkoopste combinatie	35
8.3.2. Uniforme bemestingsbeperking	36
8.3.3. Geen nitraatzuivering	37
8.4. Conclusies	37
9. CONCLUSIES EN ONDERZOEKSAANBEVELINGEN	38
10. SAMENVATTING	39
10.1. Algemeen	39
10.2. Nitraatbelasting bij waterwinningen	41
10.3. Nitraatverwijdering uit het ruwe drinkwater	42
10.4. Gevolgen van bemestingsbeperkingen voor de landbouw	42
10.5. Evaluatie van maatregelen om het nitraatgehalte in drinkwater te verminderen	44
10.6. Conclusies en onderzoeksaanbevelingen	45
LITERATUUR	45
LIJST MET GEBRUIKTE AFKORTINGEN	48
LIJST MET BEGRIPPEN	48

IN KORT BESTEK

In opdracht van de Minister van Landbouw en Visserij is door de werkgroep 'Nitraatuitspoeling in Waterwingebieden' een studie verricht naar de nitraatproblematiek bij grondwaterwinning op de zandgronden van Nederland in relatie tot de bemesting in de landbouw. In de studie is onderzocht de invloed van beperkingen in de bemesting van landbouwgronden op het nitraatgehalte van het opgepompte grondwater, de gevolgen voor de landbouw in landbouwkundige en financiële zin en de beschikbare technieken om nitraat uit het opgepompte grondwater te verwijderen inclusief de kosten hiervan.

De invloed van beperkende maatregelen is voor 166 grondwaterwinningen op de zandgronden nagegaan zowel voor de periode tot 2080 als op zeer lange termijn bij verschillende combinaties van beperkingen in het beschermingsgebied en in het buitengebied. De kosten van nitraatverwijdering zijn nagegaan voor ionenwisseling en een nieuw ontwikkelde techniek, waarbij ionenwisseling wordt gecombineerd met denitrificatie.

Drie verschillende mogelijkheden voor het voeren van een beschermingsbeleid zijn onderscheiden:

- een zodanige beperking in de bemesting, dat geen nitraatzuivering nodig is;
- een uniforme bemestingsbeperking voor alle beschermingsgebieden, zonodig aangevuld met nitraatzuivering;
- de goedkoopste combinatie van beperkende bemestingsmaatregelen en nitraatzuivering per winning.

De totale kosten zijn berekend van de drie beleidsopties in afhankelijkheid van de gewenste nitraatnorm voor drinkwater. Een gedifferentieerd beschermingsbeleid blijkt tot lagere kosten te leiden, maar dit beleid stelt wel zwaardere eisen aan de hoeveelheid en de kwaliteit van de gegevens die beschikbaar moeten zijn.

1. INLEIDING

Water bestemd voor menselijke consumptie dient ten aanzien van de chemische samenstelling te voldoen aan bepaalde eisen om risico's voor de menselijke gezondheid zo gering mogelijk te maken. Op basis van de EG-richtlijn voor drinkwater uit 1980 heeft in Nederland een wijziging plaatsgevonden van het Waterleidingbesluit, die is ingegaan op 1 juli 1984. In het Besluit zijn nadere eisen gesteld aan de concentraties van onder andere nitraat in afhankelijkheid van de wijze van zuivering van het ruwe water. Het gehalte dient de waarde $11,3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ N}$ ($= 50 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ NO}_3^-$) niet te overschrijden, terwijl het richtniveau $5,6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ N}$ ($= 25 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ NO}_3^-$) bedraagt.

De afgelopen jaren is het nitraatgehalte van het opgepompte grondwater van een aantal waterwinningen onrustbarend gestegen (Fig. 1). Bij de winningen in Montferland (Gld) en Reuver (L) heeft het nitraatgehalte in 1984 zelfs de maximaal toelaatbare waarde van $11,3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ N}$ bereikt (van BEEK e.a., 1984; BRUIJN,

1984). Het betreft voornamelijk freatische winningen op zandgrond. Ook bij lokaal en regionaal grondwaterkwaliteitsonderzoek in verschillende regio's is naar voren gekomen dat het grondwater in zandgebieden tot op grote diepte verontreinigd kan zijn met nitraat (o.a. APPELO e.a., 1982; MENSINK, 1983).

Uit onderzoek van landbouwkundige onderzoeksinstituten (Instituut voor Bodemvruchtbaarheid (IB) en Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding (ICW)) is bekend dat belangrijke uitspoelingsverliezen van nitraat kunnen optreden bij landbouwgrond. Het sterk toegenomen kunstmest-N verbruik op grasland, de overschotten aan dierlijke meststoffen met name in de zandgebieden en de gevoeligheid van lichte zandgronden met een diepe grondwaterstand zijn hierbij ongunstige factoren en maken het nitraatprobleem op de eerste plaats tot een probleem van de zandgronden.

Bescherming van de bodem en het zich daarin bevindende grondwater tegen ongewenste verontreinigingen zal in de nabije toekomst plaatsvinden via de Wet

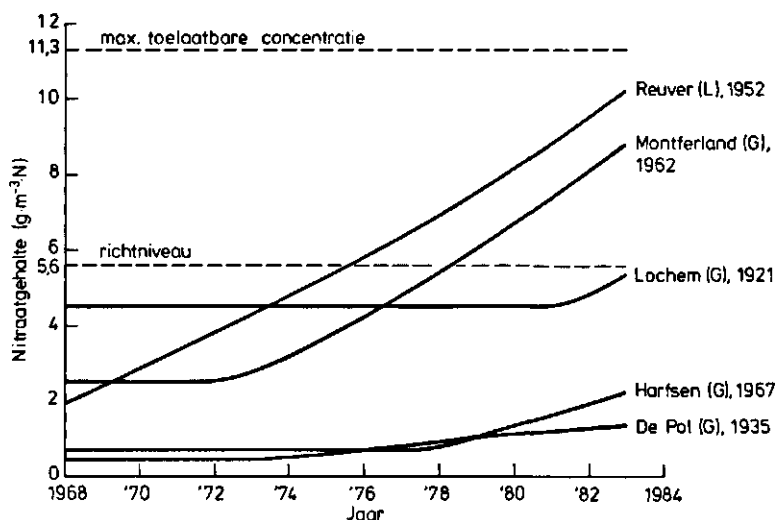


Fig. 1. Ontwikkeling van het nitraatgehalte (in $\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \text{N}$) in het opgepompte grondwater van een aantal waterwinningen in Gelderland en Limburg. Achter de naam van de winning is het jaar van ingebruikneming vermeld. Tevens zijn het richtniveau ($5,6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{N}$) en de maximaal toelaatbare concentratie ($11,3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{N}$) aangegeven

Bodembescherming. Gebruiksregelen zullen worden opgesteld om de verschillende functies van de bodem in stand te houden. Deze normstelling zal zodanig zijn dat verontreiniging van grond- en oppervlaktewater kan worden voorkomen. Bij de normstelling zal rekening kunnen worden gehouden met de opnamecapaciteit van gewassen. Bij de voorschriften die op basis van de Wet Bodembescherming zullen worden gesteld zal rekening worden gehouden met de vraag of er aanwijzingen zijn dat er aan een dergelijk ingrijpen behoefte bestaat. Behalve een algemeen beschermingsniveau dat voor het hele land geldt, wordt gedacht aan specifieke beschermingsniveaus zoals grondwaterbeschermingsgebieden. In gebieden waar grondwater wordt onttrokken voor de drinkwaterbereiding kunnen dus gebieden van een bepaalde omvang worden aangewezen waar bijzondere gebruiksregelen van toepassing zijn. Een onderverdeling in zones rondom het in feite te beschermen gebied met een daarbij behorende differentiatie in beschermingsmaatregelen kan daarbij mogelijk en wenselijk zijn. Vooruitlopend op de Wet Bodembescherming is een interimbeleid vastgelegd in het Voorlopig Indicatief Meerjarenprogramma BODEM (V-IMP BODEM) dat in september 1983 aan de Tweede Kamer is aangeboden. Een lijst met prioritair stoffen is opgesteld waartoe eveneens nitraat behoort. In het V-IMP BODEM is reeds een kwaliteitsnorm aangekondigd voor nitraat in het bovenste grondwater.

Vermindering van de nitraatbelasting van het bovenste grondwater onder landbouwgrond kan onder andere worden bereikt via een gewijzigd bemestingsbeleid. Dit betekent voor de boer veelal hogere kosten en minder inkomen. Het is daarom wenselijk na te gaan of er ook andere maatregelen mogelijk zijn en wat de voor- en nadelen hiervan zijn. Een maatregel is bijvoorbeeld nitraatverwijdering uit het opgepompte

grondwater via chemische, fysische, fysisch-chemische of biologische technieken. Behalve als preventieve maatregel kan nitraatvermindering ook curatief noodzakelijk zijn bij waterwinningen waar het nitraatgehalte ondanks genomen maatregelen toch de gestelde norm zal overschrijden.

Om beleidsvoornemens verder te concretiseren, kunnen op basis van de voorafgaande informatie de volgende vragen worden geformuleerd. De antwoorden dienen gekwantificeerd te worden om de gevolgen van beperkende maatregelen voor landbouw en de openbare drinkwatervoorziening te onderkennen.

- Wat is de wisselwerking tussen een algemeen beschermingsniveau en een specifiek beschermingsniveau voor grondwaterbeschermingsgebieden?
- Welke relatie zal worden gelegd tussen een kwaliteitsnorm voor het bovenste grondwater en de drinkwaternorm? Hoe wordt het 'bovenste grondwater' gedefinieerd?
- In welke gebieden is het op basis van de verontreiniging van bodem en grondwater noodzakelijk om regels te stellen, indien wordt gestreefd naar een concentratie van maximaal $50 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{NO}_3^-$?
- Wat zijn de gevolgen als ten aanzien van nitraat in drinkwater niet toegewerkt wordt naar $50 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{NO}_3^-$ (de maximaal toelaatbare concentratie) maar naar $25 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ (richtniveau)?
- Welke bijdrage kunnen beperkende maatregelen ten aanzien van bemesting en nitraatverwijdering leveren aan de oplossing van de nitraatproblematiek en wat zijn de kosten?

De hiervoor vermelde problematiek is voor de Minister van Landbouw en Visserij aanleiding geweest om een werkgroep 'Nitraattuitspoeling in Waterwingebieden' in te stellen. De samenstelling van de werk-

groep is vermeld in het voorwoord van dit rapport.

De afbakening van de studie, die de Werkgroep kreeg uit te voeren, is vermeld in hoofdstuk 2. Tevens is hierin de werkwijze van het onderzoek aangegeven.

De Commissie Bescherming Waterwingebieden (CBW, 1980) heeft richtlijnen en aanbevelingen opgesteld voor de bescherming van waterwingebieden. Over de uitgangspunten die hierbij zijn gehanteerd en de aard van de mogelijke maatregelen gaat hoofdstuk 3. Hierbij zal eveneens kort worden aangegeven op welke punten de benadering van de Werkgroep Nitraatuitspoeling in Waterwingebieden hiervan afwijkt. In hoofdstuk 4 zal uitvoeriger op de uitgangspunten van de Werkgroep worden ingegaan.

Hoofdstuk 5 handelt over de nitraatbelasting van waterwinningen (een bijdrage van dr. P.E. Rijtema en T.J. Hoeijmakers, ICW). Hoofdstuk 6 geeft een overzicht van methoden om nitraten uit het ruwe drinkwater te verwijderen (een bijdrage van ir. J.P. van der Hoek, vakgroep waterzuivering, Landbouwhogeschool). De gevolgen van beperkende maatregelen ten aanzien van de nitraatbelasting voor de landbouw zijn beschreven in hoofdstuk 7 (een bijdrage van drs. L.B. van der Giessen, LEI). In hoofdstuk 8 ten slotte wordt een evaluatie gegeven van maatregelen die het nitraatgehalte van grondwater, bestemd voor drinkwater, kunnen doen verminderen (een bijdrage van drs. L.J. Locht en ir. J.H.A.M. Steenvoorden, ICW).

Hoofdstuk 9 bevat conclusies en onderzoeksaanbevelingen. In hoofdstuk 10 wordt een samenvatting gegeven van de door de werkgroep verrichte studie.

2. PROBLEEMSTELLING EN WERKWIJZE

In de door de werkgroep uitgevoerde studie is een nadere analyse gemaakt van:

- de omvang van het probleem van de nitraatuitspoeling voor waterwinningen mede in relatie tot de intensiteit van het bodemgebruik;
- de verschillende technieken om nitraat te verwijderen uit het opgepompte grondwater en de kosten van deze technieken;
- de gevolgen van landbouwkundige maatregelen die de nitraatbelasting van het grondwater kunnen reduceren voor de landbouw in financiële en landbouwkundige zin.

Enkele factoren hebben een belangrijke invloed gehad op de wijze waarop de studie is uitgevoerd. Allereerst werd de problematiek van de nitraatverontreiniging als een zodanig urgent onderwerp beschouwd dat besloten werd om reeds na circa één jaar te rapporteren. Dit heeft tot gevolg dat gekozen is voor

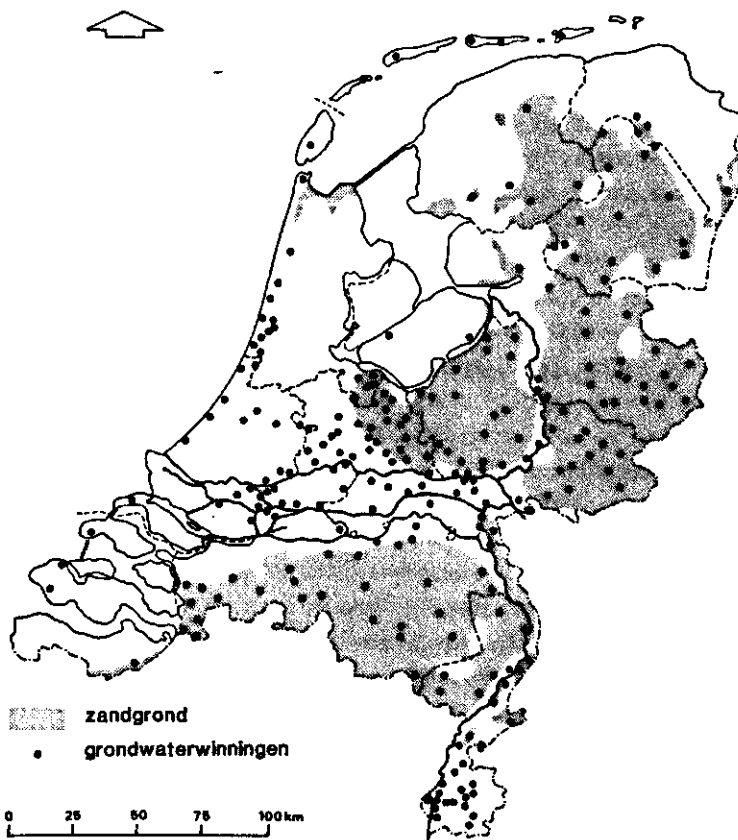


Fig. 2. Overzicht van grondwaterwinplaatsen in Nederland

een gefaseerde werkwijze waarbij de kwantificering van de problematiek in eerste instantie beperkt is tot de hoofdzaken. Verdergaande berekeningen zouden in een volgende fase kunnen worden uitgevoerd. Een tweede belangrijke factor is geweest dat de studie moest worden uitgevoerd met de middelen die de betrokken instellingen daarvoor op korte termijn konden vrij maken. Alleen de vakgroep waterzuivering van de Landbouwhogeschool, Wageningen is door het Ministerie van Landbouw en Visserij financieel ondersteund om het onderzoek op te zetten naar de technische mogelijkheden van nitraatverwijdering en de kosten ervan.

Voor de uitvoering van de studie zijn drie taakgroepen geformeerd, waarvan de samenstelling in het voorwoord van dit rapport is vermeld. Het werkteerein van de taakgroepen was als volgt afgebakend:

Taakgroep I : bodemgebruik en nitraatuitspoeling

Taakgroep II : nitraatverwijdering

Taakgroep III: gevolgen voor landbouw

In genoemde taakgroepen zijn door verschillende onderzoekers deelstudies uitgevoerd. Deze hebben als bouwstenen gefungeerd voor de rapportage vanuit de taakgroepen die in de hoofdstukken 5, 6 en 7 van dit rapport is opgenomen.

De problematiek is globaal gekwantificeerd voor de 166 waterwinningen op zandgrond (Fig. 2). Hiertoe zijn per waterwinning berekeningen uitgevoerd voor verschillende beperkingen in de bemesting naar de nitraatconcentratie van het te onttrekken grondwater, de kosten van nitraatverwijdering en de kosten van maatregelen aan landbouwzijde. De maatregelen zijn geëvalueerd op basis van de totale kosten.

3. RICHTLIJNEN EN AANBEVELINGEN COMMISSIE BESCHERMING WATERWINGEBIEDEN

In dit hoofdstuk wordt een verband gelegd tussen enkele aspecten uit de richtlijnen en aanbevelingen voor de bescherming van waterwinningen van de Commissie Bescherming Waterwingebieden (CBW, 1980) en de bij deze studie gehanteerde uitgangspunten. Achtereenvolgens wordt ingegaan op de grootte van de te beschermen gebieden, afbraakprocessen en verdunning, en beschermende maatregelen.

Grootte van de beschermingsgebieden

Tot op heden is in Nederland de omvang van de te beschermen gebieden in hoofdzaak bepaald op grond van

inzichten die in de praktijk zijn ontwikkeld. Slechts in beperkte mate is de afbakening van beschermingsgebieden op technisch en wetenschappelijk onderzoek gefundeerd. Ook de CBW komt met haar richtlijnen en aanbevelingen nauwelijks verder. Vanwege de grote omvang van de intrekgebieden achtte de CBW het in het algemeen niet te realiseren om die gebieden geheel tegen elke vorm van bodem- en grondwaterverontreiniging te beschermen. Het werd daarom verantwoord geacht in de richtlijnen en aanbevelingen het accent te leggen op gebieden van beperktere omvang om de drinkwatervoorziening op korte en middellange termijn veilig te stellen. Dit houdt in dat op lange termijn zekere risico's zullen moeten worden geaccepteerd. Hiertoe zijn beschermingsgebieden voorgesteld, waarin een 10-jarenzone en een 25-jarenzone zijn te onderscheiden, die achtereenvolgens verblijftijden van het water in de ondergrond van 10 en 25 jaar garanderen. De 10-jarenzone is noodzakelijk in verband met continuïteit van de drinkwatervoorziening, terwijl aan de 25-jarenzone tevens bedrijfseconomische beschouwingen ten grondslag liggen. Onzekerheden ten aanzien van de homogeniteit van de afdekkingen zijn voor de CBW reden geweest om alleen de verblijftijden in het watervoerende pakket te beschouwen.

Om een indruk te verkrijgen van de grootte van de 10- en 25-jarenzone is door de CBW een globale berekening gemaakt. Met voorbijgaan aan het bestaan van een natuurlijke afstroming van het grondwater is voor een aantal winplaatsen met verschillende geohydrologische opbouw de oppervlakten van de 10- en 25-jarenzone berekend. De gemiddelde waarden daarvan zijn vermenigvuldigd met het totaal aantal in de toekomst te verwachten winplaatsen (circa 300). Hieruit volgt dan de totale oppervlakte te beschermen gebied, namelijk van circa 60 000 ha voor de 10-jarenzone en circa 125 000 ha voor het totaal van de 10- en de 25-jarenzone.

Aangezien de verblijftijden van het grondwater in de afdekkingen in de CBW-studie buiten beschouwing zijn gebleven, kunnen de werkelijke verblijftijden vele malen groter zijn dan de berekende. Bij nitraatinspoeling is vooral de gemiddelde verblijftijd van belang en niet de verblijftijd van het water dat door inhomogeniteit in de afdekkingen sneller dan gemiddeld het pompstation bereikt. In de studie van de werkgroep zijn de afdekkingen wel in beschouwing genomen. Bovendien wordt in het beschermingsgebied slechts één zone onderscheiden.

Er is gewerkt met een 100-jarenzone om de drinkwatervoorziening ook op langere termijn veilig te stellen. Met de 100-jarenzone als uitgangspunt is de totale oppervlakte van de beschermingsgebieden niet veel gro-

ter dan die van de 25-jarenzone uit de CBW-studie doordat de afdekkingen in beschouwing zijn genomen. Vooruitlopend op de uitkomsten van de berekeningen in par. 5.4 kan hier reeds worden vermeld dat voor de totale oppervlakte beschermingsgebied van de 166 door-gerekende waterwinningen op zandgrond 93 000 ha is berekend. Uit vermenigvuldiging van de gemiddelde oppervlakte met het door de CBW in de toekomst verwachte aantal waterwinningen (300) blijkt dat de aldus berekende oppervlakte (170 000 ha) slechts 36% groter is dan de oppervlakte van de 25-jarenzones van de CBW.

Afbraakprocessen en verdunning

De CBW heeft in haar beschouwing geen rekening gehouden met afbraakprocessen en verdunning van verontreinigende stoffen, met uitzondering van afbraak van pathogene kiemen. Over de afbraak van vele stoffen in de ondergrond is nog weinig bekend. Verdunning tijdens het transport door de ondergrond is kwantitatief vaak niet van belang. Verdunning treedt vooral op door menging in het pompfilter.

In de studie van de werkgroep is de rol van afbraakprocessen bij nitraat in beschouwing genomen. Juist de processen in de eventueel aanwezige afdek-kende lagen, waarin zich in het algemeen de grondwaterspiegel bevindt, zijn hierbij van groot belang. Met verdunning tijdens het transport is geen rekening gehouden, echter wel met menging in het pomp-filter.

Beschermende maatregelen

Volgens de CBW zijn in het beschermingsgebied in de regel niet toelaatbaar, dan wel uitsluitend aanvaardbaar onder bepaalde voorwaarden, de volgende voor de landbouw van belang zijnde handelingen:

- transport, opslag, verwerking en overslag van stoffen, die de kwaliteit van het grondwater ongunstig kunnen beïnvloeden;
- aantasten van bodem- en deklagen en het blootleggen van watervoerende pakketten;
- bebouwing, inclusief landbouwkundige opstallen;
- behandeling, opslag, transport en infiltratie van oppervlaktewater;
- gebruik van meststoffen en bestrijdingsmiddelen;
- intensieve veehouderij, mestopslag, mestdumping en gebruik van rioolslib;
- opslag van bestrijdingsmiddelen.

Deze opsomming is uitsluitend kwalitatief. Wanneer de belangen van de verschillende gebruikers in een gebied met drinkwaterwinning worden afgewogen, is het noodzakelijk beperkingen per gebruikersgroep te kwantificeren. Het is van belang dat alleen de

noodzakelijke beperkingen worden opgelegd. In deze studie is nagegaan wat de gevolgen zijn van mogelijke beperkingen in de bemesting in de landbouw voor het nitraatgehalte van het ruwe water.

4. UITGANGSPUNTEN WERKGROEP NITRAAT- UITSPOELING WATERWINGEBIEDEN

Referentiesituatie

Een essentiële vraag bij de kwantificering van de financiële gevolgen van beperkende maatregelen in de landbouw is welke landbouwkundige situatie als referentieniveau wordt gekozen. In de huidige situatie wordt een belangrijk deel van de mestoverschotten afgezet in de overschotgebieden zelf. Voor de boer betekent dit geringe kosten voor mestverwerking. Vanuit het oogpunt van bodemverontreiniging is dit echter niet langer aanvaardbaar. Tussen de Ministeries van Landbouw en Visserij en Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieuhygiëne vindt daarom momenteel overleg plaats over de toelaatbare bemesting. Het toekomstig wettelijk toegestane bemestingsniveau is thans nog niet bekend. Deze toekomstige wettelijke normen zouden eigenlijk moeten dienen als referentieniveau voor de gevolgen van aanvullende beperkende maatregelen in drinkwaterbeschermingsgebieden. Ten behoeve van deze studie is gekozen voor het referentieniveau waarbij de bemesting is afgestemd op de gewasbehoefte, een uitgangspunt dat eveneens in andere landbouwkundige studies over de mestoverschottenproblematiek is gekozen. Omdat deze studie zich specifiek op stikstof richt, is uitgegaan van een stikstofvoorziening voor een optimale gewasproductie. Met enkele andere specifieke bemestingseisen van gewassen is rekening gehouden. Bij grasland is bijvoorbeeld een drempel ingebouwd in de kalihuishouding in verband met het kopziekteprobleem. De maximale kalitoevoer is gesteld op $360 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1} \text{ K}_2\text{O}$. Geen rekening is gehouden met beperkingen in de bemesting door mogelijke milieu-problemen voortvloeiende uit de gehalten aan fosfaat en zware metalen.

Om van de huidige situatie, waarbij mestoverschotten veelal worden verwerkt in de overschotgebieden zelf, te komen tot de referentiesituatie zullen aan landbouwzijde bepaalde kosten moeten worden gemaakt. Dit is echter een algemeen probleem en geen specifiek probleem voor waterwinningen. Deze kosten mogen in deze studie dus niet worden toegeschreven aan maatregelen voor de bescherming van waterwinningen. De consequenties van de bemestingspraktijk in

het recente verleden en in de huidige situatie voor de nitraatbelasting van het grondwater worden in deze studie ook gekwantificeerd. Van de mestoverschotten wordt slechts een klein deel afgevoerd naar gebieden met mineralentekorten. Uit een inventarisatie van de Provinciale Directie voor de Bedrijfsontwikkeling in de Landbouw in Noord-Brabant blijkt dat de afvoer van mestoverschotten van regio tot regio sterk kan variëren. Om deze redenen is voor de kwantificering van de gevolgen van de huidige bemestingspraktijk voor het nitraatgehalte uitgegaan van verwerking van alle mestoverschotten in de overschotgebieden zelf.

Beperkingen in de bemesting

Een vermindering van de nitraatbelasting van het grondwater onder landbouwgrond kan onder andere via de volgende alternatieven worden bereikt:

- geen overdosering van stikstof toelaten; de stikstofbemesting wordt afgestemd op een stikstofvoorziening vanuit het oogpunt van optimale gewasproductie;
- niet bemesten met dierlijke meststoffen in najaar en winter;
- gehele of gedeeltelijke vervanging van dierlijke mest door kunstmest bij een optimaal stikstofniveau;
- een lager stikstofvoorzieningsniveau;
- een optimalisering van de vochtvoorziening via bijvoorbeeld beregning;
- een bodembedekkend gewas op bouwland in de winter.

Aan de optimalisering van de vochtvoorziening en de invloed van een bodembedekkend gewas is in deze studie geen aandacht besteed, deels omdat nog onvolgende gegevens beschikbaar waren, deels omdat te weinig tijd beschikbaar was. De bestudeerde landbouwkundige maatregelen betreffen dus alle bemestingsmaatregelen. De benodigde stikstofgift voor een optimale gewasproductie, uitgaande van een 100% kunstmestgift, staan vermeld in Tabel 1. Deze gegevens zijn gebruikt voor de berekening van de effecten voor de gewasproductie (JANSSENS e.a., 1984; OVERVEST en THIEMANN, 1984). In principe kan aan deze stikstofbehoefte worden voldaan met alleen dierlijke mest. Bij de berekeningen is er echter van uitgegaan dat de gewassen in het voorjaar een minimum stikstofgift nodig hebben in de vorm van kunstmest. Ook met enkele andere beperkingen in verband met gewaseisen is rekening gehouden (zie par. 7.1).

Bij de berekening van de mestoverschotten zijn voor de referentiesituatie enigszins afwijkende waarden voor de optimale stikstofgift en de toepassing

Tabel 1. Benodigde hoeveelheid stikstof ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ N) voor een aantal gewassen, uitgaande van een optimale productie op zandgrond op basis van 100% kunstmest

Gewas	Benodigde hoeveelheid stikstof ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$)
Wintertarwe	180
Zomergerst	70
Aardappelen	230
Suikerbieten	160
Snijmais	210
Gras	400

van drijfmest bij bepaalde gewassen toegepast. Dit hangt samen met het rekenmodel dat gebaseerd is op de bemestingsnormen van het IB (WIJNANDS en LUESINK, 1984). De beschikbare tijd liet niet toe andere bemestingsnormen en uitgangspunten in het rekenmodel in te voeren. De mestoverschotten zijn berekend ten opzichte van het algemeen beschermingsniveau, waarbij een optimale landbouwkundige stikstofbemesting is toegestaan en dierlijke mest eveneens in najaar en winter mag worden uitgereden. In deze situatie zijn de extra overschotten vanuit de beschermingsgebieden elders niet meer plaatsbaar en is aangenomen dat vernietiging moet plaatsvinden.

De bemestingsalternatieven die ten behoeve van de nitraatproblematiek in beschouwing zijn genomen, betreffen:

1. geen overdosering van stikstof (referentieniveau voor financiële beschouwing);
2. geen overdosering van stikstof en geen najaars- en wintertoediening van dierlijke mest;
3. beperking tot 75% van de stikstofbehoefte van het gewas en geen najaars- en wintertoediening van dierlijke mest;
4. beperking tot 50% van de stikstofbehoefte van het gewas en geen najaars- en wintertoediening van dierlijke mest;
5. geen overdosering van stikstof en geen toepassing van dierlijke mest.

Bij de beperkingen 1 tot en met 4 is steeds uitgegaan van een zo groot mogelijke toepassing van dierlijke mest binnen de gestelde grenzen. Deze uitgangspunten ten aanzien van stikstofdosering leiden voor een gemiddeld bodemgebruik, wanneer de maximale hoeveelheid drijfmest wordt toegediend tot een mestoverschottensituatie die weinig afwijkt van de situatie bij bemesting volgens de normen van het Instituut voor Bodemvruchtbaarheid (LUESINK en WIJNANDS, 1985).

Als alternatief voor verdergaande reducties van het bemestingsniveau wordt in deze studie de verwijdering van nitraat uit het ruwe water in beschouwing genomen. Momenteel wordt deze behandelingstechniek in Nederland nog niet op praktisch schaal toegepast. Uitgegaan is van de veronderstelling dat dit in de toekomst wel tot de mogelijkheden behoort. De kosten van nitraatverwijdering zijn berekend voor de techniek van ionenwisseling. De brijn die hierbij ontstaat, wordt afgevoerd naar zee. Een alternatieve methode die in beschouwing is genomen, is biologische denitrificatie van het nitraat in de brijn die ontstaat na ionenwisseling. Deze methode is in ontwikkeling.

Berekeningen en basisgegevens

De consequenties van het bemestingsbeleid zijn gekwantificeerd voor een waterwinning met een beschermingsgebied van een zodanige omvang dat de neerslagoverschotten een maximale verblijftijd hebben van 100 jaar vanaf maaiveld tot het onttrekkingspunt. Bij de vermelde bemestingsalternatieven in het beschermingsgebied en een verbod tot overdoseren in het buitengebied zijn voor de periode tot 2080 de gevolgen nagegaan voor:

- de nitraatgehalten in het opgepompte grondwater (hoofdstuk 5);
- de kosten van nitraatverwijdering (hoofdstuk 6);
- de gevolgen voor de landbouw in de landbouwkundige en financiële zin (hoofdstuk 7).

De gevolgen van het bemestingsbeleid voor het nitraatgehalte van het opgepompte grondwater op zeer lange termijn zijn nagegaan voor verschillende combinaties van beperkingen in het buitengebied en het beschermingsgebied (zie blz. 6: 1 t/m 5).

Bij de berekeningen is voor de drinkwaternorm uitgegaan van zowel de maximaal toelaatbare concentratie ($11,3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ N}$) als het richtniveau ($5,6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ N}$).

De kosten van nitraatverwijdering zijn gekwantificeerd voor twee technieken:

- ionenwisseling en afvoer van de brijn naar zee;
- ionenwisseling en nitraatverwijdering uit de brijn met behulp van biologische denitrificatie.

De nitraatbelasting van het opgepompte grondwater is eveneens berekend voor de extreme variant 'geen beperkingen', waarbij alle dierlijke mest binnen de gebieden zelf wordt afgezet, zodat plaatselijk overbemesting plaatsvindt.

De berekeningen zijn uitgevoerd voor 166 grondwaterwinningen (zie Fig. 2) die zijn gelegen op de hoger gelegen gronden van Nederland. De winningen in het duingebied en op de Waddeneilanden zijn buiten beschouwing gelaten. De ondergrond van de doorgerekende winningen kan worden gekarakteriseerd als zandgrond. Dat geldt eveneens voor de bovengrond met uitzondering van een aantal waterwinningen in het rivierengebied. Bij de berekeningen is er van uitgegaan dat alle winningen op zandgrond zijn gelegen.

Bij de processen in bodem en ondergrond waar nitraat bij betrokken is, is rekening gehouden met het proces denitrificatie (afbraak van NO_3^- tot stikstofgas) onder invloed van de waterhuishouding en beschikbare organische stof in de bodem en het afdekkend pakket (zie par. 5.3.3). Voor de watervoerende pakketten waarin onttrokken wordt, is aangenomen dat denitrificatie door vaste organische stof geen rol speelt.

Een belangrijke factor bij de kwantificering van de nitraatproblematiek vormt het bodemgebruik. Omdat deze informatie niet op het niveau van waterwinningen beschikbaar was, is gebruik gemaakt van gegevens op gemeenteniveau. Aangenomen is dat de verdeling van het agrarisch bodemgebruik over landbouwgewassen en grasland in het waterwingebied gelijk is aan die van de hele gemeente. De gemeente waarin de winning is gelegen, is hierbij als uitgangspunt genomen. Het niet-agrarisch bodemgebruik is geïnventariseerd aan de hand van topografische kaarten. Dit bodemgebruik is bij alle berekeningen aangehouden.

Uitgegaan is van een onttrekking ter grootte van die in 1982. Vanwege de beschikbare tijd zijn de consequenties van de geplande uitbreidingen niet doorgekeurd. Een uitbreiding is voorzien van circa 550 miljoen m^3 in 1982 naar circa 620 miljoen m^3 in 1995, exclusief de reservecapaciteit, voor de beschouwde 166 winningen, dus circa 13%.

Een evaluatie van de vermelde maatregelen zal plaatsvinden op basis van de totale kosten vanaf 1988 tot 2080 bij een discontovoet van 5%. De 'beste oplossing' per waterwinning wordt gevonden bij de laagste som van de totale kosten voor maatregelen aan landbouwzijde en nitraatverwijdering.

In verband met de genoemde beperkingen in de basisgegevens en gezien het globale karakter van de studie zullen geen resultaten van individuele waterwinningen worden gepresenteerd.

5.1. INLEIDING

Ten gevolge van de geohydrologische gesteldheid in Nederland zijn de intrekgebieden van waterwinningen vaak zeer groot. Het is daardoor niet mogelijk het grondwater in deze gebieden tegen elke vorm van verontreiniging te beschermen, zodat kleinere gebieden in beschouwing genomen moeten worden. Het totale bodemareaal dat moet worden beschermd kan alleen via berekeningen per waterwinning worden vastgesteld. De omvang van het beschermingsgebied zal worden gebaseerd op de nitraatbelasting van het grondwater, waarbij ook rekening moet worden gehouden met de beïnvloeding van de concentratie op langere termijn.

In de volgende paragrafen van dit hoofdstuk zal worden ingegaan op de gegevensverzameling, het voor de berekeningen gebruikte model, de uitgangspunten bij de berekeningen en de uitkomsten van de berekeningen.

5.2. GEGEVENSVERZAMELING

5.2.1. Geohydrologie

Door de afdeling Grondwaterbeheer van de Landinrichtingsdienst (LD) zijn gegevens verzameld over de geohydrologische gesteldheid van waterwinningen op zandgrond (CATTENSTART, 1983). Behalve van rapporten in het archief van de afdeling Grondwaterbeheer van de LD is eveneens gebruik gemaakt van gegevens die door het vroegere Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening (RID) en het Keuringsinstituut voor Waterleidingartikelen (KIWA) ter beschikking zijn gesteld. De verzamelde gegevens bestaan onder andere uit geohydrologische beschrijvingen van de ondergronden en uit geohydrologische bodemconstanten.

Bij de geohydrologische beschrijvingen van de ondergronden is gebruik gemaakt van resultaten van boringen en geo-elektrische metingen. De geohydrologische bodemconstanten zijn ontleend aan resultaten van pomp-, put- en capaciteitsproeven in de gebieden zelf en bij gebrek aan dergelijke gegevens aan onderzoeken op locaties in de omgeving. In laatste instantie is gebruik gemaakt van schattingen uit korrelgrootte-analyses en boorbeschrijvingen. Aanvullend is informatie verzameld over het aantal pompputten en de winningsdiepte, het jaar van aanvang van de winning, de onttrekkingen in 1981 en 1982 en de globale ligging van het puttenveld.

5.2.2. Bodemkundige gegevens

Door de Stichting voor Bodemkartering zijn bodemkundige gegevens verzameld van de intrekgebieden (STIBOKA, 1985). Deze gegevens waren reeds nodig voordat het intrekgebied kon worden vastgesteld op basis van hydrologische berekeningen. Voor de verzameling van bodemkundige gegevens is daarom aangenomen dat de intrekgebieden cirkelvormig zijn en een oppervlakte hebben van 6 m^2 per m^3 wateronttrekking per jaar. Dit is een schatting voor de oppervlakte van het gebied met een grondwaterstandsverlaging als gevolg van de onttrekking van 0,05 m of meer (RIJTEMA, 1982).

Per waterwinning zijn onder andere de oppervlakten met een bepaalde grondwatertrap voor de onttrekking in 1981 en tijdens de kartering aangegeven. De grondwatertrap geeft informatie over de langjarig gemiddelde hoogste en laagste grondwaterstand.

5.2.3. Bodemgebruik en mestproductie

Gegevens over het bodemgebruik en de mestproductie zijn ontleend aan door het Landbouw-Economisch Instituut (LEI) verstrekte gegevens per gemeente over 1982 en aan topografische kaarten. De door het LEI geleverde gegevens per gemeente betreffen:

- het agrarisch bodemgebruik verdeeld over grasland, granen, aardappelen, suikerbieten, snijmais en overige gewassen;
- de produktie van rundveedrijfmest, mestkalverdrijfmest, mestvarkensdrijfmest, fokvarkensdrijfmest, pluimveedrijfmest en slachtkuikemest;
- de plaatsbare hoeveelheid stikstof op landbouwgrond;
- de mestoverschotten.

Voor de bepaling van de verhouding tussen agrarisch en niet-agrarisch bodemgebruik (stedelijk gebied, bos, natuurterrein en open water) is gebruik gemaakt van topografische kaarten. Voor de verdeling van het agrarisch bodemgebruik in een intrekgebied over de onderscheiden bodemgebruiksvormen is aangenomen dat deze gelijk is aan de verdeling in de gemeente waarin het waterwingebied is gelegen.

5.3. MODELBESCHRIJVING EN UITGANGSPUNTEN BIJ DE BEREKENINGEN

5.3.1. Algemeen

Voor de berekening van de nitraatbelasting bij waterwinningen is gebruik gemaakt van het binnenkort te publiceren model NIMWAG (RIJTEMA and HOEIJMAKERS, 1985). Dit model bestaat uit drie onderdelen:

- een hydrologisch deel voor de berekening van de verdeling van de voeding in het intrekgebied en van de verblijftijden van het infiltrerende neerslagoverschot;
- een stikstofbemestingsdeel voor de berekening van de bemestingssituatie in het intrekgebied in afhankelijkheid van het bodemgebruik en de eventuele beperkingen in de bemesting;
- een deel voor de berekening van de nitraatbelasting van het grondwater als gevolg van nitraatinspoeling in de verzadigde zone en denitrificatie in de verzadigde zone.

In deze studie is gebruik gemaakt van een vereenvoudigde versie van het model NIMWAG omdat de berekeningen op zeer korte termijn moesten worden uitgevoerd en omdat de invoergegevens bij de berekeningen in het algemeen niet erg nauwkeurig zijn.

Achtereenvolgens zal worden ingegaan op de modelbeschrijving en de gekozen uitgangspunten met betrekking tot de hydrologie, het bodemgebruik, de stikstofbemesting en de nitraatconcentratie van het grondwater en het opgepompte water.

5.3.2. Hydrologie

De verblijftijden van het water in de ondergrond en de verdeling van de voeding over het infiltratiegebied zijn berekend met behulp van de oplossingen van ERNST (1971) voor een stationaire situatie van de volgende typen onttrekking:

- onttrekking aan een freatisch watervoerend pakket;
- onttrekking aan een watervoerend pakket met daarboven een slecht doorlatende laag;
- onttrekking aan een watervoerend pakket met daarboven een slecht doorlatende laag met daarop een freatisch watervoerend pakket.

Op grond van de berekende verblijftijden is de omvang van het beschermingsgebied vastgesteld.

Ten gevolge van de grondwateronttrekking daalt de grondwaterspiegel en treden veranderingen op in het stromingspatroon van grondwater, de voeding van het watervoerend pakket en de luchthuishouding in de onverzadigde zone van de bodem. In het model wordt gebruik gemaakt van de gemiddeld hoogste grondwaterstand (GHG) om effecten van de grondwaterstand op de grondwatervoeding en de inspoeling van nitraat en organische verbindingen in rekening te brengen. De grondwateronttrekking resulteert in een verlagingspatroon van de grondwaterstand met een conische vorm. Uit de beschikbare gegevens van de grondwatertrappen wordt het verloop van de GHG tijdens de onttrekking berekend. Als

de grondwatertrapgegevens afkomstig zijn van een opname vóór de onttrekking zijn ze omgerekend in de GHG's tijdens de onttrekking met behulp van de oplossing van ERNST (1971) en een correctieterm van RIJTEMA en BON (1974).

Het model houdt geen rekening met de berekening van landbouwgrond omdat onvoldoende tijd beschikbaar is geweest om dit in het model te verwerken en omdat geen informatie beschikbaar is over berekening in de intrekgebieden.

Bij de berekeningen is geen rekening gehouden met de invloed van de regionale grondwaterstroming, omdat bij veel waterwinningen onvoldoende gegevens beschikbaar zijn om deze invloed te kwantificeren. Aangenomen is dat de verdeling van de grondwatertrappen in de situatie voor de grondwateronttrekking onafhankelijk is van de afstand tot het pompstation.

Het neerslagoverschot in stedelijke gebieden is gelijk gesteld aan het overschot bij de overige bodemgebruiksvormen, namelijk $300 \text{ mm} \cdot \text{j}^{-1}$.

Bij winning uit meer dan één watervoerend pakket is er van uitgegaan dat uit het ondiepste watervoerende pakket wordt onttrokken.

Gekozen is voor een beschermingsgebied waarvan het infiltrerende neerslagoverschot aan de rand 100 jaar in de bodem verblijft voor het bij de waterwinning wordt opgepompt. De gevolgen voor de totale oppervlakte van de beschermingsgebieden zijn in hoofdstuk 3 reeds behandeld. Dit betekent dat het water dat in het buitengebied infiltreert pas na 100 jaar de kwaliteit van het opgepompte water zal gaan beïnvloeden. De bemesting in het buitengebied heeft door atmosferische depositie in het beschermingsgebied echter eerder invloed op de kwaliteit van het opgepompte water. Dit betekent dat bij het doorrekenen van situaties met beperkingen ook de situatie in het buitengebied moet worden gedefinieerd. De verblijftijd van 100 jaar is een tamelijk willekeurige keuze. Indien maatregelen bij een bepaalde waterwinning noodzakelijk zijn, kan de omvang van het beschermingsgebied ook kleiner of groter worden genomen.

5.3.3. Bodemgebruik en stikstofbemesting

Achtereenvolgens zal worden ingegaan op de onderscheiden bodemgebruiksvormen, de stikstofbemesting, de atmosferische depositie van stikstofverbindingen en de gevolgen van beperkingen in de stikstofbemesting.

Bodemgebruik

In het model worden de volgende voor deze studie van belang zijnde bodemgebruiksvormen onderscheiden:

- intensief gebruikt grasland met dag en nacht beweiding;
- gewasrotatie van granen, aardappelen, granen en bieten;
- snijmais met eventueel overdosering van dierlijke mest;
- tuinbouw;
- stedelijk gebied;
- bos.

Tot het stedelijk gebied worden zowel centra met een grote als centra met een geringe bevolkingsdichtheid gerekend.

Verondersteld is dat de verdeling van het bodemgebruik onafhankelijk is van de afstand tot de winning. In de praktijk is het bodemgebruik veelal nauw gekoppeld aan de grondwatertrap (Gt). Er is aangenomen dat grasland voorkomt bij de laagste grondwatertrappen, waardoor het areaal bouwland terecht komt bij de hogere grondwatertrappen. Voor de oppervlakte bos is ervan uitgegaan dat deze altijd op de hoogste grondwatertrappen is gelegen.

Stikstofbemesting

De belangrijkste veranderingen in de stikstofbemesting in de afgelopen decennia en voor de toekomst zijn geschematiseerd in het model opgenomen. Er worden drie bemestingsperioden onderscheiden. Eerst een periode met een laag bemestingsniveau en ten gevolge hiervan weinig nitraatinspoeling. Voor deze periode (tot 1975) wordt de nitraatconcentratie van het grondwater niet berekend uit de bemesting, maar is een vaste concentratie voor het grondwater ingevoerd. Aangenomen is dat de initiële nitraatconcentratie voor alle waterwinningen gelijk is aan $0,5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ N}$. Hoewel de nitraatinspoeling ook in de eerste bemestingsperiode per waterwinning zal verschillen, is het effect op de resultaten zeer klein.

In de tweede periode is het bemestingsniveau hoog. Deze periode loopt van 1975 tot 1988. Voor het bemestingsniveau is uitgegaan van het jaar 1982. Dit betekent dat in de periode van 1975 tot 1982 een te hoog bemestingsniveau als uitgangspunt wordt genomen en dus ook een overschatting plaatsvindt van het nitraatgehalte. Dit wordt echter weer gecompenseerd door de onderschatting in de periode van 1982 tot 1988, het jaar waarin eventuele beperkende maatregelen in de bemesting in het model worden ingevoerd. Eenzelfde problematiek doet zich voor bij de keuze van het jaar 1975. Op langere termijn is de invloed van de keuze van het beginjaar op het nitraatgehalte naar verwachting gering.

In verband met de keuze van een beginjaar voor de tweede bemestingsperiode is het van belang de in Tabel 2 vermelde gemiddelde ontwikkeling van het mestverbruik te kennen.

Tabel 2. Ontwikkeling van het verbruik van kunstmest-N en de produktie van werkzame stikstof in dierlijke mest van runderen in de stalperiode, varkens en pluimvee in $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1} \text{ N}$ voor de cultuurgrond in Nederland (CBS, 1956, 1964, 1974, 1982)

	1950	1960	1970	1980
Kunstmest-N	67	91	181	241
N in dierlijke mest	38	49	72	104
Totaal	105	140	253	345

In de derde periode (vanaf 1988) worden beperkingen aangebracht. Uitgangspunt voor de te berekenen bemestingssituaties in de tweede en derde bemestingsperiode zijn de in Tabel 3 vermelde gegevens per bodemgebruiksvorm over de stikstofmineralisatie van plantenresten in de grond, de behoefte van het gewas aan minerale stikstof en de minimale kunstmest-N dosering.

Tabel 3. De in het model ingevoerde waarden voor de stikstofmineralisatie van plantenresten, de behoefte van het gewas aan minerale stikstof en de minimale kunstmest-N dosering (in $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1} \text{ N}$)

Bodemgebruiksvorm	Mineralisatie	N-mest-behoefte	Min. kunstmest-N
Gras (beweid)	200	500	360
Bouwland (gewasrotatie)	45	165	25
Snijmais (met overdosering)	40	210	50
Tuinbouw	50	650	500
Stedelijk gebied	10	60	10
Bos	30	0	0

In dierlijke mest is de stikstof voor een belangrijk deel aanwezig in organische vorm. De organische stikstof komt in de loop der jaren langzaam vrij voor het gewas. Uitgegaan is van de in Tabel 4 vermelde lange termijn werkingscoëfficiënten van de verschillende soorten dierlijke mest volgens gegevens van de Commissie Bemestingsnormen (LAMMERS, 1983, 1984). Voor de bodemgebruiksvormen tuinbouw en stedelijk gebied is aangenomen dat de werkingscoëfficiënten gelijk zijn aan die van bouwland. In stedelijk gebied is enige stikstofbemesting aangenomen omdat een deel hiervan uit bemeste tuinen bestaat.

Aangezien het niet bekend is welke mestsoort waar terecht komt, wordt op basis van de stikstofhoeveelheden in de verschillende soorten dierlijke mest een gewogen gemiddelde werkingscoëfficiënt berekend voor grasland en voor de overige bodemgebruiksvormen. De gemiddelde werkingscoëfficiënt is ook afhankelijk van het tijdstip van toediening van de dierlijke mest. Als de GHG hoger is dan 0,2 -mv is aangenomen

Tabel 4. Lange termijn werkingscoëfficiënten van stikstof in verschillende dierlijke mestsoorten bij toediening in najaar, winter en voorjaar (Lammers, 1983, 1984) (in kg minerale N per kg N uit dierlijke mest). Onderscheid is gemaakt in grasland en overig bodemgebruik

Mestsoort	Najaar	Winter	Voorjaar
Grasland			
rundveedrijfmest	0,55	0,69	0,82
varkendrijfmest	0,55	0,69	0,82
kippedrijfmest	0,39	0,58	0,76
droge kippemest	0,58	0,71	0,83
Overig bodemgebruik			
rundveedrijfmest	0,38	0,56	0,75
varkendrijfmest	0,38	0,58	0,77
kippedrijfmest	0,28	0,53	0,78
droge kippemest	0,41	0,59	0,77

dat alleen najaarstoediening mogelijk is vanwege draagkrachtproblemen in winter en voorjaar.

De beschikbare stikstof voor het gewas is berekend uit mestproduktiegegevens van het LEI. Hierbij is de werkingscoëfficiënt van mestkalverdrijfmest gelijk gesteld aan die van rundveedrijfmest, van fokvarkendrijfmest aan die van varkendrijfmest, van pluimveedrijfmest aan die van kippedrijfmest en van slachtkuikmest aan die van droge kippemest.

De door het LEI berekende mestoverschotten zijn berekend door de mestoverschotten per bedrijf te sommeren. Overschotten van overschotbedrijven worden dus niet vervoerd naar tekortbedrijven binnen het doorge-rekende gebied. Uit de beschikbare hoeveelheid mest en de mestoverschotten wordt de plaatsbare hoeveelheid stikstofmest berekend. De plaatsbare hoeveelheid stikstofmest wordt afhankelijk van het bodemgebruik verdeeld, mits dit niet strijdig is met de hierna geformuleerde beperkingen.

Atmosferische depositie

Atmosferische depositie van stikstofverbindingen verhoogt het risico van nitraatinspoeling bij bossen. De depositie bestaat uit NO_x - en NH_x -verbindingen (HOEKS, 1983). De depositie van NO_x bedraagt 17 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ N, die voornamelijk afkomstig is van industrie en verkeer. Ze wordt als een vaste belasting ingevoerd naast de toevoer via mineralisatie (Tabel 3).

De depositie van NH_x bedraagt gemiddeld 28 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ N en is afkomstig van de volgende bronnen (BUIJSMAN e.a., 1984):

- bronnen buiten de landbouw (10%);
- vervluchtiging in stallen (36%) en

- vervluchtiging tijdens het toedienen van dierlijke mest en het verblijf van deze mest op het landoppervlak (54%).

De eerste twee bronnen worden eveneens als een vaste belasting beschouwd en de vervluchtiging bij toediening als een variabele belasting, zodat de totale vaste belasting gelijk is aan $30 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ N. De variabele belasting wordt veroorzaakt door de vervluchtiging bij toediening. Om de variabele belasting te berekenen, wordt eerst de gemiddelde stikstofvervluchtiging in het beschermingsgebied en in het buitengebied berekend. Uit deze vervluchtigde hoeveelheden stikstof worden afhankelijk van het bodemgebruik de deposities in het beschermingsgebied en in het buitengebied berekend. Het model gaat er van uit dat de variabele belasting evenredig is met de NH_x -hoeveelheid in de atmosfeer, die afkomstig is van de vervluchtiging bij toediening.

Aangenomen is dat van de minerale stikstof in dierlijke mest door vervluchtiging op grasland 32% verloren gaat en op bouwland 20%. Voor de bodemgebruiksvormen tuinbouw en stedelijk gebied is aangenomen dat de vervluchtiging gelijk is aan die van bouwland. De depositie is afhankelijk van de aard van de vegetatie en verschilt dus per bodemgebruiksvorm. Voor de berekening van de variabele NH_x -depositie is gebruik gemaakt van onderzoek betreffende de depositie van Cl^- en SO_4^{2-} op lysimeters (STUYFZAND, 1984). De relatieve depositie op kale grond, gras en natuurlijke duinvegetatie, loofbomen en naaldbomen verhoudt zich als 1,0:1,6:1,6:3,9. In het model is voor bouwland en tuinbouw de waarde 1,0 aangenomen; voor gras, stedelijk gebied en natuurterrein 1,6 en voor bos 3,9.

Beperkingen in de stikstofbemesting

Voor berekeningen van de nitraatbelasting van het grondwater kunnen in het model per bodemgebruiksvorm beperkingen in de bemesting worden opgelegd voor het beschermingsgebied en het buitengebied. De beperkingen die in deze studie zijn gekozen, zijn:

- verbod om stikstofmest over te doseren;
- verbod om dierlijke mest in najaar en winter toe te dienen;
- vervanging van dierlijke mest door kunstmest-N;
- toepassing van stikstofmest op een landbouwkundig sub-optimaal stikstofbemestingsniveau.

Beperkingen in de stikstofbemesting verminderen de nitraatinspoeling direct door de samenhang tussen stikstofbemesting en nitraatinspoeling (par. 5.3.4) en indirect doordat de stikstofvervluchtiging vermin-

dert en daardoor de atmosferische depositie van NH_x en de daaruit resulterende nitraatinspoeling. Het aantal dieren in het gebied is constant verondersteld, zodat de vervluchtiging vanuit de stallen niet verandert bij de verschillende beperkingen in de bemesting.

Zestien situaties met beperkingen, die bestaan uit combinaties van vijf deelsituaties voor beschermingsgebied en buitengebied, zijn aangenomen. De vijf toegepaste deelsituaties zijn:

- geen overdosering van stikstof (= geen overdosering);
- geen overdosering van stikstof en geen najaars- en wintertoediening van dierlijke mest (= voorjaarstoediening);
- beperking tot 75% van de landbouwkundig optimale stikstofbehoefte van het gewas en geen najaars- en wintertoediening van dierlijke mest (= 75% van de behoefte);
- beperking tot 50% van de stikstofbehoefte van het gewas en geen najaars- en wintertoediening van dierlijke mest (= 50% van de behoefte);
- geen overdosering van stikstof en geen toepassing van dierlijke mest (= geen dierlijke mest).

Tabel 5 geeft een overzicht van de zestien situaties met beperkingen.

Tabel 5. Overzicht van de zestien aangenomen situaties met beperkingen. Voor verklaring zie tekst

	Beschermingsgebied	Buitengebied
0	geen beperkingen	geen beperkingen
1	geen overdosering	geen beperkingen
2	voorjaarstoediening	geen beperkingen
3	75% van de behoefte	geen beperkingen
4	50% van de behoefte	geen beperkingen
5	geen overdosering	geen overdosering
6	voorjaarstoediening	geen overdosering
7	75% van de behoefte	geen overdosering
8	50% van de behoefte	geen overdosering
9	geen dierlijke mest	geen overdosering
10	voorjaarstoediening	voorjaarstoediening
11	75% van de behoefte	voorjaarstoediening
12	50% van de behoefte	voorjaarstoediening
13	75% van de behoefte	75% van de behoefte
14	50% van de behoefte	75% van de behoefte
15	50% van de behoefte	50% van de behoefte

5.3.4. Nitraatconcentratie van het grondwater en het opgepompte water

Het derde deel van het model betreft de nitraatbelastings van het grondwater. Hierin worden achtereenvolgens berekend:

- de nitraatinspoeling in de verzadigde zone;
- de denitrificatie in de verzadigde zone;
- de nitraatconcentratie van het opgepompte water.

Ook bij de nitraatinspoeling speelt denitrificatie al een belangrijke rol. Het model houdt alleen rekening met denitrificatie waarbij organische stof als energiebron fungeert. Denitrificatie met sulfide of ijzer blijft buiten beschouwing. Bij de denitrificatie met organische stof wordt door de desbetreffende bacteriën bij een zuurstoftekort nitraat in plaats van zuurstof gebruikt. Behalve de zuurstofhuishouding en de beschikbaarheid van afbreekbare organische stof zijn de temperatuur en de zuurgraad in de ondergrond belangrijke factoren voor de denitrificatiesnelheid. De waterhuishouding bepaalt via de zuurstofhuishouding in hoge mate de inspoeling van zowel nitraat als organische stof.

De nitraatinspoeling en de denitrificatie in de verzadigde zone zullen nu achtereenvolgens worden behandeld. Voor het onderdeel betreffende de nitraatconcentratie van het opgepompte water wordt verwezen naar de nog te publiceren modelbeschrijving (RIJTEMA en HOELJMAKERS, 1985).

Nitraatinspoeling in de verzadigde zone

De nitraatinspoeling in de verzadigde zone is de resultante van alle stikstofprocessen in de onverzadigde zone. Aangenomen wordt dat alle ammonium in de bodem wordt omgezet in nitraat zodat geen inspoeling van ammonium in de verzadigde zone plaatsvindt.

De nitraatinspoeling in de verzadigde zone wordt berekend als functie van het bodemgebruik, de bemesting, de GHG en het toedieningstijdstip van de dierlijke mest. Voor het resultaat van de berekeningen zie Tabel 6. Hierbij is gebruik gemaakt van gegevens

Tabel 6. Nitraatinspoeling van verschillende dierlijke mestsoorten in de verzadigde zone voor diep ontwaterde percelen (GHG dieper dan 1,50 m -mv) in kg N per ton dierlijke mest. Onderscheid is gemaakt in grasland en overig bodemgebruik

Mestsoort	Najaar	Winter	Voorjaar
Grasland			
rundveedrijfmest	1,68	1,21	0,74
varkensdrijfmest	2,10	1,51	0,92
kippedrijfmest	3,62	2,45	1,27
droge kippemest	7,91	5,79	3,67
Overig bodemgebruik			
rundveedrijfmest	2,02	1,57	1,11
varkensdrijfmest	2,54	1,95	1,36
kippedrijfmest	4,54	3,30	2,06
droge kippemest	9,46	7,38	5,30

Tabel 7. Factoren waarmee de nitraatinspoeling bij diep ontwaterde percelen vermenigvuldigd moet worden om de optredende nitraatinspoeling te bepalen als functie van de grondwatertrap en de GHG

Grondwatertrap	I	II	III	IV	V	VI	VII
GHG in m	0,00	0,00	0,20	0,40	0,30	0,60	0,90
Factor	0,04	0,04	0,10	0,22	0,15	0,41	0,73

van de Commissie Bemestingsnormen (LAMMERS, 1983) en voor de invloed van de GHG op de nitraatinspoeling van gegevens van STEENVOORDEN (1983). Bij de nitraatinspoeling wordt rekening gehouden met de effecten van de stikstoftoevoer bij beweiding. Voor de bodemgebruiksvormen tuinbouw en stedelijk gebied wordt aangenomen dat de inspoelingsfractie gelijk is aan die van bouwland.

Tabel 7 geeft de factoren waarmee de nitraatinspoeling bij diep ontwaterde percelen vermenigvuldigd moet worden om de optredende nitraatinspoeling te bepalen als functie van de grondwatertrap en de GHG.

Aangezien in het model niet bekend is welke mestsoort waar wordt toegediend, is op basis van de stikstofhoeveelheden in de verschillende soorten dierlijke mest een gewogen gemiddelde inspoelingsfractie voor grasland en voor de overige bodemgebruiksvormen bepaald. Ook de gemiddelde inspoelingsfractie is afhankelijk van het tijdstip van toediening van de dierlijke mest. Voor minerale stikstof bij diep ontwaterde percelen leidt dit tot de in Tabel 8 vermelde nitraatinspoeling in de verzadigde zone.

Tabel 8. Nitraatinspoelingsfracties in de verzadigde zone voor minerale stikstof bij diep ontwaterde percelen (GHG dieper dan 1,50 m -mv) in kg N per kg N in dierlijke mest

Bodemgebruik	Najaar	Winter	Voorjaar
Grasland	0,68	0,42	0,15
Overig	0,68	0,47	0,25

Denitrificatie in de verzadigde zone

In de verzadigde zone vindt denitrificatie plaats met inspoelende opgeloste organische verbindingen als energiebron, en denitrificatie met organische stof in het bodemmateriaal in de ondergrond als energiebron. Deze twee vormen van denitrificatie zullen achtereenvolgens worden toegelicht.

Voor de denitrificatie met de in het algemeen gemakkelijk afbreekbare inspoelende organische verbindingen als energiebron is aangenomen dat de reactiesnelheid slechts afhankelijk is van één variabele: de concentratie inspoelende organische stof. De con-

centratie organische stof die de verzadigde zone inspoelt, is evenredig met de hoeveelheid dierlijke mest en afhankelijk van de GHG. Bij diepere GHG is de inspoeling van organische stof kleiner door aerobe afbraak in de onverzadigde zone. De procesbeschrijving van de inspoeling van organische stof is getoetst aan bij het ICW beschikbare gegevens. De inspoeling van nitraat en organische stof is zodanig dat bij hoge GHG de inspoeling van organische verbindingen uit de dierlijke mest overheerst en bij lage GHG de nitraatinspoeling. De hoeveelheid stikstof die bij denitrificatie vrijkomt uit de afgebroken organische stof is verwaarloosbaar ten opzichte van de hoeveelheid nitraat die met deze organische stof wordt afgebroken.

Voor de denitrificatie met de gebonden organische stof in het bodemmateriaal als energiebron is aangenomen dat binnen elke geologische formatie de reactiesnelheid slechts afhankelijk is van één variabele, namelijk de concentratie gebonden organische stof. De beginconcentratie van de gebonden organische stof en de zuurgraad zijn per geologische formatie verschillend in te voeren.

In verband met onvoldoende informatie over de gehalten aan gebonden organische stof in de ondergrond is bij de berekeningen aangenomen dat in het watervoevend pakket, waaruit onttrokken wordt, geen gebonden organisch materiaal aanwezig is. Dit betekent voor freatische winningen, dat in de verzadigde zone alleen rekening wordt gehouden met denitrificatie met de inspoelende organische stof. Bij niet-freatische winningen is voor een eventueel aanwezig freatisch watervoevend pakket een gehalte aan gebonden organische stof in dit pakket van 0,15% aangenomen. De invloed van de zuurgraad op de denitrificatie is geformuleerd op grond van gegevens van STEENVOORDEN (1983). Voor de pH in de verzadigde zone is de waarde 6 aangenomen.

De temperatuur in de ondergrond is constant verondersteld. De fractie organische stof die onder deze omstandigheden jaarlijks afbreekt en beschikbaar is voor denitrificatie is gesteld op 0,5%. Bij beschouwingen op zeer lange termijn wordt aangenomen dat als gevolg van de afbraak er geen vaste organische stof in de ondergrond meer beschikbaar is.

5.4. UITKOMSTEN VAN DE BEREKENINGEN

5.4.1. Algemeen

Vanwege het globale karakter van de als invoer gebruikte gegevens en de daardoor bij de berekeningen gebruikte benaderingen zijn geen namen van winplaatsen vermeld.

Tabel 9. Aantal waterwinningen waar het richtniveau en de maximaal toelaatbare concentratie (MTC) worden overschreden in afhankelijkheid van de tijd en de bemestingsbeperkingen in het buitengebied en het beschermingsgebied

Beschermingsgebied		Buitengebied	1980	2000	2020	2040	2060	2080
Richtniveau ($5,6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ N}$)								
0	geen beperkingen	geen beperkingen	4	22	34	39	43	45
1	geen overdosering	geen beperkingen	4	22	31	37	41	43
2	voorjaarstoediening	geen beperkingen	4	19	26	31	36	38
3	75% van de behoefte	geen beperkingen	4	17	22	25	29	31
4	50% van de behoefte	geen beperkingen	4	11	16	16	17	19
5	geen overdosering	geen overdosering	4	22	31	37	41	43
6	voorjaarstoediening	geen overdosering	4	19	26	31	37	38
7	75% van de behoefte	geen overdosering	4	17	22	24	29	31
8	50% van de behoefte	geen overdosering	4	11	16	16	17	19
9	geen dierlijke mest	geen overdosering	4	16	22	25	30	35
MTC ($11,3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ N}$)								
0	geen beperkingen	geen beperkingen	0	6	9	14	14	16
1	geen overdosering	geen beperkingen	0	5	8	13	14	15
2	voorjaarstoediening	geen beperkingen	0	4	6	9	11	12
3	75% van de behoefte	geen beperkingen	0	1	4	4	5	7
4	50% van de behoefte	geen beperkingen	0	1	1	1	2	2
5	geen overdosering	geen overdosering	0	5	8	13	14	15
6	voorjaarstoediening	geen overdosering	0	4	6	9	11	12
7	75% van de behoefte	geen overdosering	0	1	4	4	5	7
8	50% van de behoefte	geen overdosering	0	1	1	1	2	2
9	geen dierlijke mest	geen overdosering	0	2	4	5	6	8

Tabel 10. Oppervlakte cultuurgrond (in 1000 ha) in de beschermingsgebieden van de waterwinningen waar het richtniveau en de maximaal toelaatbare concentratie (MTC) worden overschreden in afhankelijkheid van de tijd en de beperkingen in het beschermingsgebied en het buitengebied

Beschermingsgebied		Buitengebied	1980	2000	2020	2040	2060	2080
Richtniveau ($5,6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ N}$)								
0	geen beperkingen	geen beperkingen	2	21	29	32	34	35
1	geen overdosering	geen beperkingen	2	21	27	30	33	35
2	voorjaarstoediening	geen beperkingen	2	18	25	27	31	32
3	75% van de behoefte	geen beperkingen	2	16	21	22	26	27
4	50% van de behoefte	geen beperkingen	2	12	16	16	16	17
5	geen overdosering	geen overdosering	2	21	27	30	33	35
6	voorjaarstoediening	geen overdosering	2	18	25	27	31	32
7	75% van de behoefte	geen overdosering	2	16	21	22	26	27
8	50% van de behoefte	geen overdosering	2	12	16	16	16	17
9	geen dierlijke mest	geen overdosering	2	16	21	22	28	31
MTC ($11,3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ N}$)								
0	geen beperkingen	geen beperkingen	0	4	10	15	15	16
1	geen overdosering	geen beperkingen	0	3	7	13	15	15
2	voorjaarstoediening	geen beperkingen	0	3	5	11	12	13
3	75% van de behoefte	geen beperkingen	0	1	4	4	7	9
4	50% van de behoefte	geen beperkingen	0	1	1	1	3	3
5	geen overdosering	geen overdosering	0	3	7	13	15	15
6	voorjaarstoediening	geen overdosering	0	3	5	11	12	13
7	75% van de behoefte	geen overdosering	0	1	4	4	7	9
8	50% van de behoefte	geen overdosering	0	1	1	1	3	3
9	geen dierlijke mest	geen overdosering	0	1	4	7	8	9

Doordat de benodigde tijd niet beschikbaar is geweest, is het gebruikte model onvoldoende getoetst op onderdelen. Wel bleek een redelijke overeenstemming te bestaan tussen gemeten en berekende nitraatconcentratie bij een aantal winningen.

De berekeningen zijn uitgevoerd voor 166 waterwinningen, waarbij de beschermingszone werd gesteld als de oppervlakte met een verblijftijd van minder dan 100 jaar voor de neerslagoverschotten, gerekend vanaf infiltratie aan het maaiveld. Omdat bij 14 win-

ningen de minimale verblijftijd van het infiltrerende water in de ondergrond al groter is dan 100 jaar is slechts bij 152 van de 166 waterwinningen sprake van een beschermingsgebied. Het totaal van de onttrekking voor de doorgerekende winningen bedraagt $551,2 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ per jaar. De totale oppervlakte beschermingsgebied is $93,3 \cdot 10^3 \text{ ha}$ waarvan $57,2 \cdot 10^3 \text{ ha}$ cultuurgrond.

5.4.2. Probleemomvang tot 2080

De omvang van het nitraatprobleem is afhankelijk van de beperkingen die in het model vanaf 1988 worden ingevoerd. Zij is berekend als aantallen waterwinningen, die bij een bepaalde bemestingssituatie in een bepaald jaar het richtniveau en de maximaal toelaatbare concentratie (MTC) overschrijden (Tabel 9). Tevens is de omvang van het nitraatprobleem berekend als de daarbij behorende totale oppervlakten cultuurgrond (Tabel 10). Alleen de situaties die tot 2080 van belang zijn, zijn in de tabellen weergegeven.

Uit de tabellen 9 en 10 blijkt dat indien geen beperkingen worden opgelegd bij 45 winningen de concentratie van $5,6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ N}$ in 2080 wordt overschreden en bij 16 winningen de concentratie van $11,3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ N}$. Dit komt overeen met beschermingsgebieden van respectievelijk 35 000 en 16 000 ha cultuurgrond. Een aanzienlijke reductie in aantallen winningen en oppervlakten beschermingsgebied wordt eerst verkregen indien bij voorjaarsbemesting het toedieningsniveau wordt teruggebracht tot 75% van de landbouwkundig optimale N-behoefte. In dat geval wordt in 2080 de

richtwaarde overschreden bij 31 winningen en de MTC bij 7 winningen. De oppervlakte beschermingsgebied waarbij dan nog problemen zijn, bedraagt in dat geval 27 000, respectievelijk 9000 ha.

Beperkingen in de bemesting in het buitengebied hebben slechts een uiterst geringe invloed op de resultaten. Dit hangt samen met de omvang van het beschermingsgebied van 100 jaar verblijftijd en de tijdsperiode waarover de berekeningen zich uitstrekken, namelijk circa 100 jaar. Beperkingen in de bemesting in het buitengebied hebben slechts invloed door vermindering van de atmosferische depositie in het beschermingsgebied.

Uit de uitkomsten blijkt dat de vervanging van dierlijke mest bij voorjaarstoediening door kunstmest (bemestingssituatie 9) slechts een geringe vermindering tot stand brengt van het aantal waterwinningen, waarbij de gestelde grenzen worden overschreden, en van de daarbij behorende oppervlakte cultuurgrond. Uit een analyse van de uitkomsten per waterwinning blijkt, dat bij de waterwinningen met ondiepe GHG bij vervanging van dierlijke mest door kunstmest de nitraatinspoeling niet afneemt. De oorzaak hiervan is dat door vervanging van de dierlijke mest de hoeveelheid inspoelende organische componenten vermindert, waardoor de denitrificatie in de verzadigde zone afneemt.

5.4.3. Evenwichtssituatie

De berekeningen tot 2080 geven informatie voor

Tabel 11. Aantal waterwinningen en daarbij behorende oppervlakte (in 1000 ha) cultuurgrond in beschermingsgebieden, waar het richtniveau ($5,6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ N}$) (A) en de MTC ($11,3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ N}$) (B) in het opgepompte grondwater op zeer lange termijn (na 2080) wordt overschreden, in afhankelijkheid van de doorgevoerde beperkingen in beschermingsgebied en buitengebied

	Beschermingsgebied	Buitengebied	Aantal winningen		Oppervlakte cultuurgrond (in 1000 ha)	
			A	B	A	B
0	geen beperkingen	geen beperkingen	121	75	54	40
1	geen overdosering	geen beperkingen	122	72	54	39
2	voorjaarstoediening	geen beperkingen	116	61	52	30
3	75% van de behoefte	geen beperkingen	114	52	51	27
4	50% van de behoefte	geen beperkingen	108	42	45	22
5	geen overdosering	geen overdosering	122	66	53	37
6	voorjaarstoediening	geen overdosering	119	58	52	30
7	75% van de behoefte	geen overdosering	117	48	51	25
8	50% van de behoefte	geen overdosering	106	35	43	17
9	geen dierlijke mest	geen overdosering	119	50	52	26
10	voorjaarstoediening	voorjaarstoediening	105	41	50	25
11	75% van de behoefte	voorjaarstoediening	99	34	46	23
12	50% van de behoefte	voorjaarstoediening	95	22	42	13
13	75% van de behoefte	75% van de behoefte	95	25	45	19
14	50% van de behoefte	75% van de behoefte	89	13	40	11
15	50% van de behoefte	50% van de behoefte	84	10	39	9

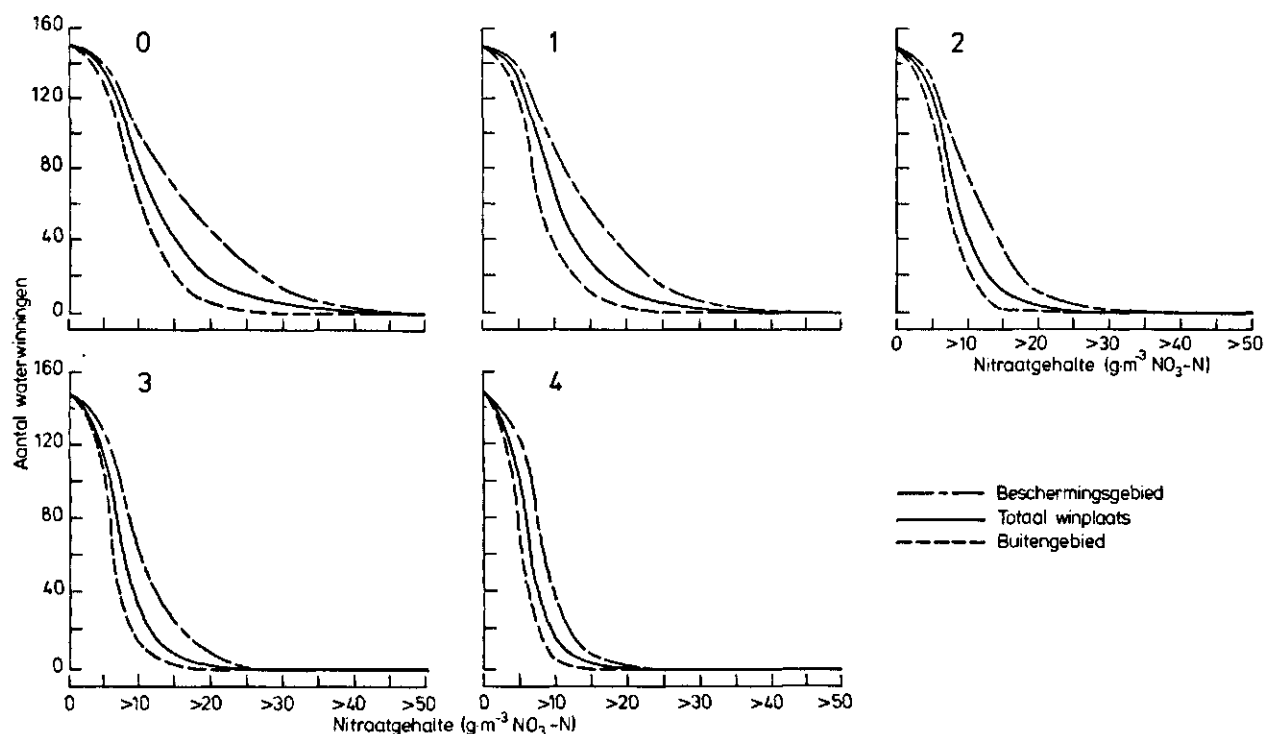


Fig. 3. Verband tussen het aantal waterwinningen en de overschrijding van bepaalde nitraatgehaltes in het grondwater op de zeer lange termijn, in afhankelijkheid van de beperkingssituatie (0 tot en met 4). In beschermingsgebied en buitengebied worden dezelfde beperkingen doorgevoerd.
0 = geen beperkingen, 1 = geen overdosering, 2 = voorjaarstoediening, 3 = 75% van de N-behoefte, 4 = 50% van de N-behoefte.

economische berekeningen voor het vaststellen van effecten van uiteenlopende beleidsmaatregelen. Uit milieu-overwegingen zou een langere planningstermijn, waarbinnen de gestelde grenswaarden niet mogen worden overschreden, van belang kunnen zijn. Daarom is tevens de concentratie berekend die in de evenwichtssituatie wordt bereikt, indien de beperkingen in de bemesting na 1988 niet meer worden gewijzigd. Deze evenwichtssituatie wordt na oneindig lange tijd bereikt, maar ze is karakteristiek voor de voeding van het watervoerende pakket waaruit voor de waterwinning wordt onttrokken.

Om de nitraatbelasting op lange termijn te berekenen is de hoeveelheid organische stof in het bodemmateriaal van de ondergrond op nul gesteld, omdat deze hoeveelheid in de loop der jaren door denitrificatie wordt uitgeput.

In Tabel 11 wordt een overzicht gegeven van de totale oppervlakte cultuurgrond in de beschermingsgebieden van de waterwinningen waar op de zeer lange termijn het opgepompte grondwater het richtniveau en de MTC overschrijdt. Bij de lange termijn beschouwing is de oppervlakte cultuurgrond in beschermingsgebieden waar beperkingen in de bemesting zouden moeten worden doorgevoerd om overschrijding van bepaalde nitraatnormen te voorkomen, aanmerkelijk groter dan bij

een beschouwing tot 2080 (vergelijk Tabel 10). Bedraagt de oppervlakte cultuurgrond bij de berekeningen tot 2080 in de huidige situatie zonder bemestingsbeperkingen 16 000 ha voor 16 winningen bij $11,3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ N}$, op de zeer lange termijn vindt overschrijding plaats bij 40 000 ha voor 75 winningen. Bij een algemene beschermingsmaatregel die uitgaat van een optimale landbouwkundige N-bemesting kan de oppervlakte cultuurgrond in de beschermingsgebieden waar de concentratie van $11,3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ N}$ wordt overschreden, teruggebracht worden van 40 000 ha tot 22 000 ha indien in de beschermingsgebieden de bemesting tot 50% van de optimale gift wordt beperkt. Beperkingen in de bemesting in het buitengebied dragen relatief slechts weinig bij tot een vermindering van de problematiek voor de cultuurgrond in beschermingsgebieden.

In Fig. 3 is de relatie weergegeven tussen het aantal winningen en de overschrijding van bepaalde nitraatgehaltes in het grondwater. In deze figuur is onderscheid gemaakt tussen de belasting in het beschermingsgebied, de belasting in het buitengebied en de belasting voor de totale waterwinning. De opgelegde beperkingen in de bemesting hebben betrekking op het totale voedingsgebied van de winning. Uit de resultaten blijkt dat bij hetzelfde bemestingsregime de N-belasting in het beschermingsgebied groter is dan

Tabel 12. Aantal waterwinningen waarbij op zeer lange termijn de MTC van $11,3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ N}$ wordt overschreden indien bepaalde combinaties van beperkingen in de bemesting in beschermingsgebied en buitengebied worden doorgevoerd

Beschermingsgebied	Buitengebied				
	geen beperkingen	geen overdosering	voorjaars-toediening	75% van behoefte	50% van behoefte
Geen beperkingen	75	-	-	-	-
Geen overdosering	72	66	-	-	-
Voorjaars-toediening	61	58	41	-	-
75% van de behoefte	52	48	34	25	-
50% van de behoefte	42	35	22	13	10

in het buitengebied. In het buitengebied is de gemiddelde grondwaterstandsverlaging ten gevolge van de winning zeer gering, terwijl in het beschermingsgebied een relatief grote waterstandsval optreedt. Door deze grondwaterstandsval neemt de denitrificatie af, hetgeen in een grotere N-belasting van de voeding van het watervoerende pakket in deze zone resulteert. Wordt het buitengebied als min of meer representatief beschouwd voor de situatie zonder waterwinning, dan moet worden geconcludeerd dat de winning zelf voor een belasting zorgt door de optredende wijziging in de waterhuishouding.

In Tabel 12 wordt een overzicht gegeven van het aantal winningen, waarbij in de voeding van het watervoerende pakket de concentratie van $11,3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ N}$ wordt overschreden bij de gestelde combinatie van beperkingen in beschermingsgebied en buitengebied. De gegevens laten zien dat zelfs bij de zwaarste beperking in beschermingsgebied en buitengebied de MTC bij 10 winningen wordt overschreden.

5.4.4. Gevoeligheidsanalyse van het model

Gezien de benadering die bij de berekeningen moesten worden uitgevoerd, alsmede de mogelijke onnauwkeurigheid van de gebruikte invoergegevens is het model getest op zijn gevoeligheid voor wijzigingen in een aantal model-parameters en voor mogelijke systematische afwijkingen in sommige invoergegevens. Deze berekeningen zijn uitgevoerd ten opzichte van de bij de berekeningen voor elke winning gebruikte parameterwaarden en invoergegevens voor de situatie met een verbod op overdosering. De berekeningen zijn uitgevoerd voor het richtniveau en de MTC. De richting waarin de waarde van de parameters is gewijzigd, is steeds zodanig gekozen dat de gevolgen voor de nitraatbelasting ongunstig zijn. Hierbij werden de volgende wijzigingen successievelijk doorgerekend:

- verhoging van de onttrekking (Q_0) bij alle winningen met 20% ($Q = 1,2 Q_0$) bij gelijkblijven van de omvang van de beschermingszones;
- verlaging van de effectieve drainageweerstand (T_0)

van het gebied met 40% ($T = 0,6 T_0$) bij gelijkblijvende omvang van de beschermingszones;

- verlaging van het gemiddelde jaarlijkse neerslagoverschot met 50 mm (neerslagoverschot: $300 + 250$) bij gelijkblijvende omvang van de beschermingszones;
- verlaging van de doorlatendheid van het watervoerende pakket (K_0) waaruit onttrokken wordt tot 80% van de referentiewaarde ($K = 0,8 K_0$) bij gelijkblijvende omvang van het beschermingsgebied;
- verlaging van de dikte van de half afsluitende storende laag (H_0 sto. laag) met 50% (H sto. laag = $0,5 H_0$ sto. laag) bij gelijkblijvende omvang van de beschermingszones;
- verlaging van de GHG met 0,2 m;
- vervroeging van het begin van de periode met intensieve bemesting van 1975 naar 1970 ($1975 + 1970$);
- verlaging van het gehalte aan vaste organische stof in het bodemmateriaal in een eventueel aanwezig freatisch watervoerend pakket, waaruit niet wordt onttrokken tot een waarde 0 ($0,15\% + 0\%$);
- verlaging van de inspoelende opgeloste organische verbindingen (C_0) tot 50% van de referentiewaarde (C -inspoelend = $0,5 C_0$ inspoelend);
- verhoging van de gebruikte coëfficiënten voor de nitraatinspoeling (N_0 coëff.) uit minerale stikstof naar de verzadigde zone met 30% (N -coëff. = $1,3 N_0$ -coëff.).

De resultaten van deze toetsingsberekeningen zijn voor het richtniveau en de MTC weergegeven in Tabel 13, als relatie van de gesommeerde oppervlakten van de beschermingsgebieden van die winningen, waarbij overschrijding van de gestelde nitraatgehalten optreedt in afhankelijkheid van de tijd. Uit de resultaten blijkt dat parameterwijzigingen die een grondwaterstandsverlaging tot gevolg hebben (grondwateronttrekking, drainageweerstand, doorlatendheid, dikte storende laag en grondwaterstand) een vergroot areaal met problemen tot gevolg hebben. Dit effect van de grondwaterstandsverlaging is een gevolg van de verminderde denitrificatie ten opzichte van de referentiesituatie. Hetzelfde geldt voor de vermindering van het gehalte aan organische stof in de verzadigde zone

Tabel 13. De oppervlakten (in 1000 ha) beschermingsgebied van waterwinningen waarbij het richtniveau en de MTC in afhankelijkheid van de tijd bij gewijzigde parameterwaarden wordt overschreden. In de referentiesituatie vindt een optimale landbouwkundige stikstofbemesting plaats in beschermingsgebied en buitengebied

Parameterwaarden	Richtniveau = 5,6 g·m ⁻³ N						MTC = 11,3 g·m ⁻³ N					
	1980	2000	2020	2040	2060	2080	1980	2000	2020	2040	2060	2080
Referentie	2	21	27	30	33	35	0	3	7	13	15	15
Onttrekking (Q = 1,2 Q ₀)	2	25	32	33	36	37	0	5	13	19	22	26
Drainageweerstand (T = 0,6 T ₀)	2	26	31	32	36	36	0	4	12	20	21	22
Neerslagoverschot (300 → 250)	2	22	30	32	33	35	0	4	11	16	19	19
Doorlatendheid (K = 0,8 K ₀)	2	22	31	33	35	36	0	4	9	15	18	19
Storende laag (H sto. laag = 0,5 H ₀ sto. laag)	2	24	29	34	36	36	0	3	9	13	15	16
Grondwaterstand (GHG = GHG ₀ - 0,2 m)	2	25	30	33	35	36	0	4	9	18	19	22
Begin intensivering landbouw (1975 → 1970)	8	26	31	33	35	36	1	6	15	19	20	23
Vaste organische stof (0,15% → 0%)	2	21	30	38	42	45	0	3	8	15	16	20
Inspoeling organische stof (C insp. = 0,5 C ₀ insp.)	2	21	27	31	34	35	0	3	7	13	15	16
Nitraatinspoeling (N-coëff. = 1,3 N ₀ -coëff.)	3	26	32	33	35	36	0	7	16	20	22	25

(vaste organische stof en ingespoelde organische stof). Een verdere toetsing van de functies, die de denitrificatie beschrijven is dan ook gewenst.

5.5. VOORTGEZET ONDERZOEK

Door de beperkte tijd en soms onvoldoende gegevens is de invloed van bepaalde processen en landbouwkundige maatregelen onvoldoende en soms in het geheel niet in de studie opgenomen. Dit betreft:

- de berekening van landbouwgronden;
- de injectie van drijfmest;
- de toepassing van nitrificatieremmers bij toepassing van dierlijke mest in najaar en winter;
- zomerstalvoeding;
- een wijziging van het bodembebruik;
- een wijziging van de grootte van het beschermingsgebied;
- een variatie in de beperkingen in de bemesting binnen het beschermingsgebied (zonering);
- de regionale grondwaterstroming.

Berekening van landbouwgrond leidt tot een verlaging van het nitraatgehalte in de grondwatervoeding vanwege een verhoogde N-opname in droge perioden, een verhoogde denitrificatie en een grotere grondwatervoeding (STEENVOORDEN, 1984)

Injectie van drijfmest leidt tot een vermindering van de ammoniak-emissie waardoor de stikstofbelasting en de nitraatinspoeling bij met name natuurlijke terreinen worden gereduceerd. Injectie van drijfmest in het groeiseizoen leidt op de percelen

zelf niet tot een verhoogde nitraatinspoeling indien bij de bemesting rekening wordt gehouden met de werking van de stikstof in de drijfmest (STEENVOORDEN, 1985).

De toevoeging van een nitrificatieremmer aan dierlijke mest bij toediening in najaar of winter remt de omzetting van ammonium in nitraat, waardoor de nitraatinspoeling vermindert.

In het grondwater onder beweidde graslandpercelen worden doorgaans hogere nitraatgehalten gevonden dan onder niet beweidde percelen bij dezelfde kunstmest-N bemesting (STEENVOORDEN, 1985). De oorzaak hiervan is waarschijnlijk de hoge stikstofbelasting op urineplekken van het weidend vee, zodat van zomerstalvoeding een verminderde nitraatbelasting mag worden verwacht.

De nitraatbelasting van het grondwater kan in gunstige zin worden beïnvloed door omzetting van bijvoorbeeld bouwland in grasland of bos.

De invoering van een standaardgrootte voor het beschermingsgebied heeft tot gevolg dat voor de ene winning te zware beperkingen worden opgelegd omdat geen risico aanwezig is voor overschrijding van de gestelde drinkwaternorm, terwijl bij een andere winning nog juist wel overschrijding plaats zal vinden. Aanpassing van de grootte van het beschermingsgebied aan de specifieke situatie van een grondwaterwinning zal leiden tot een vermindering van de nitraatproblematiek.

Zonering van een beschermingsgebied, zodanig dat dichtbij het onttrekkingspunt de meest vergaande beperkingen worden doorgevoerd en dichtbij het buitengebied de minst ingrijpende, biedt dezelfde perspec-

tieven als een wijziging in de grootte van het beschermingsgebied.

Bij een deel van de winningen is het onttrokken grondwater niet in het gebied rondom het onttrekkingspunt geïnfilteerd, maar in een gebied op enige afstand, als gevolg van de regionale grondwaterstroming. Bij de berekening van de effecten van eventuele beperkingen dienen dan ook andere gegevens betreffende bodemeigenschappen en bodemgebruik te worden ingevoerd.

6. NITRAATVERWIJDERING UIT HET RUWE DRINKWATER

6.1. METHODEN TER BEPERKING VAN HET NITRAATGEHALTE IN DRINKWATER BEREID UIT GRONDWATER

Met het in werking treden van de EG-richtlijn betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water (RAAD VOOR DE EUROPESE GEMEENSCHAPPEN, 1980) zal de maximaal toelaatbare concentratie van nitraat in drinkwater dalen van 22,6 naar 11,3 g·m⁻³ N. Het richtniveau volgens deze richtlijn bedraagt 5,6 g·m⁻³ N.

De technieken die momenteel worden toegepast voor de bereiding van drinkwater uit grond- en oppervlaktewater zijn niet geschikt voor de verwijdering van nitraat uit grondwater. Daarom dienen andere methoden gebruikt te worden om drinkwater te bereiden uit grondwater met een nitraatgehalte hoger dan 11,3 g·m⁻³ N. Deze zijn in principe te verdelen in twee groepen: methoden zonder en methoden met een nitraat-eliminatie-techniek. Een overzicht is weergegeven in Tabel 14 (Van der HOEK, 1984a).

Op de methoden zonder NO₃⁻-eliminatie die volgens SORG (1979) en MILLER (1982) vooral op economisch, technisch, praktisch en politiek/beleidsmatig gebied belangrijke nadelen hebben, zal verder niet worden ingegaan. Van de methoden genoemd in de tweede groep zullen alleen ionenwisseling en biologische denitrificatie uitvoerig worden behandeld. Chemische reductie van nitraat tot stikstofgas is uit praktische overwegingen af te wijzen (GAUNTLETT, 1975; BARLOG, 1980). De fysische technieken elektrolyse en omgekeerde osmose zijn niet specifiek geschikt voor nitraateliminatie, omdat nitraat het ion is met de laagste retentie (CLIFFORD and WEBER, 1978; HABERER, 1984). Er ontstaat hier een aanzienlijke afvalbrij, die kan oplopen tot 25-30% van de behandelde hoeveelheid grondwater (GUTER, 1982; HABERER, 1984). Het energieverbruik

Tabel 14. Overzicht van methoden voor de drinkwaterbereiding uit grondwater met te hoge nitraatgehalten

Methoden zonder NO ₃ ⁻ -eliminatie	
- ontwikkelen van een nieuwe drinkwatervoorziening	
- mengen met nitraatarm water	
- aansluiten bij een waterleidingbedrijf dat aan de richtlijn voldoet	
- leveren van nitraatarm drinkwater in flessen	
Methoden met NO ₃ ⁻ -eliminatie	
- chemische technieken	chemische reductie
- fysisch-chemische technieken	ionenwisseling
- fysische technieken	omgekeerde osmose, elektrolyse
- biologische technieken	biologische denitrificatie in een reactor
	biologische denitrificatie in de bodem
	opname van nitraat door algen in een vijver

van deze processen is zeer hoog (CLIFFORD and WEBER, 1978; HABERER, 1984). De opname van nitraat door algen is, hoewel in de zomermaanden hoog, op jaarbasis vrij laag (GOODMAN, 1975).

Omdat zowel met ionenwisseling als met biologische denitrificatie het nitraatgehalte van het grondwater kan worden verlaagd tot minder dan 1 g·m⁻³ N (GINOCCHIO, 1980) kan de nitraatverwijdering beperkt blijven tot een deelstroom, die daarna wordt gemengd met de niet behandelde deelstroom.

Aan ionenwisseling en biologische denitrificatie liggen principieel verschillende mechanismen ten grondslag, waardoor toepassingen van deze technieken zich vooral van elkaar onderscheiden op:

- het effect op andere waterkwaliteitsparameters dan het nitraatgehalte;
- de noodzakelijkheid van een voor- en/of nabehandeling van het grondwater;
- de problemen die worden veroorzaakt door het ontstaan van een tweede eindproduct naast nitraatarm grondwater, een al of niet gemakkelijk te verwerken afvalstroom.

Deze drie aspecten zullen aan de orde komen bij de behandeling van de ionenwisseling en biologische denitrificatie.

6.2. BIOLOGISCHE DENITRIFICATIE

6.2.1. Principe

Denitrificerende bacteriën zijn in staat nitraat te reduceren tot stikstofgas in een zuurstofarm milieu. In dat geval wordt nitraat in plaats van zuurstof als

elektronenacceptor gebruikt. De reactie verloopt via een aantal tussenstappen, waarbij uiteindelijk stikstofgas ontstaat: $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NO} + \text{N}_2\text{O} + \text{N}_2$. Afhankelijk van het gebruik van een organische of anorganische koolstofbron, en het gebruik van organische stof of H_2 als elektronendonor, kan onderscheid worden gemaakt tussen heterotrofe en autotrofe denitrificatie.

Heterotrofe
denitrificatie: organische C + NO_3^- → energie
organische C + energie → biomassa

Autotrofe
denitrificatie: H_2 + NO_3^- → energie
anorganische C + energie → biomassa

6.2.2. Heterotrofe denitrificatie in een reactor

De heterotrofe denitrificatie is een proces dat al geruime tijd wordt toegepast in de tertiaire afvalwaterzuivering. Omdat het organische stofgehalte van grondwater zeer laag is, moet bij de nitraatverwijdering uit grondwater een organische C-bron worden toegevoegd (RICHARD et al., 1980). Methanol, ethanol, azijnzuur en glucose of andere suikers behoren tot de mogelijkheden. Een keuze tussen deze stoffen moet gebaseerd zijn op factoren zoals prijs, toxiciteit en de te bereiken denitrificatiesnelheid (TIMMERMANS, 1984).

Omdat de biologische denitrificatie relatief langzaam verloopt, is een hoge concentratie aan biomassa vereist om de reactietijd zoveel mogelijk te beperken. Een reactor, waarin de biomassa zich op een drager ontwikkelt, blijkt goede resultaten te geven (GROS und GINOCCHIO, 1982). Naast de vast-bed reactoren behoren ook de gefluïdiseerd-bed reactoren met zand, actieve kool of kunststof als drager, tot de mogelijkheden (GROS und GINOCCHIO, 1982; ROENNEFAHRT, 1982). Een andere mogelijkheid is het gebruik van de upflow sludge blanket reactor zonder dragermateriaal (KLAPWIJK et al., 1979).

De belangrijkste nadelen van heterotrofe deni-

trificatie in een reactor zijn (GAUNTLETT, 1975; SORG, 1979; BARLOG, 1980; SONTHEIMER et al., 1982; HABERER, 1984):

- er wordt een organische stof toegevoegd aan grondwater dat van nature vrijwel geen organische stof bevat;
- er wordt een bacteriepopulatie gekweekt in water dat van nature bacteriologisch zeer betrouwbaar is;
- het grondwater is na de denitrificatie anaëroob;
- een continue controle van het proces is vereist om te voorkomen dat een restgehalte van de C-bron en bacteriemateriaal in het leidingnet terechtkomen. Dit kan immers een nagroei van bacteriën veroorzaken en zo een bacteriologische verontreiniging van het drinkwater;
- het proces, met name de opstartfase, is sterk temperatuurgevoelig;
- het proces is niet snel inzetbaar: de biomassa heeft enige tijd nodig om zich te ontwikkelen.

In verband met de eerste drie nadelen is een omvangrijke nazuivering nodig, die bestaat uit (LEPRINCE et RICHARD, 1982):

- een beluchting om het zuurstofgehalte op te voeren;
- een filtratie om het restgehalte van de C-bron te oxyderen;
- een desinfectie om de micro-organismen, die het filter hebben kunnen passeren, te elimineren.

In Fig. 4 is een voorbeeld gegeven van een grondwaterproductiebedrijf met nitraatverwijdering door middel van heterotrofe denitrificatie in een reactor. Als belangrijkste voordelen kunnen worden genoemd:

- het proces is vrijwel geheel onafhankelijk van de samenstelling van het ruwe grondwater waardoor het in principe overal inzetbaar is (SONTHEIMER et al., 1982) en een voorzuivering niet vereist is (SONTHEIMER und ROHMANN, 1983);
- wanneer het grondwater een hoog sulfaatgehalte heeft, is de biologische denitrificatie een zinvol alternatief ten opzichte van de ionenwisseling

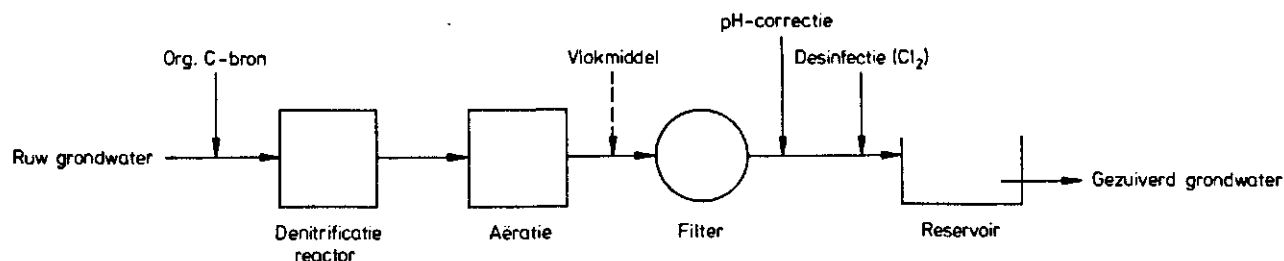
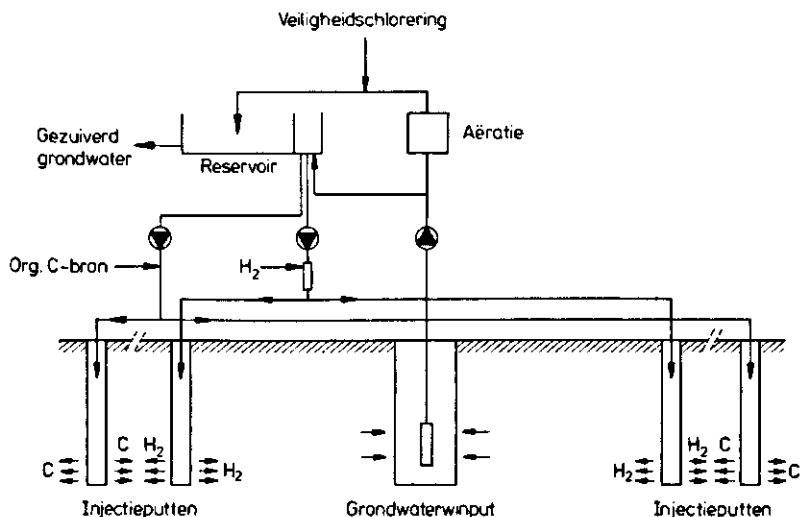


Fig. 4. Stroomschema van nitraatverwijdering door middel van heterotrofe denitrificatie in een reactor

Fig. 5. Biologische denitrificatie van grondwater in de bodem door injectie van een organische C-bron en waterstofgas (Ginocchio, 1982)



(BARLOG, 1980);

- er ontstaat geen volumineuze afvalstroom, maar slechts stikstofgas, dat zonder bezwaar afgegeven kan worden aan de atmosfeer (HABERER, 1984). De slibproductie is gering, ongeveer 0,4 kg droge stof per kg verwijderde nitraatstikstof (CHRISTENSEN and HARREMOES, 1975).

In de Verenigde Staten wordt geen denitrificatie toegepast op grondwater vanwege de genoemde gezondheidkundige bezwaren. Ook in Engeland is er een tendens om voor eliminatie van nitraat uit grondwater te kiezen voor ionenwisseling en denitrificatie toe te passen bij eliminatie van nitraat uit oppervlaktewater (GREENE, 1978).

6.2.3. Andere toepassingen van biologische denitrificatie

Met als belangrijkste doel het verminderen van het risico van een (bacteriologische) verontreiniging van het drinkwater en het verminderen van de omvang van de gehele installatie, zijn een aantal alternatieven ontwikkeld voor de heterotrofe denitrificatie in een reactor. Genoemd kunnen worden:

- Het gebruik van geïmmobiliseerde denitrificerende bacteriën in een gel (NILSSON et al., 1980; NILSSON and CHILSON, 1982; TRAMPER, 1984). Door het inbedden van cellen in een polymere matrix in plaats van het binden van cellen op een drager kan een betere scheiding worden verkregen tussen bacteriën en grondwater. Het risico van een restgehalte van de organische C-bron in het gedenitrificeerde water blijft echter bestaan.
- Autotrofe denitrificatie in een reactor (GINOCCHIO, 1980). Doordat een anorganische C-bron (CO_2 of

HCO_3^- uit het grondwater) en H_2 als elektronendonoren worden gebruikt, zal het behandelde grondwater geen restgehalte van een organische C-bron bevatten. In tegenstelling tot de heterotrofe denitrificatie met een veelzijdige bacteriepopulatie waarvan de samenstelling zeer moeilijk is te voorspellen en te beïnvloeden, wat bezwaarlijk is uit hygiënisch oogpunt, ontwikkelen zich hier geen ongewenste micro-organismen. Slechts *Micrococcus denitrificans*, een in de bodem en in grondwater voorkomende bacterie, waarvan de eigenschappen goed bekend zijn, is tot nu toe in staat gebleken waterstof te oxyderen met behulp van nitraat onder vorming van stikstofgas (MÜLLER und KÜHN, 1982).

- Biologische denitrificatie van grondwater in de bodem. Door injectie van een organische C-bron en/of H_2 wordt getracht de denitrificatie in de bodem te laten verlopen. Hierbij treedt het grondwatervoeren-

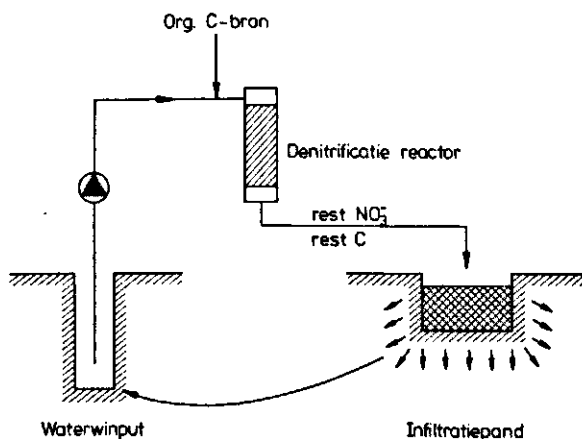


Fig. 6. Combinatie van denitrificatie in een reactor met denitrificatie in de bodem (Sontheimer et al., 1982)

de pakket zelf als denitrificatiereactor op en fungeert de bodem zelf als filter. De omvang van de gehele installatie, met name de nazuivering, kan hierdoor worden verkleind (GINOCCHIO et al., 1982) (Fig. 5). Ook is het mogelijk de heterotrofe denitrificatie in een reactor te combineren met denitrificatie in de bodem (SONTHEIMER et al., 1982) (Fig. 6).

Een belangrijk nadeel van de ondergrondse denitrificatie is dat de greep op het procesverloop verloren gaat, waardoor het zeer moeilijk is te beheersen. Vooral bij injectie van methanol als C-bron is dit een groot bezwaar (toxiciteit).

6.3. IONENWISSELING

6.3.1. Principe

Bij nitraatverwijdering door middel van ionenwisseling wordt veelal gebruik gemaakt van een sterk basische anionenwisselaar in de chloridevorm. Het principe is weergegeven in Fig. 7. Nitraationen worden aan de wisselaar gebonden en chloride-ionen worden afgegeven en komen in de waterfase. De uitwisselingsreactie is te beschrijven met de vergelijking $\text{Cl}^- + \text{NO}_3^- \rightarrow \text{Cl}^- + \text{NO}_3^-$. Hierin hebben Cl^- en NO_3^- betrekking op de harsfase en NO_3^- en Cl^- op de waterfase. Nadat de wisselaar is uitgeput, wordt deze geregenereerd met een geconcentreerde NaCl-oplossing waardoor de reacties in omgekeerde richting verlopen.

Twee belangrijke kenmerken van een ionenwisselaar voor nitraatverwijdering zijn de selectiviteitscoëfficiënt

$$K_{\text{Cl}}^{\text{N}} = \frac{[\text{NO}_3^-] \cdot [\text{Cl}^-]}{[\text{Cl}^-] \cdot [\text{NO}_3^-]}$$
 (concentraties in meq per liter oplossing of ionenwisselaar) en de capaciteit van de ionenwisselaar, dit is de som van de ionen die aan de wisselaar kan worden gebonden (meq per liter ionenwisselaar). Theoretisch kan worden afgeleid dat een

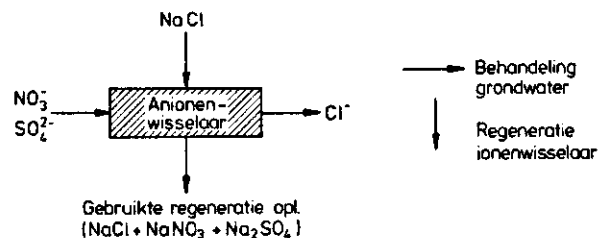


Fig. 7. Principe van ionenwisseling. Nitraat wordt verwijderd door gebruik te maken van een anionenwisselaar in de chloridevorm

anionenwisselaar een grotere selectiviteit heeft voor nitraat dan chloride, indien $K_{\text{Cl}}^{\text{N}} > 1$. Voor sterk basische anionenwisselaars kan worden uitgegaan van K_{Cl}^{N} -waarden van ongeveer 4 (KORNGOLD, 1973; GUTER, 1982) en een totale capaciteit van 1000-1500 meq per liter (CLIFFORD and WEBER, 1978).

6.3.2. Nadelen van ionenwisseling

Het belangrijkste nadeel van ionenwisseling voor nitraatverwijdering uit grondwater hangt samen met de regeneratie. Bij de gebruikelijke wijze van regenereren met behulp van een 10% NaCl-oplossing is namelijk een grote hoeveelheid zout vereist die kan oplopen tot 290-320 kg NaCl per m^3 ionenwisselaar (GAUNTLETT, 1975; GUTER, 1982). Er ontstaat een aanzienlijke stroom afvalwater (de brijn) met een hoog nitraat-, sulfaat- en chloridegehalte. Zelfs onder optimale bedrijfsvoering kan de hoeveelheid afvalwater, uitgedrukt als percentage van het behandelde grondwater, oplopen tot circa 1,2% voor een vast-bed wisselaar en 0,6% voor een continue wisselaar (GREENE, 1981). Afvoer en verwerking van deze brijn vormen een belangrijk probleem en kunnen, samen met het hoge zoutgebruik, tot zeer hoge kosten leiden.

Ondanks een aantal mogelijkheden om het nadeel van de regeneratie te verkleinen, zoals gedeeltelijke regeneratie (GAUNTLETT, 1975; GUTER, 1982), het gebruik van een continue wisselaar in plaats van een vast-bed wisselaar (SORG, 1979), de behandeling van de brijn met omgekeerde osmose (GREENE, 1981) of het gebruik van een ander uitwisselingsprincipe en andere regeneratiechemicaliën (HÖLL und KIEHLING, 1979) blijft toepassing van ionenwisseling weinig aantrekkelijk voor de praktijk.

Een ander probleem wordt veroorzaakt door de grotere selectiviteit van sterk basische anionenwisselaars voor sulfaat dan voor nitraat. De selectiviteit

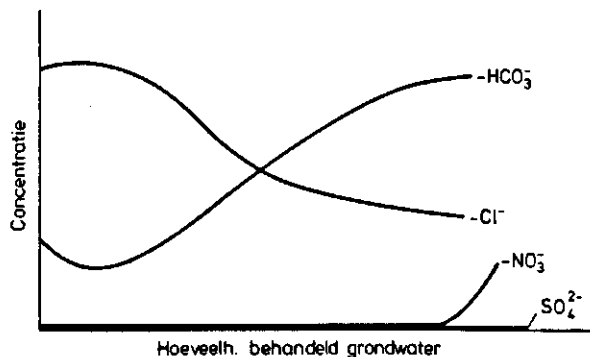


Fig. 8. Typisch verloop van de sulfaat-, nitraat-, chloride- en bicarbonaat concentratie bij ionenwisseling

teit voor anionen neemt toe in de volgorde HCO_3^- , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} (MIDKIFF and WEBER, 1970; CLIFFORD and WEBER, 1978). Hierdoor is de nuttige capaciteit van de wisselaar voor nitraat kleiner, naarmate de sulfaatconcentratie van het grondwater hoger is (BARLOG, 1980) en zullen de regeneratiekosten stijgen: deze kunnen verdubbelen als de sulfaatconcentratie oploopt van 50 naar $250 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ SO_4^{2-} (SORG, 1979). Met name in de Verenigde Staten wordt daarom veel onderzoek verricht naar de ontwikkeling van een nitraat-selectieve ionenwisselaar.

De hierboven genoemde selectiviteitsvolgorde heeft tevens tot gevolg dat het water, dat de ionenwisselaar verlaat, een sterk wisselende samenstelling heeft (SONTHEIMER und ROHMANN, 1984). In de praktijk wordt een verloop waargenomen zoals weergegeven in Fig. 8 (GREENE, 1978; GINOCCHIO, 1980; HÖLL und EBERLE, 1984). Door het plaatsen van een mengbekken achter de ionenwisselaar (GINOCCHIO, 1980), door gebruik van twee of meer parallel geplaatste niet in fase werkende wisselaars (GREENE, 1981) of door het gebruik van een continue wisselaar in plaats van een vast-bed wisselaar (HOLZMACHER, 1976) kan een homogene samenstelling worden bereikt.

Tot slot kunnen nog twee andere nadelen van ionenwisseling worden genoemd:

- het water, dat de ionenwisselaar verlaat, kan corrosieve eigenschappen hebben (HABERER, 1984). Het behandelde grondwater heeft immers een andere samenstelling dan het ruwe grondwater, het kan een zeer hoog chloridegehalte hebben, een laag bicarbonaatgehalte en een hoge pH en corrosieve eigenschappen;
- ijzer, gesuspendeerde stof en organische stof kunnen verstopping en verontreiniging van de ionenwisselaar veroorzaken (CLIFFORD and WEBER, 1978).

6.3.3. Voordelen van ionenwisseling

De belangrijkste voordelen van nitraatverwijdering uit grondwater door middel van ionenwisseling zijn:

- een vergaande nitraateliminatie is te bereiken;
- het proces is goed te automatiseren;
- het proces is snel te starten;
- apparatuur is direct beschikbaar bij verschillende fabrikanten;
- continue bedrijfsvoering is niet vereist, de te behandelen hoeveelheid grondwater kan direct worden aangepast aan de vraag naar water. Extra buffercapaciteit door de inschakeling van ionenwisseling in het zuiveringsproces is niet vereist.

6.3.4. Voorbeeld grondwaterproduktiebedrijf met nitraatverwijdering door middel van ionenwisseling

In Fig. 9 is een voorbeeld gegeven van een grondwaterproduktiebedrijf waar nitraatverwijdering wordt uitgevoerd met behulp van een ionenwisselaar, en waar voorzuivering plaatsvindt voor verwijdering van ijzer en mangaan. Nazuivering met behulp van een actief koolfilter kan nodig zijn indien organische stoffen aanwezig zijn in het water dat de ionenwisselaar verlaat.

6.3.5. Kosten van ionenwisseling

Aan de hand van gegevens van de Environmental Protection Agency (EPA) zijn de kosten berekend van nitraatverwijdering uit grondwater door middel van een sterk basische anionenwisselaar (Van der HOEK, 1984b). Om een nitraatgehalte in het drinkwater van $50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ te verkrijgen, zijn bij een sulfaatgehalte van $50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ de kosten, die uitsluitend de ionenwisseling zelf betreffen (exclusief kosten afvoer en verwerking brijn), weergegeven in Fig. 10. Uitgegaan is van volledige regeneratie van de wisselaar. De kosten zijn berekend voor de situatie dat slechts een deelstroom van de totale waterproduktie wordt behandeld. De kosten zijn evenwel uitgedrukt in $\text{ct} \cdot \text{m}^{-3}$ ten opzichte van de totale waterproduktie.

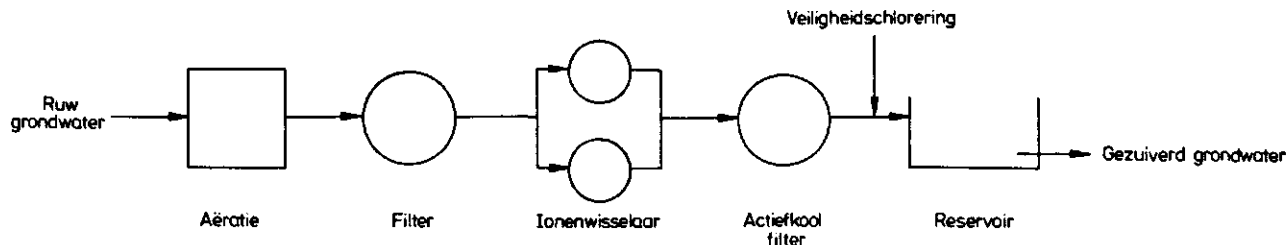


Fig. 9. Schema van nitraatverwijdering uit het ruwe grondwater door middel van ionenwisseling

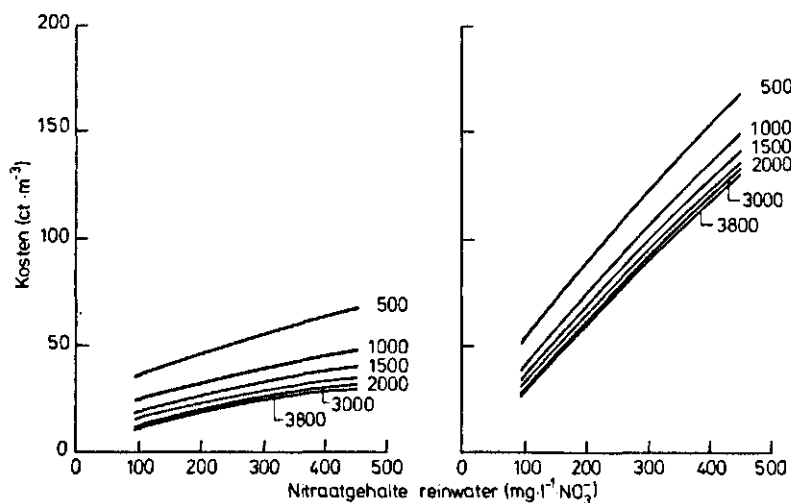


Fig. 10. Kosten van nitraatverwijdering uit grondwater door middel van ionenwisseling (afschrijvingstermijn 20 jaar, rente 9%) in afhankelijkheid van het nitraatgehalte ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{NO}_3^-$) in het opgepompte water en voor waterproducties van 500 tot $3800 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. De kosten zijn berekend per m^3 opgepompt grondwater. Links zijn de kosten aangegeven exclusief de kosten van regeneratiezout, rechts inclusief deze kosten. Het sulfaatgehalte in het grondwater bedraagt in dit voorbeeld $50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$

6.4. ONTWIKKELING VAN NIEUWE TECHNIEKEN

Uit de voorgaande paragrafen is gebleken dat nitraatverwijdering door middel van ionenwisseling een bruikbare techniek is, maar dat de regeneratie van de ionenwisselaar grote problemen oplevert door het ontstaan van een volumineuze brijn. De biologische denitrificatie heeft als belangrijkste nadeel het risico van een bacteriologische verontreiniging van het drinkwater.

Door beide processen te combineren kunnen deze nadelen voor een deel worden voorkomen. Het principe van deze combinatie, waaraan momenteel onderzoek wordt verricht aan de LH Wageningen, is weergegeven in Fig. 11, en berust op een biologische regeneratie van de ionenwisselaar. Er wordt uitgegaan van twee ionenwisselaars, waarvan telkens afwisselend één in bedrijf is voor de productie van nitraatarm drinkwater en de ander geregenereerd wordt met behulp van

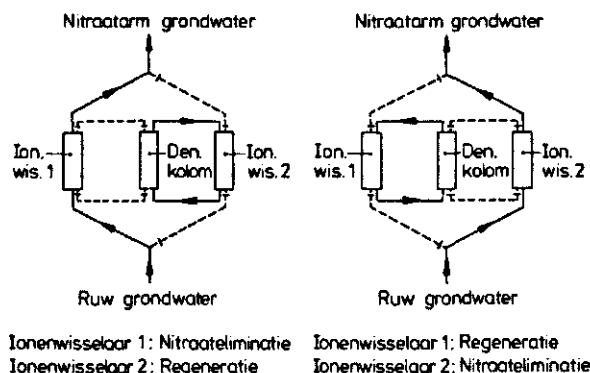


Fig. 11. Proces van nitraatverwijdering uit het ruwe grondwater door gebruik te maken van twee ionenwisselaars. Afwisselend is één in bedrijf voor productie van drinkwater en de ander wordt biologisch geregenereerd

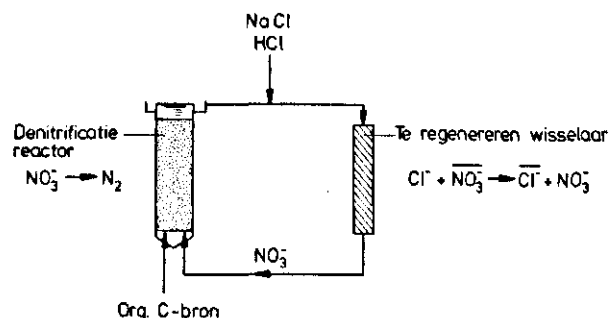


Fig. 12. Biologische regeneratie van een ionenwisselaar met behulp van een denitrificatiereactor

denitrificerende bacteriën.

Belangrijkste voordelen van dit proces zijn:

- het te behandelen grondwater komt niet in aanraking met de denitrificeerders en de C-bron;
- de regeneratie van de ionenwisselaars vindt plaats in een gesloten kringloop (Fig. 12). Het ontstaan van een volumineuze afvalbrijn, zoals het geval is bij gebruikelijke wijze van regenereren, wordt hierdoor voorkomen. Slechts het chloridegehalte in de kringloop dient op peil te worden gehouden, zodat tevens het zoutgebruik voor de regeneratie zal dalen.

Uit een globale berekening blijkt dat deze nieuwe techniek ook op financieel gebied voordelen kan bieden. De zoutbesparing kan oplopen tot circa 70-75% ten opzichte van volledige regeneratie van de wisselaar op conventionele wijze. Door de invoering van een denitrificatiereactor in het proces zal wel een stijging optreden van de vaste en de variabele kosten, en moet methanol worden gedoseerd, wat eveneens een kostenstijging betekent. Indien aangenomen wordt dat de vaste kosten met 50% stijgen, de varia-

bele kosten met 20% en dat de methanolprijs f 700 per m^3 bedraagt, dan is de kostenbesparing, uitgaande van een totale waterproduktie van $3800 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ en een nitraatgehalte in het grondwater van ongeveer $90 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$, iets minder dan 20% als aan de maximaal toelaatbare concentratie van $50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{ NO}_3^-$ moet worden voldaan en iets meer dan 20% als het nitraatgehalte in het drinkwater teruggebracht wordt naar het richtniveau van $25 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{ NO}_3^-$. Daarnaast zijn de kosten en milieuproblemen, verbonden met afvoer en verwerken van de brijn, bij deze nieuwe techniek vrijwel niet aanwezig.

Een nog grotere kostenbesparing kan worden bereikt als in plaats van uitwisseling van nitraat tegen chloride gebruik wordt gemaakt van de uitwisseling van nitraat tegen bicarbonaat. De regeneratie kan dan immers worden uitgevoerd met een bicarbonaatoplossing in de kringloop. Omdat bicarbonaat één van de eindprodukten is van de heterotrofe denitrificatie, kan op deze manier van regenereren een nog grotere zoutbesparing worden verwezenlijkt.

Aspecten, die bij het onderzoek naar de merites van deze nieuwe techniek vooral naar voren zullen komen, zijn:

- de adaptatie van denitrificeerders aan een hoog chloride- of bicarbonaatgehalte;
- het voorkomen van een verontreiniging van de ionenwisselaar in de regeneratiekringloop met organisch materiaal;
- het effect van een stijgend sulfaatgehalte op de regeneratie. Sulfaat zal zich ophopen in de regeneratiekringloop, omdat het tijdens de nitraatverwijdering wordt gebonden en bij de regeneratie weer wordt afgegeven, terwijl het in tegenstelling tot nitraat niet wordt omgezet.

7. GEVOLGEN VAN BEMESTINGSBEPERKINGEN VOOR DE LANDBOUW

7.1. INKOMENSEFFECTEN VAN EEN BEPERKING VAN DE BEMESTING OP AKKERBOUWBEDRIJVEN

7.1.1. Uitgangspunten

In een rapport van het Proefstation voor de Akkerbouw en de Groenteteelt in de Vollegrond (PAGV) zijn voor akkerbouwbedrijven op zandgrond de bedrijfseconomische gevolgen van een beperking van het bemestingsniveau weergegeven (JANSSENS, TEN HAG en TITULAER, 1984). Hoewel zuivere akkerbouwbedrijven in

de zandgebieden weinig voorkomen, zijn voor twee bedrijfsgroottes (26 en 52 ha) berekeningen uitgevoerd bij drie niveaus van stikstofbemesting (het optimale niveau, en 75 en 50% daarvan). Aangezien het verschil in bedrijfsoppervlakte geen rol bleek te spelen bij de uitkomsten van dit onderzoek, is verder geen aandacht besteed aan de bedrijfsgrootte.

Voor het bouwplan is enerzijds uitgegaan van een vast bouwplan (12,5% wintertarwe, 12,5% zomergerst, 25% snijmais, 25% aardappelen voor industriële verwerking en 25% suikerbieten) en anderzijds van een optimaal bouwplan, dat wil zeggen een bouwplan dat binnen de vruchtwisselingseisen en overige randvoorwaarden het hoogste inkomen oplevert. In dit optimale bouwplan komen geen andere gewassen voor dan in het vaste bouwplan, maar er kunnen wel minder gewassen voorkomen en in een andere verhouding. Beide bouwplannen zijn zowel berekend op basis van 100% kunstmest als op basis van de maximale hoeveelheid varkensdrijfmest, waarbij echter steeds een per gewas variërende minimale kunstmeststartgift is aangenomen. De werkelijkheid zal steeds tussen beide extremen (100% kunstmest en maximaal varkensdrijfmest) liggen. De optimale N-giften zijn vermeld in Tabel 1 (pag. 6).

Bij enkele gewassen zijn beperkingen aangebracht in de mogelijkheid van drijfmestgebruik. In verband met gewas- en spoorschade kan bij wintertarwe geen drijfmest in het voorjaar worden toegediend, terwijl de gift bij aardappelen beperkt moet zijn in verband met chloorschade. Bij snijmais, aardappelen en suikerbieten is voor de inkomenseffecten rekening gehouden met verhoogde opbrengsten bij drijfmestaanwending in combinatie met kunstmest.

7.1.2. Inkomensschade als gevolg van een vermindering van het bemestingsniveau

Vast bouwplan en 100% kunstmest

Bij een vast bouwplan en 100% kunstmest kan de inkomensschade worden afgeleid uit de verschillen in saldi per ha. In Tabel 15 is de schade per ha weergegeven voor de verschillende gewassen. Hierbij is onderscheid gemaakt in de inkomensschade op korte termijn (1 à 2 jaar) en op langere termijn (>2 jaar). De proefveldopbrengsten zijn immers afkomstig van doorgaans optimaal bemeste proefvelden waarop slechts gedurende één jaar opbrengstproeven met gereduceerde stikstofgiften zijn uitgevoerd. Op langere termijn (meerjarenproefveld) zouden daarom wel eens aanzienlijk grotere opbrengstreducties kunnen worden gevonden. Op basis van de beschikbare gegevens is er van uitgegaan dat op langere termijn de opbrengstreducties het dubbele zijn van die op korte termijn.

Tabel 15. Inkomensschade op korte (1 à 2 jaar) en lange (>2 jaar) termijn in gld per ha per jaar voor verschillende gewassen als gevolg van een verlaging van de stikstofgift ten opzichte van de optimale stikstofgift bij een vast bouwplan en 100% kunstmest

Gewas	Stikstofgift t.o.v. optimale gift			
	75%		50%	
	korte termijn	lange termijn	korte termijn	lange termijn
Wintertarwe	168	406	406	955
Zomergerst	109	246	270	594
Snijmais	57	196	218	600
Aardappelen	123	317	274	728
Suikerbieten	23	136	198	960
Gewogen gemiddelde	81	239	253	762

Uit Tabel 15 blijkt dat een verlaging van de stikstofgift bij wintertarwe tot een grotere inkomensschade leidt dan bij andere gewassen. Voorts blijkt dat een daling van de stikstofgift met 50% een inkomensschade veroorzaakt die gemiddeld driemaal zo groot is als een stikstofbeperking met 25%. Evenals bij de melkveehouderij is hier als het ware sprake van de wet van de afnemende meeropbrengsten in omgekeerde richting.

Op lange termijn moet worden verwacht dat de inkomensschade driemaal zo groot wordt als op korte termijn. Hierbij valt vooral de grote daling bij suikerbieten op. Gemiddeld per ha bedraagt de extra inkomensschade per jaar op lange termijn f 158 bij 25% beperking van de stikstofgift en f 509 bij 50% beperking van de stikstofgift ten opzichte van de schade op korte termijn.

Optimaal bouwplan en 100% kunstmest

In vergelijking met het vaste bouwplan verdwijnt bij een optimaal bouwplan het graan uit het bouwplan en verdubbelt het areaal snijmais. Het optimale bouw-

Tabel 16. Inkomensschade op korte (1 à 2 jaar) en lange (>2 jaar) termijn in gld per ha per jaar als gevolg van een verlaging van de stikstofgift ten opzichte van de optimale stikstofgift bij een optimaal bouwplan en 100% kunstmest

Gewas	Stikstofgift t.o.v. optimale gift			
	75%		50%	
	korte termijn	lange termijn	korte termijn	lange termijn
Gemiddelde voor snijmais, aardappelen en suikerbieten	62	209	229	724

plan wordt door de saldi van de gewassen en de vruchtwisselingseisen bepaald en bestaat uit 50% snijmais, 25% aardappelen en 25% suikerbieten. Tabel 16 geeft de inkomensschade op korte en lange termijn weer ten opzichte van het optimale bouwplan met een optimale stikstofgift.

Vergeleken met het vaste bouwplan (Tabel 15) levert het optimale bouwplan zowel bij een stikstofbeperking van 25% als van 50% een gemiddelde inkomensschade per ha op, die op korte termijn f 20 à f 25 lager is en op langere termijn f 30 à f 35. Deze geringere schade wordt veroorzaakt doordat de gewassen met de laagste saldi (wintertarwe en zomergerst) uit het bouwplan zijn verdwenen.

Evenals bij het vaste bouwplan is de inkomensschade op lange termijn veel groter dan op korte termijn. Bij 25% beperking van de stikstofgift is de inkomensschade f 147 per ha per jaar groter en bij 50% beperking f 495 per ha per jaar groter.

Vast bouwplan en maximaal varkensdrijfmest

Wanneer na een startgift van 50 kg N kunstmest de overige stikstofbehoefte voor zover mogelijk (zie par. 7.1.1) gedekt wordt door varkensdrijfmest, levert een beperking van de stikstofgift bij een vast bouwplan de in Tabel 17 vermelde inkomensschade per ha op.

De inkomensschade van f 115 per ha per jaar in geval van een beperking van de stikstofgift met 25% verschilt niet veel van de daling van f 81 per ha per jaar in geval van 100% kunstmest (Tabel 14). Bij een beperking van de stikstofgift met 50% is het verschil aanzienlijk groter, namelijk f 438 in geval van maximaal varkensdrijfmest en f 253 per ha per jaar in geval van uitsluitend kunstmest. Dit grote verschil wordt vooral veroorzaakt doordat in geval van varkensdrijfmest er naast 50 kg N kunstmeststikstof betrekkelijk weinig varkensdrijfmest meer kan worden gegeven. De besparing op kunstmest is daardoor veel kleiner.

Tabel 17. Inkomensschade op korte (1 à 2 jaar) termijn in gld per ha per jaar voor verschillende gewassen als gevolg van een verlaging van de stikstofgift ten opzichte van de optimale stikstofgift bij een vast bouwplan en maximaal varkensdrijfmest

Gewas	Stikstofgift t.o.v. optimale gift	
	75%	50%
Wintertarwe	168	406
Zomergerst	161	328
Snijmais	90	371
Aardappelen	110	502
Suikerbieten	102	560
Gewogen gemiddelde	115	438

ner dan bij de optimale stikstofgift, zodat het verschil ten opzichte van deze optimale stikstofgift veel groter is dan in geval van uitsluitend kunstmest.

Daarnaast speelt bij 50% beperking van de stikstofgift ten opzichte van de optimale gift ook nog de geringere hoeveelheid varkensmest een rol. Hierdoor is uiteraard het opbrengstverhogende effect van de toegediende varkensmest veel kleiner dan bij grotere hoeveelheden.

Overigens blijkt dat ondanks de grote inkomensschade bij 50% beperking van de stikstofgift, het saldo per ha in geval van varkensdrijfmest nog hoger is dan in geval van uitsluitend kunstmest. Dit is een gevolg van het opbrengstverhogend effect van varkensdrijfmest en de besparing op kunstmestkosten. Aangenomen is immers dat varkensdrijfmest niets kost en alleen het uitrijden kosten met zich brengt.

Optimaal bouwplan en maximaal varkensdrijfmest

Ten opzichte van het vaste bouwplan verdwijnen ook hier wintertarwe en zomergerst uit het bouwplan, zodat het optimale bouwplan bestaat uit 50% snijmais, 25% aardappelen en 25% suikerbieten. Op korte termijn bedraagt de inkomensschade gemiddeld f 98 per ha per jaar bij een beperking van de stikstofgift met 25% en gemiddeld f 450 bij een beperking van de stikstofgift met 50%. Deze inkomensschade wijkt slechts in geringe mate af van die bij een vast bouwplan en maximale drijfmest.

7.1.3. Conclusies

De inkomensschade op akkerbouwbedrijven als gevolg van een beperking van de stikstofgift wordt in Tabel 18 voor de diverse varianten samengevat. Uit de tabel blijkt dat op korte termijn de inkomensschade bij een beperking van de stikstofgift met 25% gemiddeld f 80 à f 100 per ha per jaar bedraagt en op lange termijn ongeveer f 225. In geval van een beperking van de stikstofgift met 50% bedraagt de inkomensschade op korte termijn ongeveer f 350 (f 240 bij 100% kunstmest en ongeveer f 450 bij maximaal varkensdrijfmest) en op langere termijn ongeveer f 740 per ha per jaar.

Bij de vermelde inkomensschade moet worden opgemerkt dat voor het geval van maximaal varkensdrijfmest geen berekening voor de lange termijn heeft plaats gehad. Vooral bij een beperking van de stikstofgift met 50% zou het lange termijneffect aanzienlijk groter zijn dan het vermelde bedrag bij uitsluitend kunstmest (f 740).

Tabel 18. Gemiddelde inkomensschade in gld per ha per jaar als gevolg van een verlaging van de stikstofgift ten opzichte van de optimale stikstofgift

	Stikstofgift t.o.v. optimale gift	
	75%	50%
Vast bouwplan		
100% kunstmest, korte termijn	81	253
100% kunstmest, lange termijn	239	762
maximale varkensdrijfmest, korte termijn	115	438
Optimaal bouwplan		
100% kunstmest, korte termijn	62	229
100% kunstmest, lange termijn	209	724
maximale varkensdrijfmest, korte termijn	98	450

7.2. INKOMENSEFFECTEN VAN EEN BEPERKING VAN DE BEMESTING OP MELKVEEBEDRIJVEN

7.2.1. Uitgangspunten

Het stellen van beperkingen aan de hoeveelheid en het tijdstip van bemesting heeft nadelige effecten op het inkomen van de melkveehouders. Dit blijkt duidelijk uit een rapport van het Proefstation voor de Rundveehouderij, Schapenhouderij en Paardenhouderij (PR) (OVERVEST en THIEMANN, 1984).

Uitgegaan is van een 100% veehouderijbedrijf, waarbij behalve grasland op het bedrijf eventueel snijmais voor kan komen. In een van de varianten wordt ook snijmais aangekocht. De invloed van beperkende bemestingsmaatregelen is doorgerekend bij bedrijfsoppervlakten van 15, 20 en 25 ha. De transportkosten in het geval van mestaanvoer zijn gelijk gesteld aan de bemestingswaarde verminderd met de uitrijdkosten. De kosten van transport, enz. die hier bovenop komen in de praktijksituatie worden berekend in par. 7.4. De optimale N-giften voor grasland en snijmais zijn vermeld in Tabel 1 (pag. 6).

Bij de berekeningen is geen rekening gehouden met de superheffing. Dit betekent dat verondersteld wordt dat in geval van een bedrijfsplan met een optimale stikstofgift van $400 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ N er geen superheffing verschuldigd is. Dit is gedaan om de zuivere inkomensschade te krijgen van een beperking van de bemesting.

In geval er wel een superheffing verschuldigd zou zijn, zou een inkrimping van de melkveestapel als gevolg van een beperking van de stikstofgift minder nadeel opleveren dan thans is berekend. Tegenover de inkomensschade als gevolg van een beperking van de bemesting staat dan immers het voordeel van het geheel of gedeeltelijk vervallen van de superheffing.

7.2.2. Vermindering van het bemestingsniveau zonder beperkingen ten aanzien van het tijdstip van uitrijden van drijfmest

Zolang het arbeidsaanbod op een melkveebedrijf geen beperking vormt, wordt de omvang van de melkveestapel bepaald door de hoeveelheid ruwvoer die volgens de uitgangspunten minimaal van eigen bedrijf moet komen. Een verlaging van de stikstofgift leidt via een lagere opbrengst van gras en snijmais tot een kleinere melkveestapel. De hierdoor ontstane inkomensschade wordt voor drie verschillende oppervlakten en voederrantsoenen in Tabel 19 weergegeven.

Indien geen aankoop van snijmais mogelijk is (A en B), bedraagt de inkomensschade volgens Tabel 19 gemiddeld f 230 per ha bij een verlaging van het stikstofniveau van 400 tot 300 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ N en gemiddeld f 685 bij een daling van 400 tot 200 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ N.

Indien wel aankoop van snijmais mogelijk is (C), maar toch 3 kg droge stof voordroogkuilvoer per koe per dag van eigen bedrijf moet worden gegeven, bedraagt bij 15 ha de inkomensschade f 360 per ha per jaar bij daling van de stikstofgift van 400 tot 300 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$. Bij een daling van 400 tot 200 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ N bedraagt de inkomensschade per ha per jaar gemiddeld f 865 bij 15 en 20 ha. Deze inkomensschade is vanzelfsprekend groter dan bij uitsluitend eigen ruwvoer, omdat bij 3 kg droge stof de melkveestapel meer moet worden ingekrompen wanneer de graslandproductie daalt.

Bij een beperking van de stikstofgift van 400 tot 300 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ N daalt de omvang van de melkveestapel vrijwel niet meer in geval van aankoop van snijmais bij 20 en 25 ha. Evermin is dit het geval bij 25 ha en een daling van 400 tot 200 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ N. De inkomensschade is bij ongeveer gelijkblijvende omvang van de melkveestapel uiteraard veel kleiner dan wanneer de melkveestapel wel moet worden ingekrompen, zoals dat bij 15 ha het geval is.

Bij de berekeningen in Tabel 19 is er van uitgegaan dat de melkveestapel ingekrompen wordt bij een lagere ruwvoeropbrengst als gevolg van een lager bemestingsniveau. Voorts is verondersteld dat de gebouwenkosten niet direct kunnen worden aangepast aan de kleinere omvang van de melkveestapel. De mogelijkheid

Tabel 19. Inkomensschade in gld per ha per jaar als gevolg van een verlaging van de stikstofgift tot 300 respectievelijk 200 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ N ten opzichte van 400 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ N voor drie bedrijfsgrootten, uitgaande van drie verschillende voederschema's voor het melkvee (A,B,C). De hoeveelheid ruwvoer bedraagt steeds 9 kg droge stof per koe per dag. A, voordroogkuilvoer; B, min 3 kg voordroogkuilvoer + max. 6 kg snijmais (eigen teelt); C, 3 kg voordroogkuilvoer + 6 kg snijmais (eigen teelt en aankoop)

Bedrijfsoppervlakte (ha)	Voederschema melkvee					
	A		B		C	
	300	200	300	200	300	200
15	265	706	213	643	361	959
20	254	745	223	664	154*	772
25	236	667	205	676	47*	305*

*de omvang van de melkveestapel neemt hier vrijwel niet meer af

om een inkrimping van de melkveestapel te voorkomen door aankoop van ruwvoer is niet in beschouwing genomen. Individuele bedrijven kunnen echter de inkomensschade gedeeltelijk voorkomen door aankoop van ruwvoer, zodat de melkveestapel niet of in veel mindere mate behoeft te worden ingekrompen. Indien derhalve sprake is van beperkingen in een betrekkelijk klein waterwingebied, waar aankoop van ruwvoer mogelijk is, kan met een geringere inkomensschade rekening worden gehouden dan in Tabel 19 staat vermeld, met name wat betreft de bedrijven met uitsluitend ruwvoer van eigen bedrijf.

7.2.3. Gebruiksverbod van dierlijke mest in herfst en winter

Een verbod om dierlijke mest in herfst en winter te gebruiken heeft geen invloed op de bedrijfsplannen in technische zin (aantal koeien etc.). De arbeidsopbrengst geeft echter wel een daling te zien als gevolg van de kosten die gepaard gaan met de extra benodigde opslagcapaciteit voor de mest. Deze extra opslagkosten worden slechts gedeeltelijk gecompenseerd door lagere kunstmestkosten. Het rendement van dierlijke mest is in voorjaar en zomer namelijk hoger, waardoor minder kunstmest nodig is dan bij het gebruik van dierlijke mest in herfst en winter.

Tabel 20 laat per saldo de inkomensschade zien als gevolg van het verbod in de herfst en winter dierlijke mest te gebruiken. Uit de tabel blijkt dat de inkomensschade per ha afneemt naarmate de oppervlakte toeneemt. Dit komt doordat de extra opslagkosten voor een groot deel uit vaste kosten bestaan en voorts speelt bij de plannen met aankoop van snijmais het af-

Tabel 20. Inkomensschade in gld per ha per jaar als gevolg van een verbod in herfst en winter dierlijke mest te gebruiken voor drie bedrijfsgrootten. Uitgegaan wordt van drie verschillende voederschema's voor het melkvee (A, B, C; zie voor verklaring Tabel 19) en drie stikstofniveaus (400, 300 en 200 kg·ha⁻¹·j⁻¹ N)

Be- drijfs- opper- vlakte (ha)	Voederschema melkvee								
	A			B			C		
	400	300	200	400	300	200	400	300	200
15	100	99	98	102	101	99	142	136	124
20	79	78	76	81	80	78	104	115	103
25	66	65	63	68	67	65	68	68	71

nemende aantal koeien per ha een rol. Bij volledige eigen ruwoervoorziening bedraagt de inkomensschade per ha per jaar ongeveer f 100 bij 15 ha, f 80 bij 20 ha en f 65 bij 25 ha.

Bij aankoop van snijmais is sprake van mestoverschotten die wel extra opslagkosten met zich brengen, maar geen besparing op kunstmestkosten opleveren. Aangenomen is dat de overtollige mest wel moet worden opgeslagen, maar in het voorjaar zonder kosten voor transport kunnen worden afgevoerd. De inkomensschade per ha per jaar bedraagt op de bedrijven met aangekochte mais f 135 bij 15 ha en f 110 bij 20 ha. Bij 25 ha zijn er geen mestoverschotten meer, zodat daar de inkomensdaling ongeveer gelijk is aan die bij uitsluitend eigen ruwoervoorziening.

7.2.4. Algeheel gebruiksverbod van dierlijke mest

Wanneer er een algeheel verbod van kracht is om dierlijke mest te gebruiken, dient de gehele mestproductie te worden afgevoerd. Als aangenomen wordt dat de afvoerkosten gelijk zijn aan de bemestingswaarde van de mest, dan heeft de afvoer van dierlijke mest geen effect op de arbeidsopbrengst. Wel dient er meer kunstmest gestrooid te worden met een waarde van f 8,03 per m³ niet-uitgebrachte drijfmest (bij voor- en najaarsaanwending). Hier staat echter tegenover dat de kosten van het uitrijden van mengmest van f 3,75 per m³ worden bespaard.

Tabel 21 geeft de inkomensschade per ha weer, die het gevolg is van het verbod om dierlijke mest uit te rijden, gebaseerd op een schade van f 8,03 - f 3,75 = f 4,28 per m³ drijfmest. De in deze tabel vermelde inkomensschade per ha per jaar hangt samen met het aantal koeien en het daarbij behorende jongvee per ha. De schade per ha neemt toe naarmate de veedichtheid hoger is. Bij uitsluitend grasland (9 kg

Tabel 21. Inkomensschade in gld per ha per jaar als gevolg van een algeheel verbod dierlijke mest te gebruiken ten opzichte van aanwending in voor- en najaar voor drie bedrijfsgrootten. Uitgegaan wordt van drie verschillende voederschema's voor het melkvee (A, B, C; zie voor verklaring Tabel 19) en drie stikstofniveaus (400, 300 en 200 kg·ha⁻¹·j⁻¹ N)

Be- drijfs- opper- vlakte (ha)	Voederschema melkvee								
	A			B			C		
	400	300	200	400	300	200	400	300	200
15	104	96	86	118	110	99	159	145	128
20	104	96	86	118	110	99	151	145	128
25	104	96	86	118	110	99	121	119	118

droge stof uit voordroogkuilvoer) bedraagt de inkomensschade op jaarbasis ongeveer f 54 per koe en bij grasland + snijmais ongeveer f 60 per koe (inclusief jongvee).

7.2.5. Conclusies

De inkomensschade op melkveebedrijven als gevolg van een beperking van de stikstofgift is in Tabel 22 samengevat.

Tabel 22. Inkomensschade in gld per ha per jaar als gevolg van een verlaging van de stikstofgift tot 300 respectievelijk 200 kg·ha⁻¹·j⁻¹ N ten opzichte van 400 kg·ha⁻¹·j⁻¹ N op melkveebedrijven

Voedersituatie	Stikstofgift (kg·ha ⁻¹ ·j ⁻¹ N)	
	300	200
Uitsluitend eigen ruwvoer	230	685
Aankoop snijmais beperkt mogelijk	360	865

Deze inkomensschade is het gevolg van een inkringing van de melkveestapel. Aangezien de melkveestapel meer moet worden ingekrompen bij een klein basisrantsoen van eigen bedrijf dan bij een volledig ruwoerrantsoen van eigen bedrijf, is de inkomensschade groter in geval van een rantsoen bestaande uit 3 kg droge stof uit ruwvoer van eigen bedrijf, aangevuld tot 9 kg droge stof uit aangekochte snijmais.

Een verbod om dierlijke mest in herfst en winter uit te brengen leidt tot hogere opslagkosten van de mest, die niet volledig worden gecompenseerd door het hogere rendement van dierlijke mest in voorjaar en zomer. Bij volledig eigen ruwoerwinning bedraagt de inkomensschade per ha per jaar ongeveer f 100 bij

15 ha, f 80 bij 20 ha en f 65 bij 25 ha bedrijfsoppervlakte. Bij aankoop van snijmais is de veebezetting per ha hoger en bedraagt de inkomensschade per ha per jaar f 135 bij 15 ha, f 110 bij 20 ha en f 70 bij 25 ha bedrijfsoppervlakte.

Een algeheel verbod van aanwending van dierlijke mest leidt ten opzichte van aanwending in voor- en najaar tot hogere kunstmestkosten, verminderd met de bespaarde uitrijdkosten van dierlijke mest. Hierbij wordt voorts verondersteld dat de afvoer van dierlijke mest geen kosten met zich brengt voor de melkveehouder. De inkomensschade per ha per jaar als gevolg van het verbod om mengmest uit te brengen, bedraagt dan f 54 per koe bij uitsluitend voordroogkuilvoer in het rantsoen en f 60 per koe bij een rantsoen van eigen voordroogkuilvoer + eigen of aangekochte snijmais.

7.3. INKOMENSEFFECTEN VAN EEN BEPERKING VAN DE BEMESTING BIJ AKKERBOUWMATIGE GROENTETEELT

7.3.1. Algemeen

In de huidige praktijk worden groentegewassen dusdanig van stikstof voorzien dat stikstofgebrek niet of nauwelijks voorkomt. Uit ervaring is bekend dat zelfs een gering tekort aan stikstof consequenties heeft voor de kwantitatieve opbrengst en/of kwaliteit van het gewas.

De stikstofbehoefte en de stikstofreactie van vollegrondsgroentegewassen zijn zeer verschillend. Globaal zijn de vollegrondsgroentegewassen in te delen op basis van de tijd, die ze op het veld staan (JANSSENS e.a., 1984).

7.3.2. Gewassen met relatief korte groeiperiode

Gewassen met een relatief korte groeiperiode staan slechts enkele weken op het veld en worden dan geoogst in een vegetatief stadium. Ze worden als plant als het ware geslacht in een relatief jong stadium. Zoals bekend, hebben planten in hun jeugd een hoog mineralengehalte. Een belangrijke component daarin is het element stikstof. Gewassen die tot deze groep behoren zijn onder meer de bladgewassen sla, andijvie, spinazie en ijsbergsa.

Van deze gewassen is bekend dat ze voor een ongestoorde groei tot het einde van de groei over circa 150 kg N in de wortelzone moeten kunnen beschikken om geen kwaliteitsachteruitgang te krijgen. Een produktiederving kan dan al plaats hebben gehad, zoals blijkt uit Tabel 23.

Tabel 23. Produktiederving bij spinazie ten opzichte van de optimale produktie als gevolg van beperking van de beschikbare minerale stikstof (bemesting + bodemvoorraad, in $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ N) op zandgrond bij drie grenswaarden voor het nitraatgehalte van spinazie (in mg NO_3^- per kg vers produkt)

	Beschikbare minerale N ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$)			Produktiederving (%)		
Grenswaarde nitraat	1500	2000	2500	1500	2000	2500
Minerale N voorjaar/zomer	200	250	300	30	13	6
Minerale N najaar	150	200	250	35	14	6

In de tabel is de produktiederving weergegeven die optreedt als er naar gestreefd wordt het nitraatgehalte van 1500, 2000 of 2500 mg N per kg vers produkt niet te overschrijden. De optimale stikstofbemesting + voorraad, zonder rekening te houden met het nitraatgehalte, ligt bij de voorjaarseelt bij circa 340 kg N per ha en bij de najaarseelt op circa 290 kg N per ha.

Een verdere verlaging van de stikstofbemesting heeft bij deze gewassen een scherpe produktiedaling tot gevolg, met meestal een sterke teruggang in de uitwendige kwaliteit. Het is zeer moeilijk om deze produktiedalingen in een geldwaarde uit te drukken. Een krop sla kan bijvoorbeeld geoogst worden bij een gewicht van 300 gram of 500 gram per krop, terwijl dit op de veiling niet in een prijsverschil tot uiting komt. Bovendien kan de prijs van deze produkten van de ene op de andere dag sterk schommelen.

Alleen bij de contractteelt spinazie is sprake van een min of meer vaste prijs, maar ook van een maximum-produktie die de contractant moet afnemen. Nitraatuitspoeling bij deze teelten is te verwachten op lichte gronden in een nat voorjaar. Deling van de N-bemesting wordt op zeer lichte duinzandgronden in de praktijk toegepast en kan daardoor uitspoeling voorkomen, c.q. verminderen. Anders ligt het bij de najaarseelten van deze gewassen. Na de oogst (bijvoorbeeld oktober) zit er meestal nog 100 à 200 kg N in de bodem, die vaak in december reeds grotendeels uit de grond is verdwenen. Lopend onderzoek zal moeten aantonen of uitspoeling kan worden beperkt.

7.3.3. Gewassen met relatief lange groeiperiode

Gewassen met een relatief lange groeiperiode zijn prei, kroot, knolselderij, ui, bloemkool, spruitkool, boerenkool en diverse sluitkoolsoorten. Vooral de kool-

soorten hebben veel stikstof nodig om te kunnen groeien en om tot een kwalitatief goede produktie te komen. Deze behoefte ligt bij 300 à 350 kg N per ha voor bloemkool en sluitkool. Op kleigronden kan de stikstof, zonder gevaar voor uitspoeling, in één keer worden gegeven (planttijd april/mei). Op zandgronden is het aan te bevelen de N-bemesting te delen. Halvering van de N-bemesting leidt echter tot een produktiederving van 50% of meer, terwijl de kwaliteit zeer slecht is.

Hetzelfde geldt voor spruitkool waar reeds bij een vermindering van 20% van de N-bemesting grote produktiedervingen optreden. Knolselderij, kroot en ui zijn iets minder stikstofbehoefstig (± 200 kg N per ha), maar ook bij deze gewassen zal de produktie en kwaliteit sterk teruglopen bij een vermindering van de N-bemesting.

7.4. KOSTEN VAN HET WEGWERKEN VAN MESTOVERSCHOTTEN IN DRINKWATERBESCHERMINGSGEBIEDEN

7.4.1. Inleiding

Een beperking van het uitbrengen van organische mest op bouwland en grasland in beschermingsgebieden heeft grote mestoverschotten tot gevolg. De omvang van deze mestoverschotten en de kosten die het wegwerken hiervan met zich brengen, zijn voor diverse alternatieven weergegeven door LUESINK en WIJNANDS (1985). Enige resultaten uit deze studie zullen hierina worden besproken.

7.4.2. Uitgangspunten van de berekeningen

Bij de berekeningen geldt als referentie-variant een situatie in geheel Nederland, waarbij alle tekorten aan organische mest al opgevuld zijn en de daarna nog resterende overschotten op de goedkoopste manier zijn verwerkt. De gemiddelde kosten per m^3 mestoverschot bedragen in deze referentie-variant f 14,81. Vervolgens wordt in de beschermingsgebieden het bemestingsniveau en/of het tijdstip van uitbrengen van de dierlijke mest beperkt door uit te gaan van een aantal varianten. Het landbouwkundig bodemgebruik in deze gebieden bestaat voor ongeveer 70% uit grasland, 15% uit snijmais en 15% uit overige akker- en tuinbouwgewassen.

Het beperken van de hoeveelheid uit te brengen dierlijke mest betekent dat de daardoor ontstane extra mestoverschotten niet naar elders kunnen worden gebracht. Eventuele tekorten in of buiten de beschermingsgebieden zijn immers al opgevuld. Het model bepaalt dan dat deze extra overschotten moeten worden

vernietigd. In verband met de volgorde waarin de diverse soorten mest naar tekortgebieden worden getransporteerd of worden verwerkt, bepaalt het model in dit geval dat in de beschermingsgebieden de mestvarkensdrijfmest moet worden vernietigd (zeefbandpers en verbranden van de koek) om plaatsingsmogelijkheden voor rundveedrijfmest te creëren. Dit is de duurste vorm van verwerking die mogelijk is, en kost f 28,35 per m^3 varkensdrijfmest.

7.4.3. Resultaten van de berekeningen

Rekening houdend met de genoemde uitgangspunten van het model leveren de diverse varianten de volgende resultaten op:

- Variant 1: op bouwland is geen dierlijke mest toegestaan, op grasland alleen dierlijke mest door beweiding.
In deze extreme variant zijn ten opzichte van de referentie-variant uiteraard grote extra mestoverschotten. De verwerkingskosten hiervan bedragen op jaarbasis 36 miljoen gulden ofwel f 825 per ha cultuurgrond in de beschermingsgebieden van waterwinningen.
- Variant 2: op grasland is alleen rundveemest toegestaan, op bouwland wordt 50% van de stikstofbehoefte door dierlijke mest gedekt.
Bij deze variant bedragen de kosten van verwerking van overtollige mest op jaarbasis f 252 per ha cultuurgrond in de beschermingsgebieden. Indien de stikstofgift tot 50% van de optimale gift wordt beperkt en bovendien alleen in het voorjaar dierlijke mest mag worden uitgebracht, bedragen de kosten op jaarbasis f 390 per ha cultuurgrond.
- Variant 3: op grasland zijn alle soorten dierlijke mest toegestaan, op bouwland bestaat 75% van de stikstofgift uit dierlijke mest.
Bij een beperking van het stikstofniveau tot 50% van de optimale gift en uitbrenging van dierlijke mest in voor- en najaar, bedragen de kosten per ha per jaar in de beschermingsgebieden f 206. Indien alleen in het voorjaar dierlijke mest mag worden uitgebracht, stijgen de kosten van f 206 tot f 298 per ha per jaar.

In het voorgaande zijn de verwerkingskosten van extra mestoverschotten toegerekend aan de cultuurgrond. Dit wil niet zeggen dat deze kosten ook ten laste moeten komen van de gebruikers van deze grond. Het is slechts een hulpmiddel om de extra kosten van een gebied uit te drukken.

Het is ook mogelijk de extra verwerkingskosten van dierlijke mest aan de dieren toe te rekenen in

plaats van aan de grond. Indien de mest van bepaalde dieren in het beschermingsgebied niet op het bedrijf kan worden afgezet, resulteert dit in het gebruikte model uiteindelijk in het wegwerken van varkensdrijfmest tegen de kosten van f 28,35 per m³. Hieronder wordt aangegeven wat deze verwerkingskosten betekenen per dier (plaats) per jaar, indien een of meer diersoorten de genoemde overschotten direct of indirect hebben veroorzaakt:

Runderen (180 dagen)	f 226,--
Mestkalveren	f 46,--
Zeugen	f 100,--
Mestvarkens	f 45,--
Leghennen	f 3,80
Slachtkuikens	f 0,94

De bedragen laten zien dat de verwerking van extra mestoverschotten in drinkwaterbeschermingsgebieden kostbaar is. Dit wil overigens niet zeggen dat genoemde kosten ten laste komen van de houders van deze dieren. De hoogte van de kosten wordt immers bepaald door de reeds bestaande mestoverschotten binnen en buiten de beschermingsgebieden en door de verdeling van de kosten als gevolg van extra beperkingen op het gebruik van dierlijke mest ten behoeve van de kwaliteit van het drinkwater.

7.5. FINANCIËLE GEVOLGEN VAN EEN BEPERKING VAN DE BEMESTING VOOR HET GEHELE DRINKWATERBESCHERMINGS- GEBIED

7.5.1. Uitgangspunten

Op basis van de reeds vermelde inkomensschade op melkvee- en akkerbouwbedrijven en van de kosten van het wegwerken van mestoverschotten, kunnen voor het gehele beschermingsgebied de financiële gevolgen worden berekend die jaarlijks een bepaalde beperking van de bemesting met zich brengt. Hierbij worden gemakshalve de financiële gevolgen voor akkerbouwmatige groenteteelt gelijk gesteld aan die voor akkerbouwgewassen. Het is immers alleen mogelijk geweest de gevolgen van een beperking van de bemesting voor akkerbouwmatige groenteteelt kwalitatief aan te geven en niet kwantitatief. In de meeste gevallen zullen weliswaar de gevolgen voor akkerbouwmatige groenteteelt groter zijn dan voor akkerbouwgewassen, maar gezien de beperkte oppervlakte met groentegewassen zal deze veronderstelling weinig invloed uitoefenen op de schade voor het gehele gebied. De berekeningen worden gebaseerd op een grondgebruik van 70% grasland en 30% akkerbouw (15% snijmais en 15% overige akkerbouwgewassen).

7.5.2. Beperking van de stikstofgift

Tabel 24 toont de financiële gevolgen per jaar van een beperking van de stikstofgift met respectievelijk 25 en 50% ten opzichte van het optimale niveau. De inkomensschade is in eerste instantie het gevolg van een lagere produktie. Hierbij komen dan nog de kosten voor het wegwerken van extra mestoverschotten. In totaal bedragen de jaarlijkse financiële gevolgen per ha cultuurgrond dan f 365 bij 25% beperking en f 1010 bij 50% beperking van de stikstofgift.

Tabel 24. Financiële gevolgen per ha per jaar van een beperking van de stikstofgift met respectievelijk 25 en 50% ten opzichte van het optimale niveau bij uitrijden van dierlijke mest in najaar en voorjaar

Inkomensschade (per ha per jaar)	Beperking stikstof- gift met	
	25%	50%
Melkveehouderij*	f 250	f 750
Akkerbouw	f 300	f 950
Gewogen gemiddelde melkveehouderij + akkerbouw	f 265	f 810
Wegwerken extra mestoverschotten	f 100	f 200
Totaal	f 365	f 1010

*Deze inkomensschade is gebaseerd op een aanpassing van het aantal melkkoeien aan de lagere graslandproduktie. Vergroting van de aankoop van ruwvoer bij gelijkblijvende melkeestapel zou een geringere inkomensschade veroorzaken. Voorts is verondersteld dat op korte termijn de gebouwenkosten niet aangepast kunnen worden aan de kleinere melkeestapel. De vermelde inkomensschade op melkveebedrijven moet dan ook als een maximum worden gezien

7.5.3. Gebruiksverbod van dierlijke mest in herfst en winter

De financiële gevolgen per jaar van een verbod om in de herfst en winter dierlijke mest uit te brengen worden in Tabel 25 weergegeven. De inkomensschade in de melkveehouderij is het gevolg van extra opslagkosten. Op gespecialiseerde akkerbouwbedrijven treden geen verliezen op.

Tabel 25. Financiële gevolgen per ha per jaar van een verbod om in de herfst en winter dierlijke mest uit te brengen

Inkomensschade melkveehouderij	f 100
Inkomensschade akkerbouw*	f -
Gewogen gemiddelde inkomensschade melkveehouderij + akkerbouw	f 70
Wegwerken extra mestoverschotten	f 100
Totale financiële gevolgen	f 170

*Op akkerbouwbedrijven kan eveneens sprake zijn van extra opslagkosten, indien op deze bedrijven dieren worden gehouden

Door de betere benutting van dierlijke mest bij uitbrenging in het voorjaar is er minder dierlijke mest nodig en zijn de mestoverschotten derhalve groter dan bij uitbrenging in herfst en winter. Ongerekend per ha cultuurgrond bedragen de kosten van het wegwerken van de extra mestoverschotten f 100.

De totale financiële gevolgen per ha bedragen f 170 per jaar.

7.5.4. Algeheel gebruiksverbod van dierlijke mest

Voor de situatie dat er helemaal geen dierlijke mest uitgebracht mag worden, geeft Tabel 26 de financiële gevolgen per jaar weer. Er mag in dit geval alleen stikstof in de vorm van kunstmest worden gegeven. Een uitzondering geldt voor het grasland, waarop dierlijke mest komt door beweiding.

De inkomensschade op melkveebedrijven is het gevolg van extra kunstmeststoffen. In de akkerbouw treedt zelfs een inkomensschade op van f 400 per ha per jaar, omdat het opbrengstverhogend effect van dierlijke mest verloren gaat indien uitsluitend kunstmest wordt gegeven. De mestoverschotten nemen in deze extreme situatie vanzelfsprekend zeer sterk toe, hetgeen omgerekend per ha cultuurgrond f 825 kost om deze weg te werken. De totale nadelige gevolgen van een algehele beperking bedragen per ha cultuurgrond f 1025 per jaar.

Tabel 26. Financiële gevolgen per ha per jaar van een algeheel verbod om dierlijke mest uit te brengen

Inkomensschade melkveehouderij	f 115
Inkomensschade akkerbouw*	f 400
Gewogen gemiddelde inkomensschade melkveehouderij + akkerbouw	f 200
Wegwerken extra mestoverschotten	f 825
Totale financiële gevolgen	f 1025

*Uitgaande van de situatie dat maximaal dierlijke mest werd gegeven

7.5.5. Conclusies

Bij een beperking van de stikstofgift met 25% ten opzichte van de optimale stikstofgift bedragen de nadelige financiële gevolgen jaarlijks f 365 per ha. Een beperking van de stikstofgift met 50% leidt zelfs tot een jaarlijks financieel nadeel van f 1010 per ha.

Een verbod om in herfst en winter dierlijke mest uit te brengen heeft tot gevolg dat er een jaarlijks financieel nadeel ontstaat van f 170 per ha.

Een algeheel verbod om dierlijke mest uit te

brengen leidt ten slotte tot een jaarlijks financieel nadeel van f 1025 per ha.

Uit het voorgaande blijkt dat vooral een beperking van de stikstofgift met 50% en een algeheel verbod om dierlijke mest uit te brengen tot een groot financieel nadeel zal leiden.

8. EVALUATIE VAN MAATREGELEN OM HET NITRAATGEHALTE IN DRINKWATER TE VERMINDEREN

8.1. ALGEMEEN

Bij de maatregelen om het nitraatgehalte in het drinkwater te verminderen, dient onderscheid te worden gemaakt tussen preventieve maatregelen via het beperken van de bemesting en curatieve maatregelen door nitraatverwijdering uit opgepompt ruwwater. De bemestingsbeperkingen bestaan uit algemeen geldende, die op nationale schaal worden getroffen, en specifieke, die aanvullend noodzakelijk zijn in beschermingsgebieden van waterwinningen (zie o.a. hoofdstuk 4).

Voor de consequenties van de algemene beperkingen kan worden verwezen naar WIJNANDS en LUESINK (1984). Deze studie gaat uit van een beperking van de bemesting tot het niveau dat optimaal is voor de gewasproductie op basis van de stikstofvoorziening op bouwland en de kalivoorziening op grasland. Op basis hiervan wordt voor het jaar 1982 voor de overschotbedrijven in geheel Nederland een overschot ten opzichte van de referentiesituatie berekend van circa 18,5 miljoen ton drijfmest, waarvan de verwerking en afzet per jaar f 150 à f 250 miljoen aan kosten veroorzaakt. In deze berekening is nog geen schade als gevolg van verminderde gewasproductie verdisconteerd. Bij een rentevoet van 5% bedragen de kosten van verwerking en afzet die voortvloeien uit de algemene beschermingsmaatregelen voor alle cultuurgrond circa f 4 miljard.

Van de specifieke maatregelen in drinkwaterbeschermingsgebieden zijn door de werkgroep zowel bemestingsbeperkingen als zuiveringstechnische maatregelen in beschouwing genomen. Deze maatregelen kunnen in een waterwingebied in verschillende combinaties worden toegepast. Maatschappelijk is van belang wat de totale kosten zijn van de verschillende mogelijkheden.

8.2. BESCHOUWDE MOGELIJKHEDEN EN UITGANGSPUNTEN

Voor de kwantificering van de kosten dienen uitgangspunten te worden gekozen voor:

- de omvang van het beschermingsgebied;
- de bemesting in het buitengebied;
- de bemesting in het beschermingsgebied;

- de nitraatnorm voor drinkwater;
- de nitraatverwijderingstechniek;
- de wijze waarop de kosten worden berekend.

De omvang van het beschermingsgebied is zodanig dat de verblijftijd van de neerslagoverschotten in afdekkende en watervoerende pakketten maximaal 100 jaar bedraagt.

Voor het algemene beschermingsniveau in het buitengebied is uitgegaan van een landbouwkundig optimale stikstofbemesting, waarbij het uitrijden van dierlijke mest in najaar en winter is toegestaan.

De alternatieven ten aanzien van de bemesting die in het beschermingsgebied in beschouwing zijn genomen, betreffen, evenals bij de berekening van de nitraatuitspoeling:

- verbod tot overdosering van N, dus een optimale landbouwkundige N-bemesting (inclusief najaar- en winterbemesting) (1) (referentieniveau voor de financiële beschouwing);
- dierlijke mest uitrijden in najaar en winter is niet toegestaan en de bemesting is optimaal (2);
- bemesting tot 75% van de optimale N-gift en geen mest uitrijden in najaar en winter (3);
- bemesting tot 50% van de optimale N-gift en geen mest uitrijden in najaar en winter (4);
- geen toepassing van dierlijke mest, alleen kunstmest (5).

Als norm voor het nitraatgehalte van drinkwater is uitgegaan van twee waarden, namelijk de maximaal toelaatbare concentratie (MTC) van $11,3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ N en het richtniveau van $5,6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ N.

De nitraatverwijderingskosten zijn voor 2 zuiveringstechnieken nagegaan:

- ionenwisseling, waarbij de brijn die bij regeneratie ontstaat niet wordt behandeld maar wordt afgevoerd. Dit is een keuze uit de reeds op praktijk-schaal toegepaste technieken ('ionenwisseling');
- ionenwisseling, waarbij de brijn wordt gezuiverd door biologische denitrificatie. Dit is een techniek waarnaar thans onderzoek plaatsvindt ('ionenwisseling en denitrificatie').

Maatregelen op het gebied van de bemesting worden geacht alle in 1988 in te gaan, terwijl nitraatverwijdering wordt ingevoerd vanaf het moment dat het nitraatgehalte in het ruwe water de gestelde norm overschrijdt. Om de kosten toch vergelijkbaar te maken, dienen ze te worden gekapitaliseerd. De contante waarde van de kosten is berekend bij een discontovoet van 5%. Daarbij zijn de kosten gesommeerd over de periode tot 2080, zodat de resultaten betrekking hebben op de 'gesommeerde contante kosten' vanaf 1988 tot

2080. Bij de kapitalisering is 1977 het basisjaar.

Voor de beoordeling van de kosten van specifieke maatregelen in beschermingsgebieden is gewerkt met een referentiesituatie, die inhoudt dat zowel in het buitengebied als in het beschermingsgebied optimaal wordt bemest en waarbij bemesting in de winterperiode is toegestaan. Overbemesting met N is dus geëlimineerd. De nitraatnorm voor drinkwater bedraagt voor de referentiesituatie $11,3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ N en nitraatverwijdering vindt daarbij alleen plaats via de techniek waarmee in de praktijk ervaring is opgedaan, namelijk ionenwisseling.

De kosten van maatregelen aan landbouwzijde kunnen worden opgesplitst in:

- schade als gevolg van gewasproductievermindering, extra opslagkosten en verlies aan bemestingswaarde. Op de berekening hiervan is reeds in hoofdstuk 7 ingegaan;
- schade als gevolg van het verwerken van mestoverschotten.

Voor verdere berekeningen (LOCHT, 1985) zijn de kosten voor de verwerking van mestoverschotten als volgt opgedeeld:

- jaarlijkse lasten: f 17,65 per m^3 varkensmest;
- investeringen om de 10 jaar: f 76 per m^3 varkensmest;
- investeringen om de 20 jaar: f 34,45 per m^3 varkensmest.

In de kostprijsberekening voor de vernietiging van mestoverschotten zitten onzekere elementen omdat er nog geen voorbeeld op praktijkschaal is.

De berekening van de kosten van nitraatverwijdering met ionenwisseling kan wel op een praktijkgeval in de Verenigde Staten worden gebaseerd. Deze praktijk omvat echter niet de kosten voor afvoer van het residu, de volumineuze brijn. Naar analogie van de berekeningen voor afvoer van het residu bij mestvernietiging is voor de kosten f 20 per m^3 brijn opgenomen (WIJNANDS en LUESINK, 1984). De kosten zijn ten behoeve van de berekening gesplitst in:

- jaarlijkse lasten;
- investeringen om de 20 jaar.

Gezien de capaciteit van vrijwel alle onttrekkingen in Nederland worden de kosten per m^3 weinig beïnvloed door de grootte van de onttrekking. Belangrijke factoren zijn wel de op lange termijn verwachte nitraatconcentratie en de nagestreefde nitraatnorm. Uitgegaan is van de voorspelde nitraatconcentratie in 2080 om de te behandelen deelstroom vast te stellen en daarmee eveneens de omvang van de investeringen en de variabele kosten.

Op basis van deze uitgangspunten zijn de kosten berekend voor de verschillende combinaties van:

- de bemesting in het beschermingsgebied;
- de drinkwaternorm;
- de nitraatverwijderingstechniek.

De volgende drie mogelijkheden voor het voeren van een beschermingsbeleid voor waterwinningen zijn onderscheiden:

- 1) voor elke waterwinning wordt de goedkoopste oplossing berekend. De berekening levert die combinatie van beperkende bemestingsmaatregelen en nitraatzuivering waarbij de contante waarde het laagste is ('goedkoopste combinatie');
- 2) voor alle waterwinningen wordt dezelfde beperkende maatregel doorgevoerd, eventueel kan het grondwater aanvullend worden gezuiverd ('uniforme bemestingsbeperking');
- 3) nitraatverwijdering wordt niet toegestaan als oplossing, de nitraatverontreiniging moet worden bestreden door beperkingen in de bemesting ('geen nitraatzuivering').

Deze drie beleidsopties zijn doorgerekend voor alle 166 waterwinningen.

8.3. UITKOMSTEN VAN BEREKENINGEN

Achtereenvolgens zal worden ingegaan op de resultaten van de berekeningen voor de drie beschermings-opties:

- de goedkoopste combinatie;
- uniforme bemestingsbeperking;
- geen nitraatzuivering.

8.3.1. Goedkoopste combinatie

Voor elk van de onderscheiden bemestingsbeperkingen in het beschermingsgebied is de som van de contante waarden bepaald als combinatie van mogelijke gevolgen aan landbouwzijde plus kosten van aanvullende nitraatzuivering. De bemestingsbeperking met de laagste som van contante kosten is de goedkoopste combinatie. Voor de ene winning kan de goedkoopste combinatie bestaan uit geen bemestingsbeperking en wel nitraatzuivering, terwijl voor een andere winning behalve nitraatzuivering ook maatregelen in de bemestingssfeer moeten worden getroffen. Voor de 166 winningen is berekend:

- de verdeling van het aantal waterwinningen over de 5 onderscheiden bemestingsalternatieven (Tabel 27);
- de verdeling van de agrarische oppervlakte over de bemestingsalternatieven (Tabel 27);
- de gesommeerde contante waarde van de kosten (Tabel 28).

Tabel 27. Beleidsoptie 'goedkoopste combinatie'. Aantal winningen en oppervlakten cultuurgrond in de beschermingsgebieden van de winningen met een bepaalde wenselijke situatie ten aanzien van bemesting en zuivering in afhankelijkheid van drinkwaternorm (11,3 respectievelijk 5,6 g·m⁻³ N) en zuiveringstechniek (ionenwisseling respectievelijk ionenwisseling met denitrificatie)

Bemestingsalternatief	Aantal winningen met een beperking in bemesting		Aantal winningen met bovendien nitraatverwijdering		Oppervlakte (in 1000 ha) van beschermingsgebieden	
	11,3	5,6	11,3	5,6	11,3	5,6
Ionenwisseling						
1. landbouwkundig optimale N-bemesting, wel bemesting in najaar/winter (referentie voor de financiële beschouwing)	157	136	6	13	49	32
2. optimale N-bemesting, geen bemesting in najaar/winter	8	28	8	28	7	23
3. 75% van optimale N-bemesting, geen bemesting in voorjaar/winter	1	2	1	2	1	2
4. 50% van optimale N-bemesting, geen bemesting in najaar/winter	0	0	0	0	0	0
5. optimale N-bemesting, geen dierlijke mest	0	0	0	0	0	0
Totaal	166	166	15	43	57	57
Ionenwisseling met denitrificatie						
1. landbouwkundig optimale N-bemesting, wel bemesting in najaar/winter (referentie voor de financiële beschouwing)	166	161	15	38	57	53
2. optimale N-bemesting, geen bemesting in najaar/winter	0	5	0	5	0	4
3. 75% van optimale N-bemesting, geen bemesting in najaar/winter	0	0	0	0	0	0
4. 50% van optimale N-bemesting, geen bemesting in najaar/winter	0	0	0	0	0	0
5. optimale N-bemesting, geen dierlijke mest	0	0	0	0	0	0
Totaal	166	166	15	43	57	57

Tabel 28. Beleidsoptie 'de goedkoopste combinatie'. Gesommeerde contante waarde (in milj. gld) van de gevolgen in de periode 1988 tot 2080 van de gewenste situatie ten aanzien van bemesting en zuivering in totaal (Tot.), voor het aandeel aan landbouwzijde (lb) en voor nitraatzuivering (NiZu) in afhankelijkheid van drinkwaternorm (11,3 respectievelijk 5,6 g·m⁻³ N) en nitraatzuiveringstechniek (ionenwisseling respectievelijk ionenwisseling met denitrificatie)

Bemestingsalternatief	MTC (11,3 g·m ⁻³ N)			Richtniveau (5,6 g·m ⁻³ N)		
	Tot.	NiZu	lb	Tot.	NiZu	lb
Ionenwisseling						
1. landbouwkundig optimale N-bemesting, wel bemesting in najaar/winter (referentie voor de financiële beschouwing)	19	19	0	75	75	0
2. optimale N-bemesting, geen bemesting in najaar/winter	79	55	24	552	495	57
3. 75% van optimale N-bemesting, geen bemesting in voorjaar/winter	4	1	3	24	10	14
4. 50% van optimale N-bemesting, geen bemesting in najaar/winter	0	0	0	0	0	0
5. optimale N-bemesting, geen dierlijke mest	0	0	0	0	0	0
Totaal	102	75	27	651	580	71
Ionenwisseling met denitrificatie						
1. landbouwkundig optimale N-bemesting, wel bemesting in najaar/winter (referentie voor de financiële beschouwing)	38	38	0	199	199	0
2. optimale N-bemesting, geen bemesting in najaar/winter	0	0	0	22	12	10
3. 75% van optimale N-bemesting, geen bemesting in najaar/winter	0	0	0	0	0	0
4. 50% van optimale N-bemesting, geen bemesting in najaar/winter	0	0	0	0	0	0
5. optimale N-bemesting, geen dierlijke mest	0	0	0	0	0	0
Totaal	38	38	0	221	211	10

In de referentiesituatie ten aanzien van drinkwaternorm (11,3 g·m⁻³ N) en nitraatzuivering (ionenwisseling) blijkt (Tabel 27) dat bij 157 van de 166 waterwinningen geen verdergaande restricties hoeven te worden doorgevoerd dan die voor het buitengebied zijn ingevoerd, namelijk geen overdosering van stikstof. Slechts bij 9 gebieden zijn dan nog aanvullende bemestingsbeperkingen noodzakelijk ten aanzien van het uitrijdverbod in najaar en winter (8 winningen) en bovendien een reductie in de bemesting tot 75% van de landbouwkundig optimale gift (1 winning). De oppervlakte cultuurgrond met extra beperkingen beslaat circa 7000 ha. Het aantal winningen waar bovendien nitraatverwijdering wordt toegepast bedraagt 15. De totale contante kosten (Tabel 28) belopen f 102 miljoen, waarvan f 75 miljoen ten behoeve van nitraatverwijdering en f 27 miljoen voor maatregelen aan landbouwzijde.

Wordt de drinkwaternorm aangescherpt en gesteld op 5,6 g·m⁻³ N dan zijn bij toepassing van ionenwisseling alleen voor 30 waterwinningen met een gezamenlijke oppervlakte cultuurgrond van 25 000 ha extra beperkingen nodig. De kosten worden ruim zes maal zo groot, namelijk f 651 miljoen. Het aantal winningen met nitraatverwijdering stijgt tot 43.

De nieuwe nitraatverwijderingstechniek 'ionenwisseling met denitrificatie' die gepaard gaat met lagere zuiveringskosten, heeft tot gevolg dat in veel minder beschermingsgebieden aanvullende bemestingsbeperkingen noodzakelijk zijn. Bij een nitraatnorm van 11,3 g·m⁻³ N is het bij geen der winningen noodzake-

lijk en bij 5,6 g·m⁻³ N bij 5 winningen. De contante kosten zijn dan lager, te weten f 38 miljoen bij 11,3 g·m⁻³ N en f 221 miljoen bij 5,6 g·m⁻³ N. Het overgrote deel van de contante kosten vloeit voort uit de nitraatverwijderingsmaatregelen, namelijk uiteenlopend van ruim 70% tot 100%.

8.3.2. Uniforme bemestingsbeperking

Een andere beleidsoptie is een uniforme beperking voor alle waterwinningen. Dit betekent dus dat een bemestingsbeperking geldt voor alle 57 000 ha cultuurgrond in de beschermingsgebieden. De gesommeerde contante kosten zijn vermeld in Tabel 29. Worden geen aanvullende beperkingen in de bemesting aangebracht bovenop het verbod tot overdoseren dan stijgen de kosten bij toepassing van ionenwisseling. Ten opzichte van de 'goedkoopste combinatie' stijgen de kosten van f 102 miljoen naar f 116 miljoen voor een nitraatnorm van 11,3 g·m⁻³ N en van f 651 miljoen naar f 740 miljoen bij 5,6 g·m⁻³ N. Bij verdergaande beperkingen stijgen de kosten explosief. Een algeheel verbod op de toepassing van dierlijke mest blijkt een zeer dure maatregel te zijn, waarbij de kosten stijgen tot 2,5 à 3,0 miljard gulden. Bij toepassing van de nieuwe nitraatzuiveringstechniek liggen de kosten bij de minst vergaande bemestingsrestricties aanmerkelijk lager dan bij toepassing van ionenwisseling alleen. Naarmate de maatregelen dieper ingrijpen, nemen deze verschillen wat af. Op basis van de vergelijking van kosten bij

Tabel 29. Beleidsoptie 'uniforme bemestingsbeperking'. Gesommeerde contante waarde (in milj. gld) van de gevolgen in de periode 1988 tot 2080 van het gewenste bemestingsalternatief, eventueel aangevuld met nitraatzuivering tot de gewenste drinkwaternorm in afhankelijkheid van nitraatzuiveringstechniek en drinkwaternorm (11,3 respectievelijk 5,6 g·m⁻³ N). De oppervlakte met beperkingen betreft 57 000 ha cultuurgrond

Bemestingsalternatief	Ionenwisseling		Ionenwisseling en denitrificatie	
	11,3	5,6	11,3	5,6
1. landbouwkundig optimale N-bemesting, wel bemesting in najaar/winter (referentie voor de financiële beschouwing)	116	740	38	230
2. optimale N-bemesting, geen bemesting in najaar/winter	205	721	159	317
3. 75% van optimale N-bemesting, geen bemesting in najaar/winter	526	970	506	643
4. 50% van optimale N-bemesting, geen bemesting in najaar/winter	1283	1599	1275	1373
5. optimale N-bemesting, geen dierlijke mest	2485	2950	2463	2606

een uniforme bemestingsmaatregel met de kosten van de goedkoopste combinatie kan worden geconcludeerd dat het voeren van een gedifferentieerd beschermingsbeleid, waarbij voor elke waterwinning de beste oplossing wordt gezocht, kostenbesparend is.

8.3.3. Geen nitraatzuivering

In de derde beleidsoptie wordt gesteld dat de nitraatconcentratie van het opgepompte water de drinkwaternorm niet mag overschrijden. Principieel wordt dus gekozen voor bestrijding van de verontreiniging aan de bron, waarbij beide zuiveringstechnieken dus worden uitgesloten. Voor elke waterwinning is nagegaan welke bemestingsbeperking nog voldoende is om overschrijding van de drinkwaternorm in het jaar 2080 te vermijden. De kosten van de minst vergaande beperking die hieraan voldoet bij een bepaalde winning zijn in rekening gebracht. Niet voor alle winningen kan een oplossing worden gevonden voor het nitraatprobleem. De berekende kosten van deze winningen zijn niet de volledige kosten die moeten worden gemaakt. Om aan de drinkwaternorm te voldoen zijn nog verdergaande restricties nodig dan de beperking tot 50% van de optimale N-gift. Ook zouden oplossingen kunnen worden gezocht in een wijziging van het bodemgebruik,

maar deze aanpak valt buiten de opzet van deze studie.

De resultaten voor alle 166 winningen zijn opgenomen in Tabel 30. Wordt een drinkwaternorm nagestreefd van 11,3 g·m⁻³ N dan bedragen de kosten meer dan f 261 miljoen, terwijl bij een norm van 5,6 g·m⁻³ N de kosten oplopen tot meer dan f 671 miljoen. De sterke stijging wordt veroorzaakt door de hoge kosten voor de winningen waar zeer vergaande maatregelen nodig zijn. De toename in de kosten met f 410 miljoen komt voor circa 85% voor rekening van 17 winningen die de gestelde norm overschrijden, overeenkomend met een oppervlakte van 14 000 ha beschermingsgebied.

8.4. CONCLUSIES

Indien de diverse in deze studie besproken mogelijkheden kunnen worden benut voor specifieke beschermingsmaatregelen bij waterwinningen zijn de kosten beperkt te houden tot circa f 40 miljoen of circa f 220 miljoen afhankelijk van de drinkwaternorm van 11,3 respectievelijk 5,6 g·m⁻³ N (Tabel 28). Deze bedragen betreffen de contante waarde van de kosten over een periode van 100 jaar bij een rentevoet

Tabel 30. Beleidsoptie 'geen nitraatzuivering'. Aantal winningen, oppervlakte cultuurgrond in de beschermingsgebieden (in 1000 ha) en gesommeerde contante waarde (in milj. gld) van de gevolgen in de periode 1988 tot 2080 in afhankelijkheid van de drinkwaternorm (11,3 respectievelijk 5,6 g·m⁻³ N) en naar het al of niet voldoende zijn van de meest vergaande bemestingsbeperking (50% van de landbouwkundig optimale N-bemesting) voor het bereiken van de gestelde drinkwaternorm

	Aantal winningen met een beperking in de bemesting		Oppervlakte (in 1000 ha) van de beschermingsgebieden		Contante waarde (in milj. gld) gevolgen van de bescherming	
	11,3	5,6	11,3	5,6	11,3	5,6
Winningen die de norm niet overschrijden	164	147	54	40	193	255
Winningen die de norm wel overschrijden	2	19	3	17	68	416
Totaal	166	166	57	57	261	671

van 5%. Door WIJNANDS en LUESINK (1984) zijn de kosten gecijferd van maatregelen voor het vermijden van overdoseringen in de Nederlandse landbouw in het algemeen op rond f 200 miljoen op jaarbasis en dus f 4 miljard in op vergelijkbare wijze berekende constante waarde. In dat perspectief zijn genoemde f 40 miljoen en f 220 miljoen beperkte aanspraken.

Indien de nog niet op praktijkschaal beproefde nitraatverwijderingsmethode middels ionenwisseling en denitrificatie wordt uitgesloten worden de kosten van de specifieke maatregelen echter al f 100 miljoen respectievelijk f 650 miljoen (Tabel 28). De hiervoor bedoelde mogelijkheden hebben betrekking op een gedifferentieerd beleid, afgestemd op de situatie in het voedingsgebied bij elke winning. Wordt de mogelijkheid tot een gedifferentieerd beleid uitgesloten dan leidt dat bij de beperkte maatregel van geen bemesting in najaar en winter in vrijwel elk van de varianten al tot rond f 90 miljoen extra kosten (Tabel 29). Van meer ingrijpende beperkingen zijn de kosten van het niet differentiëren in beleid belangrijk groter. Zo stijgen de kosten met f 250 à f 350 miljoen bij de beperking van de mestgift tot 75% van de landbouwkundig gewenste. Wordt nitraatzuivering uitgesloten dan zijn bij de norm van 11,3 respectievelijk 5,6 g·m⁻³ N de kosten f 260 miljoen respectievelijk f 670 miljoen (Tabel 30), dus groot in verhouding tot het bedrag waartoe de kosten wellicht kunnen worden beperkt.

Bij de beoordeling van de resultaten mag niet uit het oog worden verloren dat deze studie is gebaseerd op een aantal belangrijke vereenvoudigingen, waarvan genoemd kunnen worden dat geen rekening is gehouden met repercussies van voornoemde kosten op het voortbestaan van bedrijven en dat schade in ontwikkelingspotenties van de landbouw eveneens buiten beschouwing bleven.

9. CONCLUSIES EN ONDERZOEKSAANBEVELINGEN

Op grond van de uitgevoerde studie kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- Het in de berekening opnemen van processen in de ondergrond, met name de afbraak van nitraat als biologisch proces (denitrificatie) leidt tot een aanzienlijke vermindering van de oppervlakte van de beschermingsgebieden waar beperkingen in de bemesting moeten worden doorgevoerd om overschrijding van de gestelde nitraatnorm voor drinkwater te voorkomen.
- De berekeningen van het te verwachten nitraatgehalte

in voor de drinkwatervoorziening te winnen grondwater volgens het daarvoor ontwikkelde NIMWAG-model zijn vooral gevoelig voor parameters die direkt of indirekt de denitrificatie beïnvloeden.

- Naarmate het grondwater over een langere periode beschermd dient te worden tegen verontreiniging moeten de bemestingsbeperkingen des te ingrijpender zijn om de gestelde norm niet te overschrijden.
- Een substantiële vermindering van het aantal winningen waar de drinkwaternorm voor nitraat wordt overschreden en de oppervlakte cultuurgrond met bemestingsbeperkingen wordt pas bereikt bij een reductie van de stikstofbemesting tot 75% van het landbouwkundig optimale niveau.
- Bemestingsbeperkingen die in het buitengebied worden doorgevoerd leveren pas bij beschouwingen op zeer lange termijn een belangrijke bijdrage om het nitraatgehalte in het ruwe water te verminderen.
- De vervanging van dierlijke mest in het voorjaar door equivalente hoeveelheden kunstmest in beschermingsgebieden van waterwinningen draagt slechts in geringe mate bij aan een reductie in de nitraatbelasting en leidt bovendien tot een sterke verhoging van de kosten.
- De onttrekking van grondwater veroorzaakt bij gelijkblijvende bemesting een verhoogde uitspoeling van nitraat als gevolg van verminderde denitrificatie door de optredende grondwaterstandsaling.
- Ook al worden op korte termijn zeer vergaande bemestingsbeperkingen doorgevoerd in beschermingsgebieden, dan nog zal op langere termijn bij een deel van de winningen de drinkwaternorm voor nitraat worden overschreden. Nitraatverwijdering kan niet worden gemist, tenzij men tot sluiting van pompstations overgaat.
- De nieuw ontwikkelde techniek voor nitraatverwijdering uit het opgepompte grondwater door middel van ionenwisseling en denitrificatie van de brijn, biedt grote financiële en milieukundige voordelen t.o.v. de tot nu toe meest aantrekkelijke bestaande techniek van ionenwisseling, met name vanwege het sterk beperken van het brijnprobleem.
- Verdere bemestingsbeperkingen in beschermingsgebieden van waterwinningen bovenop het algemene beschermingsniveau zijn kostbaar omdat de extra mestoverschotten dienen te worden vernietigd.
- Een geringe verlaging van de stikstofbemesting t.o.v. het landbouwkundig optimale niveau heeft bij de vollegroenteteelt reeds belangrijke gevolgen voor de produktie en de kwaliteit van gewassen.
- Een gedifferentieerd beschermingsbeleid, waarbij per waterwinning gezocht wordt naar de beste combinatie van maatregelen ten aanzien van bemestingsbeperking en nitraatzuivering, leidt tot de laagste kosten.

Bij dit beleid worden wel zwaardere eisen gesteld aan de hoeveelheid en de kwaliteit van de gegevens die beschikbaar moeten zijn.

- De toepassing van nitraatverwijdering biedt belangrijke financiële voordelen ten opzichte van een beleid dat gericht is op het zo veel mogelijk voorkomen van nitraatverontreiniging.
- Het verlagen van de drinkwaternorm, bijvoorbeeld van de maximaal toelaatbare concentratie naar het richtniveau, heeft belangrijke financiële consequenties, omdat hierdoor of ingrijpende bemestingsbeperkingen moeten worden doorgevoerd of op veel ruimere schaal nitraatzuivering moet worden toegepast.
- De kosten aan landbouwzijde die voortvloeien uit de bescherming van waterwinningen kunnen beperkt worden gehouden vergeleken met de kosten die het gevolg zijn van maatregelen die voor het algemene beschermingsbeleid in Nederland kunnen worden getroffen. Dit neemt niet weg dat er op bedrijfsniveau belangrijke bedragen mee gemoeid zijn met aanzienlijke verschillen tussen de beleidsopties.

Ten aanzien van de uitgevoerde studie doet de werkgroep de volgende aanbevelingen:

- Het ontwikkelde nitraatuitspoelingsmodel NIMWAG dient, na uitbreiding van het hydrologische deel met de invloed van de regionale grondwaterstroming, te worden getoetst in een proefgebied.
- Een belangrijke leemte bij de berekening van de nitraatbelasting van watervoerende pakketten is het geringe aantal gegevens over de inspoeling van organische stof alsmede over het organische stofgehalte in de verzadigde zone en de biologische afbreekbaarheid ervan. Ook over de bijdrage van ijzer en gereduceerde zwavelverbindingen aan de denitrificatie is weinig bekend. Onderzoek op deze terreinen dient te worden gestimuleerd.
- De invloed van een verdergaande zonering van beschermingsgebieden en van de grootte van beschermingsgebieden op de nitraatproblematiek dient te worden nagegaan.
- Het verdient aanbeveling om in het landbouwkundig onderzoek aandacht te blijven besteden aan mogelijkheden om de nitraatbelasting van het grondwater te verminderen ook in verband met andere belangen in het landelijk gebied, zoals die van de natuur, en vanwege nieuwe ontwikkelingen in de landbouwbedrijfsvoering.
- Landbouwkundige maatregelen waarvan nog geen of onvoldoende gegevens beschikbaar waren om in te brengen in deze studie en waaraan in het onderzoek verder aandacht dient te worden gegeven zijn:
 - . de berekening van landbouwgronden;
 - . de injectie van drijfmest;

- . de toepassing van nitrificatieremmers bij toepassing van dierlijke mest in najaar of winter;
- . zomerstalvoeding in plaats van beweiding;
- . de introductie van andere gewassen en wijzigingen in de bemestingsbehoefte van gewassen.

- De gevolgen van beperkingen in de bemesting met dierlijke meststoffen voor de bodemvruchtbaarheid en de gewasopbrengsten op langere termijn dienen onderwerp te zijn van nader onderzoek.
- De landbouwkundige berekeningen dienen te worden uitgebreid door de mogelijkheden van overgang op andere werkwijzen en andere bedrijfstypen erin te betrekken en toekomstige veranderingen in het algemeen. Een en ander omvat mede wijzigingen in watergebruik die eveneens weer invloed hebben op de hydrologische berekeningen.
- De verdere ontwikkeling van de nieuwe techniek voor nitraatverwijdering, waarbij ionenwisseling wordt gecombineerd met biologische denitrificatie in een praktijkproef is gewenst.

10. SAMENVATTING

10.1. ALGEMEEN

In de EG-richtlijn voor drinkwater uit 1980 zijn nadere eisen gesteld aan de concentratie van nitraat in water dat voor menselijke consumptie wordt gebruikt. De maximaal toelaatbare concentratie (MTC) is $11,3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ N}$ ($50 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ NO}_3^-$), terwijl het richtniveau $5,6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ N}$ ($25 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ NO}_3^-$) bedraagt. Zowel uit onderzoek van het opgepompte grondwater van een aantal waterwinningen als uit lokaal en regionaal grondwaterkwaliteitsonderzoek komt naar voren dat het grondwater in zandgebieden tot op grote diepte verontreinigd kan zijn met nitraat. Een belangrijke oorzaak hiervan is de gevoeligheid van lichte zandgronden met een diepe grondwaterstand voor de uitspoeling van nitraat in combinatie met het sterk toegenomen kunstmest-N verbruik en de overschotten aan dierlijke mest.

De bescherming van de bodem en het zich daarin bevindende grondwater zal gaan plaatsvinden via de Wet Bodembescherming. Behalve een algemeen beschermingsniveau wordt gedacht aan specifieke maatregelen zoals in grondwaterbeschermingsgebieden. Voor het landbouwkundig bodemgebruik zou dit voor waterwinningen tot gevolg kunnen hebben dat niet overal optimaal kan worden bemest, hetgeen een lagere gewasproductie en een inkomensschade tot gevolg zou hebben. Deze inkomensschade drukt niet noodzakelijkerwijs op de landbouw. De verdeling van de kosten is namelijk een vraagstuk van

politieke aard. Extra investeringen voor de mestopslag en het verwerken van de mestoverschotten zouden de schade verder kunnen vergroten. Hier staat tegenover dat voor de drinkwaterbereiding geen extra kosten hoeven worden gemaakt om nitraat te verwijderen uit het opgepompte grondwater, behoudens de winningen waar reeds overschrijding van de norm heeft plaatsgevonden.

De hiervoor vermelde problematiek is voor de Minister van Landbouw en Visserij aanleiding geweest om een Werkgroep 'Nitraatuitspoeling in Waterwingebieden' in te stellen. De werkgroep heeft een nadere analyse gemaakt van:

- de omvang van het probleem van de nitraatuitspoeling voor waterwinningen op zandgrond, mede in relatie tot de intensiteit van het bodemgebruik;
- de verschillende technieken om nitraat te verwijderen uit het opgepompte grondwater en de kosten van deze technieken;
- de gevolgen van landbouwkundige maatregelen die de nitraatbelasting van het grondwater kunnen reduceren voor de landbouw in financiële en landbouwkundige zin.

Vanwege de urgentie van het onderwerp en onder invloed van de beperkte beschikbare middelen is besloten tot een snelle rapportage over hoofdzaken. Verdergaande berekeningen zouden desgewenst in een tweede fase kunnen worden uitgevoerd. De problematiek is gekwantificeerd voor de 166 waterwinningen op zandgrond, voor verschillende beperkingen in de bemesting. Op landelijk niveau zijn globale ramingen gemaakt, gebaseerd op berekeningen per waterwinning, van:

- nitraatconcentratie van het te onttrekken grondwater;
- kosten van nitraatverwijdering;
- kosten van maatregelen aan landbouwzijde.

Nadat een aantal hoofdlijnen van de studie uiteen is gezet, is vervolgens voor elk van de vier hiervoor vermelde onderwerpen ingegaan op de uitgangspunten en de belangrijkste conclusies.

Bij de berekening van de financiële gevolgen van maatregelen in de landbouw dient een referentiesituatie te worden gekozen. Vanwege het ontbreken van wettelijke richtlijnen voor de bemesting is in navolging van andere door het Ministerie van Landbouw en Visserij verrichte studies uitgegaan van een optimale landbouwkundige stikstofbemesting. Met enkele specifieke bemestingseisen van gewassen is rekening gehouden.

Deze uitgangspunten leiden bij toediening van de maximaal toegestane hoeveelheid drijfmest voor de beschermingsgebieden tot een mestoverschottensituatie

die zeer weinig afwijkt van de situatie bij bemesting volgens de normen van het Instituut voor Bodemvruchtbaarheid.

De gevolgen van het bemestingsbeleid voor de nitraatbelasting zijn eveneens berekend voor de situatie dat de gehele mestproduktie van de beschermingsgebieden ook ter plaatse wordt afgezet.

In deze studie hebben mogelijke milieuproblemen voortvloeiende uit de gehalten aan fosfaat en zware metalen geen rol gespeeld bij het stellen van grenzen aan de bemesting. De onderscheiden bemestingsalternatieven zijn:

- geen overdosering van stikstof; toediening in najaar/winter toegestaan (referentie voor de financiële beschouwing);
- geen overdosering van stikstof; toediening van dierlijke mest in najaar en winter is niet toegestaan;
- een bemesting van 75% van de optimale stikstofbemesting; geen bemesting in najaar/winter;
- een bemesting van 50% van de optimale stikstofbemesting; geen bemesting in najaar/winter;
- een algeheel verbod om dierlijke mest toe te passen.

Bij deze beperkingen is steeds gestreefd naar een zo ruim mogelijke toepassing van dierlijke mest binnen gestelde grenzen.

Zowel voor de kwantificering van de nitraatbelasting van het grondwater als voor de kosten van maatregelen is ten aanzien van het bodemgebruik en mestproduktie in waterwingebieden uitgegaan van gegevens op gemeenteniveau uit het jaar 1982. Zowel voor de maximaal toelaatbare nitraatconcentratie als voor het richtniveau is nagegaan bij welk deel van de winningen problemen ontstaan. De totale kosten zijn gekwantificeerd voor de twee genoemde nitraatnormen en voor twee technieken om nitraat te verwijderen, namelijk:

- ionenwisseling en afvoer van brijn naar zee;
- ionenwisseling en nitraatverwijdering in de brijn met behulp van biologische denitrificatie.

De grondwateronttrekkingssituatie van 1982 is voor alle berekeningen als uitgangspunt genomen. De gevolgen van de verschillende bemestingsalternatieven voor het nitraatgehalte van het opgepompte grondwater zijn nagegaan voor het jaar 2080 en op zeer lange termijn. De financiële gevolgen zijn nagegaan voor de periode van 1988, het jaar van de voor deze studie aangenomen invoering van bemestingsbeperkingen, tot 2080.

Vanwege de beperkte tijd en de soms onvoldoende gegevens is geen aandacht besteed aan de invloed van:

- berekening van landbouwgronden;
- wijziging van het bodemgebruik;
- zomerstalvoeding in plaats van beweiding;
- wijziging van de grootte van het beschermingsgebied;
- variatie in de beperkingen in de bemesting binnen het beschermingsgebied;
- toekomstige grondwateronttrekking;
- regionale grondwaterstroming.

Uit de studie is naar voren gekomen dat vele factoren in rekening moeten worden gebracht bij de vaststelling van de gevolgen van beperkende bemestingsmaatregelen voor een specifieke winning. Omdat een snelle rapportage gewenst was vanwege de urgentie van de nitraatproblematiek is het niet mogelijk geweest om eventueel noodzakelijke informatie over lokale omstandigheden te inventariseren. De resultaten geven daarom vooral een beeld van de gevolgen op landelijk niveau en zijn niet geschikt om uitspraken te doen over individuele winningen.

10.2. NITRAATBELASTING BIJ WATERWINNINGEN

De nitraatconcentratie in het opgepompte ruwwater is berekend met behulp van het op het ICW ontwikkelde model NIMWAG. Dit model bestaat uit drie onderdelen:

- een hydrologisch deel voor de berekening van de verdeling van de voeding en van de verblijftijden van het infiltrerende neerslagoverschot;
- een bodemgebruiks- en bemestingsdeel voor de berekening van de stikstofbemesting in afhankelijkheid van het bodemgebruik en de opgelegde beperkingen;
- een deel voor de berekening van de nitraatbelasting van het grondwater als gevolg van nitraatinspoeling en denitrificatie.

Voor het hydrologisch deel is gebruik gemaakt van bij de Afdeling Grondwaterbeheer van de LD en Stiboka beschikbare gegevens van respectievelijk geo-hydrologie en grondwatertrappen. De verblijftijden van de neerslagoverschotten in de bodem zijn berekend voor een stationaire situatie. Geen rekening is gehouden met de regionale stroming. De verschillende vormen van bodemgebruik zijn gelijkmatig over het voedingsgebied verdeeld. Op basis van het bodemgebruik (grasland, bouwland, natuurterrein, stedelijk gebied, open water) en de stikstoftoevoer via kunstmest, dierlijke mest en atmosferische depositie is de nitraatinspoeling naar het grondwater berekend. De verhoogde denitrificatie in de wortelzone bij hogere grondwaterstanden is hierbij in rekening gebracht door een reductie-

factor, die is afgeleid uit de gemiddeld hoogste grondwaterstand. De atmosferische depositie bestaat uit een variabel deel dat samenhangt met de ammoniakvervluchtiging bij het bemesten op het land en de restdepositie. De invang van de ammoniak is afhankelijk gesteld van de vegetatie. In tegenstelling tot de uitgangspunten van de Commissie Bescherming Waterwingebieden zijn bij de berekeningen de processen in de ondergrond verdisconteerd. Dit geldt met name voor het denitrificatieproces. De denitrificatie na inspoeling van nitraat wordt berekend op basis van de beschikbare organische koolstof afkomstig van inspoeling uit de onverzadigde zone en de in de afdekkende formatie aanwezige vaste organische stof. Voor het watervoerend pakket waarin de onttrekking plaatsvindt, is aangenomen dat geen vaste organische stof aanwezig is. Eventuele denitrificatie met behulp van gereduceerde zwavel- en ijzerverbindingen is buiten beschouwing gelaten.

Ten behoeve van de economische beschouwingen in hoofdstuk 8 zijn in par. 5.4.2 tot 2080 de oppervlakten beschermingsgebied berekend van die winningen waar de MTC van $11,3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ N}$ respectievelijk het richtniveau van $5,6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ N}$ wordt overschreden in het opgepompte grondwater. Indien geen bemestingsbeperkingen worden doorgevoerd zal in 2080 bij 16 winningen de MTC worden overschreden en bij 45 winningen het richtniveau. De oppervlakte cultuurgrond die hiermee gemoeid is, bedraagt respectievelijk 16 000 en 35000 ha. Het terugbrengen van de huidige bemesting in beschermingsgebied en buitengebied tot de landbouwkundig optimale bemesting met stikstof leidt slechts tot een geringe vermindering van de nitraatproblematiek. Bemestingsbeperkingen in het buitengebied blijken in het algemeen van gering belang bij beschouwingen tot 2080. Een vermindering van het huidige bemestingsniveau in het beschermingsgebied tot een niveau, waarbij optimaal wordt voorzien in de stikstofbehoefte en bemesting met dierlijke mest in najaar en winter wel of niet is toegestaan zorgt voor een geringe reductie in de overschrijding van gestelde nitraatgehalten vergeleken met de gegevens bij continuering van het huidige bemestingsbeleid. Een belangrijke vermindering in de overschrijding doet zich pas voor als bovendien een lagere stikstofbemesting wordt gegeven dan de landbouwkundig optimale bemesting. Veranging van dierlijke mest bij voorjaarstoediening door kunstmest levert geen wezenlijke verbetering van de situatie op.

In verband met het beschermingsbeleid voor de bodem is in par. 5.4.3 ook voor de zeer lange termijn nagegaan wat de gevolgen zijn van bemestingsbeperkingen voor het nitraatgehalte van de voeding van het

watervoerend pakket waaraan wordt onttrokken. De oppervlakte cultuurgrond in beschermingsgebieden waar beperkingen moeten worden doorgevoerd om aan de kwaliteitsnorm te voldoen, neemt zeer sterk toe, namelijk met circa 20 000 ha voor zowel de MTC als het richtniveau. Bij eenzelfde bemestingsregime blijkt de belasting van het watervoerend pakket in het beschermingsgebied groter te zijn dan in het buitengebied. Dit wordt veroorzaakt door de veel grotere grondwaterstandsaling in het beschermingsgebied ten opzichte van het buitengebied, als gevolg waarvan de denitrificatie in de bovengrond sterk terugloopt. Dit wijst erop dat in een aantal gevallen de waterwinning zelf de oorzaak is van de overschrijding van gestelde kwaliteitsnormen.

Zelfs bij een zeer sterke verlaging van de N-bemesting, namelijk tot 50% van de landbouwkundig optimale N-behoefte voor zowel het beschermingsgebied als het buitengebied, wordt bij 10 winningen toch op zeer lange termijn de MTC overschreden.

Uit de toetsingsberekeningen met het model blijkt dat de uitkomsten gevoelig zijn voor wijzigingen in die parameters, die direct of indirect de denitrificatie beïnvloeden. Het is noodzakelijk dat een toetsing van deze parameters met onderzoek wordt verkregen.

10.3. NITRAATVERWIJDERING UIT HET RUWE DRINKWATER

De geschiktste technieken om nitraat uit het ruwe drinkwater te elimineren zijn ionenwisseling en biologische denitrificatie. In het buitenland worden deze technieken al op praktijkschaal toegepast, in Nederland nog niet.

Een belangrijk voordeel van de toepassing van ionenwisseling is de vergaande nitraatverwijdering en de goede bestuurbaarheid van het proces. De nadelen zijn niet gering door de grote hoeveelheid zout die nodig is voor regeneratie van de wisselaar en de volumineuze brijn (oplossing van afvalzouten) die hierbij ontstaat. De toepassing van heterotrofe biologische denitrificatie van het grondwater heeft als belangrijkste nadeel het contact dat optreedt met denitrificeerders en koolstofbron. Uit milieuhygiënische overwegingen stuit dit op grote bezwaren.

De verwijdering van nitraat uit het ruwwater door ionenwisseling lijkt van de beschikbare technieken de aantrekkelijkste methode op grond van hygiënische overwegingen. In afhankelijkheid van de grootte van de onttrekking en de nitraatgehalten die kunnen worden verwacht, bedragen de kosten, exclusief de verwerking van de brijn, 20 tot 40 cent per m^3 . De verwerking van de brijn kan op technische of milieuhygiënische problemen stuiten. De kosten voor ionenwisse-

ling, exclusief de kosten verbonden aan de verwerking van de brijn, bedragen bij een jaarcapaciteit van 1 miljoen m^3 grondwateronttrekking met een nitraatgehalte van $22,5 \text{ g} \cdot m^{-3}$ N circa f 0,25 per m^3 als de drinkwaternorm $11,3 \text{ g} \cdot m^{-3}$ N bedraagt (prijsspeil 1984).

Met financiële steun van het Ministerie van Landbouw en Visserij is door de Vakgroep Waterzuivering van de Landbouwhogeschool een techniek ontwikkeld die de voordelen van ionenwisseling en denitrificatie combineert. Bij deze nieuwe techniek vindt nitraatverwijdering plaats met twee ionenwisselaars, waarvan beurtelings één wisselaar wordt geregenereerd met behulp van biologische denitrificatie. Er vindt geen direct contact plaats tussen drinkwater en denitrificeerders en er ontstaat geen volumineuze brijn. Deze techniek biedt onder meer financiële voordelen ten opzichte van ionenwisseling, vanwege circa 20% lagere kosten. Het wegvallen van het brijnprobleem is hierin nog niet verdisconteerd, zodat de voordelen nog groter zijn, zowel financieel als milieukundig.

10.4. GEVOLGEN VAN BEMESTINGSBEPERKINGEN VOOR DE LANDBOUW

De gevolgen van bemestingsbeperkingen voor de landbouw zijn nader uitgewerkt voor de akkerbouw, de rundveehouderij, de akkerbouwmattige groenteteelt en de problemen betreffende mestoverschotten. Laatstgenoemde problematiek en de daaruit voortvloeiende transport- en verwerkingskosten van overschotten worden dus niet behandeld bij de afzonderlijke bedrijfstypen.

Akkerbouwbedrijven

Voor akkerbouwbedrijven is enerzijds uitgegaan van een vast bouwplan (12,5% wintertarwe, 12,5% zomergerst, 25% snijmais, 25% aardappelen en 25% suikerbieten) en anderzijds van een optimaal bouwplan (50% snijmais, 25% aardappelen en 25% suikerbieten). Het graan verdwijnt bij het optimale bouwplan en de oppervlakte snijmais verdubbelt. De gemiddelde stikstofbehoefte bij het vaste bouwplan bedraagt circa $180 \text{ kg} \cdot ha^{-1} \cdot j^{-1}$ N en bij het optimale bouwplan circa $200 \text{ kg} \cdot ha^{-1} \cdot j^{-1}$ N. De inkomenseffecten van wijzigingen in de bemesting zijn berekend voor de vermelde bouwplannen zowel op basis van 100% kunstmest als op basis van maximale toepassing van varkensdrijfmest. Bij aanwending van de dierlijke mest is steeds 50 kg N als minimale kunstmeststartgift genomen. Bij enkele gewassen zijn beperkingen aangebracht in de mogelijkheid van gebruik van dierlijke meststoffen vanwege mogelijke nadelige gevolgen. Aangezien het verschil in bedrijfsoppervlakte geen rol van belang bleek te spelen bij

de uitgevoerde berekeningen is verder geen aandacht besteed aan de bedrijfsgrootte bij akkerbouwbedrijven.

De inkomensschade is berekend voor de situatie op korte termijn en op langere termijn (uitgaande van prijspeil 1984). Op basis van de beschikbare gegevens is ervan uitgegaan dat de opbrengstreducties op langere termijn (meer dan 2 jaar) het dubbele zijn van die op korte termijn (1 à 2 jaar). Oorzaak hiervan is de verarming van de humus bij voortgezette lagere N-bemesting. Het opbrengstverhogende effect van dierlijke mest in combinatie met kunstmest is in rekening gebracht. Aangenomen is dat de drijfmest gratis beschikbaar is en dat uitsluitend uitrijdkosten van f 3,75 per m³ van toepassing zijn.

De gemiddelde inkomensschade bij een beperking van de kunstmeststikstofgift met 25% blijkt op korte termijn circa f 80 à f 100 per ha per jaar te bedragen. Op langere termijn echter circa f 225. Bij een beperking van de stikstofgift met 50% bedraagt de daling op korte termijn ongeveer f 350 (f 450 bij maximale toepassing van varkensdrijfmest en f 240 bij 100% kunstmest) en op langere termijn ongeveer f 740 per ha per jaar. Bij het optimale bouwplan bedraagt de inkomensschade f 25 à f 30 per ha minder dan bij het vaste bouwplan.

Melkveebedrijven

Voor melkveebedrijven is bij verschillende bedrijfssituaties ten aanzien van de eigen ruwvoerproductie nagegaan wat de inkomenseffecten zijn van beperkingen in de bemesting. De invloed van beperkende bemestingsmaatregelen is doorgerekend bij bedrijfsoppervlakten van 15, 20 en 25 ha. De bemestingswaarde van aangevoerde dierlijke mest is gelijk gesteld aan de totale transportkosten, inclusief de uitrijdkosten op het bedrijf. Een verlaging van de stikstofgift leidt via een lagere opbrengst van gras en snijmais tot een kleinere veestapel. Uitgegaan is van een optimale kunstmeststikstofgift van 400 kg·ha⁻¹·j⁻¹ N voor gras en van 210 kg N voor snijmais. Bij de kunstmestgift is rekening gehouden met de werkzame N uit drijfmest. De kalibehoeftte van grasland bepaalt daarbij hoeveel drijfmest maximaal kan worden uitgereden.

De jaarlijkse inkomensschade bij verlaging van de stikstofbemesting van 400 naar 300 kg·ha⁻¹·j⁻¹ N bedraagt bij uitsluitend eigen ruwvoerproductie circa f 230 en bij een verlaging tot 200 kg·ha⁻¹·j⁻¹ N circa f 685 per ha. De invloed van de bedrijfsgrootte hierop is zeer gering. Een bedrijf dat in beperkte mate snijmais aankoopt, zal door de beperking van de N-bemesting met 25% een schade hebben van f 360 per ha per jaar bij een oppervlakte van 15 ha en bij een beperking van 50% van f 865 per ha per jaar bij opper-

vlakten van 20 en 25 ha. Een verbod tot drijfmestaanwending in najaar en winter geeft een lichte daling van de arbeidsopbrengst van circa f 100 per ha per jaar. De kosten voor extra opslagruimte worden namelijk slechts gedeeltelijk gecompenseerd door een besparing op kunstmestkosten door het hogere rendement van dierlijke mest in voorjaar en zomer.

Wanneer er een algeheel verbod van kracht wordt om drijfmest uit te brengen dient de gehele mestproductie te worden afgevoerd. Op de afvoer van de mestoverschotten en de kosten ervan wordt hierna teruggekomen. Het saldo van het meerverbruik van kunstmest en de besparing op uitrijdkosten van drijfmest levert een inkomensschade van f 100 à f 150 per ha per jaar.

Akkerbouwmattige groenteteelt

In de vollegrondsgroenteteelt is stikstof een zodanig belangrijke groeiregulator dat reeds geringe verlagingen van de stikstofbemesting een sterke invloed hebben op de produktie en de kwaliteit. De stikstofbehoefte en de stikstofreactie van vollegrondsgroentegewassen zijn zeer verschillend. Globaal zijn de gewassen in te delen op basis van de tijd die ze op het veld staan.

De gewassen met relatief korte groeiperiode staan slechts enkele weken op het veld en worden geoogst in een vegetatief stadium. Hiertoe behoren sla, andijvie, spinazie, enz. Van deze gewassen is bekend dat ze voor een ongestoorde groei tot het einde van de groei over circa 150 kg N in de wortelzone moeten kunnen beschikken om geen kwaliteitsachteruitgang te verkrijgen. Een produktiederving kan dan al plaats gehad hebben. Een verlaging van de stikstofbemesting heeft bij deze gewassen een scherpe produktiedaling tot gevolg, met meestal een sterke teruggang in de uitwendige kwaliteit.

De gewassen met een relatief lange groeiperiode hebben over het algemeen veel stikstof nodig om te kunnen groeien en om tot een kwalitatief goede produktie te komen. Hiertoe behoren de gewassen prei, kroot, knolselderij, vele koolsoorten, enz. Halvering van de N-bemesting leidt tot een produktiederving van 50% of meer, terwijl de kwaliteit zeer slecht is.

Kwantitatieve gegevens voor de berekening van de financiële gevolgen van een vermindering van de stikstofbemesting in de groenteteelt zijn moeilijk te geven. In het algemeen zijn de gevolgen voor de produktie en de kwaliteit hiervan groter dan bij de hiervoor besproken akkerbouwgewassen. In enkele gevallen zal de teelt van een bepaald groentegewas uit kwaliteitsoverwegingen zelfs onmogelijk zijn.

Mestoverschotten

De mestoverschotten zijn berekend op bedrijfsniveau. Bij de berekening van de kosten voor het wegwerken van de mestoverschotten wordt uitgegaan van de situatie dat alle tekorten aan dierlijke mest in Nederland al zijn opgevuld. Het toegepaste model van het LEI bepaalt dan dat varkensdrijfmest moet worden vernietigd (zeefbandpers en verbranden van de koek) om runderdrijfmest te kunnen plaatsen. De vernietigingskosten zijn berekend op f 28,35 per m³ varkensdrijfmest. Voor de situatie dat in het geheel geen dierlijke mest mag worden toegediend aan bouwland en grasland (wel door beweiding) bedragen de jaarlijkse verwerkingskosten per ha cultuurgrond in beschermingsgebieden gemiddeld circa f 825. Wordt op grasland alleen rundveemest toegepast en wordt op bouwland 50% van de stikstofbehoefte gedekt door dierlijke mest dan bedragen in de situatie van een optimale N-bemesting de verwerkingskosten per jaar circa f 250 per ha cultuurgrond. De kosten van vernietiging kunnen in plaats van per m³ varkensdrijfmest eveneens per dier (plaats) per jaar worden uitgedrukt. Voor 1 koe (180 dagen) en 1 mestvarken resulteert dit in een bedrag van f 226 respectievelijk f 45.

Financiële gevolgen voor gehele drinkwaterbeschermingsgebied

De kosten van beperkingen in de bemesting zijn berekend voor een bodemgebruik in beschermingsgebieden van 70% rundveehouderij en 30% akkerbouw. Omdat de gevolgen bij de akkerbouwmatige groenteteelt moeilijk te kwantificeren zijn, is deze sector opgenomen bij het bodemgebruik akkerbouw. Bij een verbod tot uitrijden van dierlijke mest in najaar en winter zijn, inclusief de kosten van mestoverschottenverwerking, de totale financiële gevolgen circa f 170 per ha per jaar. Wordt bovendien de stikstofgift beperkt tot 75% en 50% van de optimale landbouwkundige bemesting dan nemen de financiële gevolgen toe met respectievelijk f 365 en f 1010 per ha per jaar. Een totaal verbod van drijfmesttoepassing bij een optimale bemesting betekent gemiddeld een financiële last van f 1025 per ha per jaar.

10.5. EVALUATIE VAN MAATREGELEN OM HET NITRAATGEHALTE IN DRINKWATER TE VERMINDEREN

De kosten van maatregelen aan landbouwzijde en de kosten van nitraatverwijdering zijn gekapitaliseerd voor een rentevoet van 5% met 1987 als basisjaar. Deze contante kosten zijn gesommeerd voor de periode 1988 tot 2080. Naarmate maatregelen later in de tijd

worden genomen zijn de hieruit voortvloeiende contante kosten geringer. Na 2080 is de invloed van maatregelen op de kosten verwaarloosbaar. Drie mogelijke opties voor het voeren van een beschermingsbeleid bij waterwinningen zijn onderscheiden:

- per waterwinning wordt de goedkoopste oplossing gezocht als combinatie van een bemestingsbeperking en eventueel aanvullende nitraatzuivering ('goedkoopste oplossing');
- dezelfde beperkende maatregel ten aanzien van de bemesting wordt voor alle winningen doorgevoerd en aanvullend wordt eventueel nitraatzuivering toegepast ('één uniforme bemestingsmaatregel');
- nitraatzuivering mag niet worden toegepast ('geen nitraatzuivering').

De financiële consequenties van de drie beleidsuitgangspunten zijn nagegaan voor de verschillende combinaties van de vijf bemestingsalternatieven, de twee drinkwaternormen (11,3 respectievelijk 5,6 g·m⁻³ N) en de twee nitraatverwijderingstechnieken (ionenwisseling respectievelijk ionenwisseling en denitrificatie). Voor de beoordeling van de financiële gevolgen van varianten is gewerkt met een referentiesituatie waarbij zowel in het buitengebied als in het beschermingsgebied een landbouwkundig optimale stikstofbemesting wordt gegeven en geen beperkingen gelden ten aanzien van het tijdstip van uitrijden van dierlijke mest.

In geval van de optie 'goedkoopste oplossing' dienen bij een drinkwaternorm van 11,3 g·m⁻³ N en bij toepassing van ionenwisseling slechts voor 9 winningen (oppervlakte cultuurgrond 7000 ha) aanvullende bemestingsmaatregelen te worden genomen, terwijl bij 15 winningen nitraatzuivering moet worden toegepast. De totale contante kosten bedragen f 102 miljoen, waarvan f 74 miljoen voor nitraatverwijdering en f 28 miljoen voor de kosten aan landbouwzijde. Bij aanscherping van de drinkwaternorm tot 5,6 g·m⁻³ N nemen de kosten toe tot f 651 miljoen. Het aantal winningen met extra bemestingsbeperkingen neemt toe van 9 naar 30 (oppervlakte cultuurgrond 25 000 ha) en het aantal winningen met nitraatzuivering van 15 naar 43. Bij toepassing van de nieuw ontwikkelde techniek voor nitraatzuivering, namelijk ionenwisseling in combinatie met denitrificatie, zijn aanvullende bemestingsbeperkingen vrijwel overbodig. De kosten dalen zeer sterk tot f 38 miljoen respectievelijk f 221 miljoen bij drinkwaternormen van 11,3 respectievelijk 5,6 g·m⁻³ N.

Bij doorvoering van de optie 'één bemestingsmaatregel' voor alle winningen stijgt het niveau van de kosten vrijwel overal. De enige uitzondering doet zich

voor bij een optimale bemesting zonder restrictie ten aanzien van tijdstip van uitrijden in combinatie met de drinkwaternorm van $11,3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ N}$ en nitraatzuivering door ionenwisseling met denitrificatie. De kosten blijven f 38 miljoen. Alle overige varianten zijn duurder tot zeer veel duurder. De duurste maatregel is een algeheel verbod op de toepassing van dierlijke mest. De kosten bedragen dan 2,5 à 3,0 miljard gulden afhankelijk van de drinkwaternorm en de zuiveringstechniek.

De optie 'geen nitraatzuivering' heeft als consequentie dat niet voor alle winningen kan worden voldaan aan de drinkwaternorm, zelfs niet bij een reductie van de bemesting tot 50% van de optimale N-gift. Bij een norm van $11,3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ N}$ betreft dit 2 winningen en bij $5,6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ N}$ 19 winningen. Worden per winning de kosten berekend van de goedkoopste bemestingsbeperking die in 2080 nog niet leidt tot een overschrijding van de gestelde norm, dan zijn de kosten minimaal circa f 260 miljoen respectievelijk f 670 miljoen bij de drinkwaternormen van 11,3 respectievelijk $5,6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ N}$.

De beleidsoptie waarbij per waterwinning 'de goedkoopste oplossing' wordt nagestreefd als combinatie van bemestingsbeperking en nitraatzuivering leidt ook tot de goedkoopste oplossing. Een gedifferentieerd beschermingsbeleid leidt tot een verlaging van de kosten.

Bij de kostenberekeningen is geen rekening gehouden met de consequenties van voornoemde kosten op het voortbestaan van bedrijven, terwijl schade in ontwikkelingsmogelijkheden van de landbouw eveneens buiten beschouwing zijn gebleven.

10.6. CONCLUSIES EN ONDERZOEKSAANBEVELINGEN

Op basis van de studie kan worden geconcludeerd dat een gedifferentieerd beschermingsbeleid, waarbij per waterwinning wordt gezocht naar de beste combinatie van maatregelen ten aanzien van bemestingsbeperking en nitraatzuivering, leidt tot de laagste kosten. Een dergelijk beleid stelt echter wel zwaardere eisen aan de kwantiteit en kwaliteit van gegevens dan andere beleidsopties, bijvoorbeeld ten aanzien van bodemgebruik, grondsoort, grondwaterstanden en geohydrologie, gekoppeld aan de topografie. Een beleid dat gericht is op het zo veel mogelijk voorkomen van nitraatverontreiniging, met uitsluiting dus van nitraatzuivering, veroorzaakt een belangrijke inkomensschade in de landbouw.

Het in de berekeningen opnemen van het denitrificatieproces in de onverzadigde en de verzadigde zone betekent een aanzienlijke vermindering van de

oppervlakte beschermingsgebieden waar bemestingsbeperkingen moeten worden doorgevoerd om aan de gestelde nitraatnorm voor drinkwater te kunnen voldoen. De omvang van de denitrificatie varieert echter sterk per waterwinning, terwijl bovendien de hoeveelheid beschikbare gegevens beperkt is. Op dit terrein dient het onderzoek te worden geïntensiveerd.

Het voor de berekeningen gebruikte nitraatuitspoelingsmodel NIMWAG dient, na uitbreiding met de invloed van de regionale grondwaterstroming, te worden getoetst in een waterwingebied.

De betekenis van andere landbouwkundige maatregelen dan die in de studie in beschouwing zijn genomen om de nitraatbelasting in waterwingebieden te verminderen, inclusief de kosten hiervan dient, te worden nagegaan.

LITERATUUR

- APPELO, C.A.J., G.J.W. KRAJENBRINK, C.C.D.F. VAN REE en L. VAŠÁK. 1982. Beïnvloeding van de grondwaterkwaliteit in het infiltratiegebied van de noordwestelijke Veluwe. Instituut voor Aardwetenschappen. Vrije Universiteit, Amsterdam. 140 pp.
- BARLOG, F. 1980. Nitrat im Trinkwasser: Ursachen und Problemlösungen. Chem. Rundsch. 33: 3-16.
- BEEK, C.G.E.M. VAN, D. VAN DER KOOLJ, P.C. NOORDAM en J.C. SCHIPPERS. 1984. Nitraat en drinkwatervoorziening. Meded. 84 KIWA, Nieuwegein. 144 pp.
- BRUIJN, J. 1984. Drinkwaterkwaliteit en bemesting: nitraatproblemen in Oost-Gelderland. H_2O 17,22: 502-506.
- BULJSMAN, E., H. MAAS en W. ASHAN. 1984. Een gedetailleerde ammoniakemissiekaart van Nederland. Rapport V-84-20. Instituut voor Meteorologie en Oceanografie. Rijksuniversiteit Utrecht. 124 pp.
- CAITENSTART, G.C. 1983. Geohydrologische inventarisatie van waterwingebieden. Landinrichtingsdienst, Utrecht. 402 pp.
- CBS. 1956, 1964, 1974, 1982. Centraal Bureau voor de Statistiek. Statistisch zakboek. Staatsuitgeverij, 's Gravenhage.
- CBW. 1980. Commissie Bescherming Waterwingebieden. Richtlijnen en aanbevelingen voor de bescherming van waterwingebieden. Vereniging van Exploitanten van Waterleidingbedrijven in Nederland, Rijswijk; Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening, Leidschendam. 59 pp.
- CHRISTENSEN, M.H. and P. HARRIMOES. 1975. A literature review of biological denitrification of sewage. IAWPR Conference on Nitrogen as a water pollutant. Copenhagen. Vol. 3. 78 pp.

- CLIFFORD, D.A. and W.J. WEBER Jr. 1978. Nitrate removal from water supplies by ion exchange. EPA-600/2-78-052. US Environmental Protection Agency. 292 pp.
- ERNST, L.F. 1971. Analysis of groundwater flow to deep wells in areas with a non-linear function for the subsurface drainage. *J. Hydrol.* 14,2: 158-180. *Techn. Bull.* 75 ICW, Wageningen.
- GAUNTLETT, R.B. 1975. Nitrate removal from water by ion exchange. *Wat. Treat. and Exam.* 24: 172-193.
- GINOCCHIO, J.C. 1980. Denitrifikation des Trinkwassers. *Wasserwirtschaft* 70: 397-401.
- GINOCCHIO, J.C. und Gebr. SULZER A.G. 1982. Verfahren und Anlage zur biologischen Denitrifikation von Grundwasser. Europäische Patentanmeldung, Pat. No. 86863.
- GOODMAN, A.H. 1975. Progress in methods of nitrate removal. *Wat. Treat. and Exam.* 24: 157-171.
- GREENE, L.A. 1978. Nitrates in water supply abstractions in the Anglian region: Current trends and remedies under investigation. *Water Poll. Control* 77: 478-491.
- GREENE, L.A. 1981. Removal of nitrate from public water supply abstractions. *Effluent and Water Treat. J.* 21: 161-165.
- GROS, H. und J.C. GINOCCHIO. 1982. Biologische Nitrifikation und Denitrifikation auf Mischelementen als Tauchkörper. *Gas, Wasser, Abwasser* 62: 312-321.
- GUTER, G.A. 1982. Removal of nitrate from contaminated water supplies for public use. EPA-600/2-82-042. US Environmental Protection Agency. 157 pp.
- HABERER, K. 1984. Probleme und Möglichkeiten der Nitrateliminierung bei der Trinkwasseraufbereitung. *Gewässerschutz, Wasser, Abwasser* 65: 733-752.
- HOEK, J.P. VAN DER. 1984a. Technische mogelijkheden voor nitraatverwijdering uit grondwater. *Nota* 1565 ICW, Wageningen. 48 pp.
- HOEK, J.P. VAN DER. 1984b. Kosten van nitraatverwijdering uit grondwater door middel van ionenuitwisseling. *Nota* 1566 ICW, Wageningen. 16 pp.
- HOEKS, J. 1983. Verzuring van bodem en grondwater als gevolg van atmosferische depositie. *Nota* 1480 ICW, Wageningen. 27 pp.
- HÖLL, W. und S.H. EBERLE. 1984. Anwendung von Ionenaustauschern zur Nitrat- und Sulfateliminierung. *Gewässerschutz, Wasser, Abwasser* 65: 755-781.
- HÖLL, W. und B. KIEHLING. 1979. Nitrat- und Sulfatentfernung aus Rohwässern durch Anionenaustausch. *Vom Wasser* 53: 189-202.
- HOLZMACHER, R.G. 1976. Nitrate removal from a groundwater supply. *Water Sewage Works* 123: 184, 186, 188, 190.
- JANSSENS, S.R.M., B.A. TEN HAG en H.H.H. TITULAER. 1984. Bedrijfseconomische gevolgen van beperking van de stikstofbemesting op het akkerbouwbedrijf. Verslag 34 PAGV, Lelystad. 16 pp.
- KLAPWIJK, A., J.C.M. VAN DER HOEVEN and G. LETTINGA. 1979. Biological denitrification in an upflow sludge blanket reactor. *Water Res.* 15: 1-6.
- KORNGOLD, E. 1973. Removal of nitrates from potable water by ion exchange. *Water Air Soil Poll.* 2: 15-22.
- LAMMERS, H.W. 1983. Gevolgen van het gebruik van organische mest op bouwland. Consultantschap voor Bodemaangelegenheden in de Landbouw, Wageningen. 44 pp.
- LAMMERS, H.W. 1984. De relatie tussen de rundveebezetting per ha grasland, de mestproductie en de gevolgen van het gebruik van deze mest. Consultantschap voor Bodemaangelegenheden in de Landbouw, Wageningen. 42 pp.
- LEPRINCE, A. et Y. RICHARD. 1982. La bio-technique au service de l'eau de consommation: fiabilité et performance du traitement biologique des nitrates. *Aqua Sci. Tech. Rev.* 76: 455-462.
- LOCHT, L.J. 1985. Nitraatproblematiek bij grondwaterwinningen; schaden en kosten in de afweging van beleidsmogelijkheden. *Nota* 1601 ICW, Wageningen (in voorbereiding).
- LUESINK, H.H. en J.H.M. WIJNANDS. 1985. Mestoverschotten en verwerking bij beperking van organische bemesting in drinkwaterbeschermingsgebieden. Mededeling 320 LEI, 's-Gravenhage. 31 pp.
- MENSINK, J.A. 1983. Milieuhygiënische aspecten van de intensieve veehouderij. Deelrapport 3: Onderzoek in een proefgebied nabij Lunteren. Dienst Milieuhygiëne, Provincie Gelderland, Arnhem. 75 pp.
- MIDKIFF, W.S. and W.J. WEBER Jr. 1970. Operating characteristics of strong-base anion exchange reactors. *Proc. 25th Ind. Waste Conf., Purdue Univ.*: 593-604.
- MILLER, D.G. 1982. Nitrate in drinking water, a summary of the main technical and economic issues and the research requirements. Report 9-M/2, Water Research Centre, Medmenham, Engeland. 15 pp.
- MÜLLER, G. und R. KÜHN. 1982. Trinkwasserhygienische Aspekte bei der Anwendung von Mikroorganismen zur Nitratentfernung bei der Trinkwasseraufbereitung. *Mitt. Komm. Wasserforsch., Dtsch. Forschungsgem.* 3: 215-219.
- NILSSON, I., S. OHLSON, L. HÄGGSTRÖM, N. MOLIN and K. MOSBACH. 1980. Denitrification of water using immobilized *Pseudomonas denitrificans* cells. *Eur. J. Appl. Microbiol. Biotechn.* 10: 261-274.

- NILSSON, I. and S. OHLSON. 1982. Columnar denitrification of water by immobilized *Pseudomonas* denitrificans cells. *Eur. J. Appl. Microbiol. Biotechn.* 14: 86-90.
- OVERVEST, J. en P. THIEMANN. 1984. Economische gevolgen van beperkingen bij het gebruik van stikstof en drijfmest op rundveebedrijven. Intern rapport 145 PR, Lelystad. 29 pp.
- RAAD VOOR DE EUROPESE GEMEENSCHAPPEN. 1980. Richtlijn van de Raad van 15 juli 1980 betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water. Publikatieblad van de Europese Gemeenschappen L229: 11-29.
- RICHARD, Y., A. LEPRINCE, G. MARTIN and C. LEBLANC. 1980. Denitrification of water for human consumption. *Prog. Wat. Technol.* 12: 173-191.
- ROENNEFAHRT, K.W. 1982. Biologische Nitratentfernung bei der Trinkwasseraufbereitung. *Mitt. Komm. Wasserforsch., Dtsch. Forschungsgem.* 3: 198-215.
- RIJTEMA, P.E. 1982. Effects of regional water management on N-pollution in areas with intensive agriculture. In: K.H. Zwirnmann (ed.). *Non-point nitrate pollution of municipal water supply sources: issues of analysis and control*. IIASA, Laxenburg, Oostenrijk: 15-42. Report 4 ICW, Wageningen. 11 pp.
- RIJTEMA, P.E. en J. BON. 1974. Bepaling van de landbouwkundige gevolgen van grondwaterwinning met behulp van bodemkundige gegevens, toegepast op de waterwinning Losser. Regionale Studie 7 ICW, Wageningen. 43 pp.
- RIJTEMA, P.E. and T.J. HOEIJMAKERS. 1985. Projectgroep Zuidelijk Peelgebied 25. The nitrate conflict between municipal water supply and agriculture, the NIMWAG model. Nota 1423 ICW, Wageningen (in voorbereiding).
- SONTHEIMER, H., P. CORNEL, J. FETTIG und U. ROHMANN. 1982. Grundwasserverunreinigung - Bedrohung für die öffentliche Wasserversorgung? *GWF, Gas-Wasser-fuch: Wasser/Abwasser* 123: 521-530.
- SONTHEIMER, H. und U. ROHMANN. 1983. Nitratentfernung aus Grundwässern. *Wien. Mitt. Wasser-Abwasser-Gewässer* 51: Y1-Y22.
- SORG, T.J. 1979. Nitrate removal from drinking water. Paper presented at EPA Seminar on Nitrates in Groundwater. Kansas City, USA, October 3-4, 1979. 17 pp.
- STEENVOORDEN, J.H.A.M. 1983. Nitraatbelasting van het grondwater in zandgebieden; denitrifikatie in de ondergrond. Nota 1435 ICW, Wageningen. 32 pp.
- STEENVOORDEN, J.H.A.M. 1985. Verontreiniging van bodem en water door stikstof- en fosfaatverbindingen. In: *Gebundelde verslagen nr. 26. Nederlandse Ver-*eniging voor Weide- en Voederbouw, Koninklijk Genootschap voor Landbouwwetenschap, Wageningen. 14 pp.
- STIBOKA. 1985. Bodemkundig - hydrologische inventarisatie van waterwingebieden op zandgronden. *Interne Meded.* 70 Stiboka, Wageningen. 250 pp.
- STUYFZAND, P.J. 1984. Effecten van vegetatie en luchtverontreiniging op de grondwaterkwaliteit in kalkrijke duinen bij Castricum: lysimeterwaarnemingen. *H₂O* 17,8: 152-159.
- TIMMERMANS, P. 1984. Kinematics and guidelines for the design of biological denitrification systems of water. *Diss. Katholieke Universiteit Leuven*.
- TRAMPER, J. 1984. Nitrification and denitrification by immobilized bacteria. *Proceedings of the third European Congress on Biotechnology, München, September 10-14, 1984*. 6 pp.
- WIJNANDS, J.H.M. en H.H. LUESINK. 1984. Een economische analyse van transport en verwerking van mestoverschotten in Nederland. *Onderzoeksverslag no. 12 LEI, 's-Gravenhage*. 104 pp.

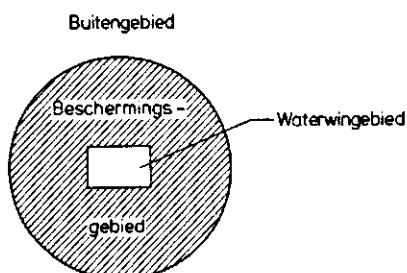
LIJST MET GEBRUIKTE AFKORTINGEN

CAD	Consulentschap in Algemene Dienst voor Bodem-, Water- en Bemestingszaken in de Veehouderij
CBW	Commissie Bescherming Waterwingebieden
EPA	Environmental Protection Agency (in de Verenigde Staten)
GHG	gemiddeld hoogste grondwaterstand
GLG	gemiddeld laagste grondwaterstand
Gt	grondwatertrap (zie Lijst met begrippen)
IB	Instituut voor Bodemvruchtbaarheid
ICW	Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding
KIWA	Keuringsinstituut voor Waterleidingartikelen
LD	Landinrichtingsdienst
LEI	Landbouw-Economisch Instituut
LH	Landbouwhogeschool
MTC	maximaal toelaatbare concentratie (zie Lijst met begrippen)
PAGV	Proefstation voor de Akkerbouw en de Groenteteelt in de Vollegrond
PR	Proefstation voor Rundveehouderij, Schapehouderij en Paardhouderij
RAAD	Rijks Agrarische Afvalwater Dienst
RID	Rijksinstituut voor de Drinkwatervoorziening (huidige naam: RIVM = Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne)
Stiboka	Stichting voor Bodemkartering

LIJST MET BEGRIPPEN

Atmosferische depositie = de afzetting op, of de opname door bodem, water, vegetatie en dieren van stoffen uit de atmosfeer. Natte depositie vindt plaats via regen, sneeuw, enz. Droge depositie vindt plaats zonder tussenkomst van regen, sneeuw, enz.

Beschermingsgebied = het gebied waar eventueel beschermende maatregelen worden doorgevoerd om ongewenste verontreiniging van grondwater te voorkomen dat bestemd is voor de drinkwaterbereiding (zie ook de figuur)



Brijn = geconcentreerde oplossing van zouten
 Buitengebied = het gebied waar geen beschermende maatregelen van toepassing zijn om grondwater te beschermen dat bestemd is voor de drinkwaterbereiding (zie ook de figuur)

Continue wisselaar = een ionenwisselingstechniek waarbij een fijn verdeelde ionenwisselaar aan de vloeistof wordt toegevoegd en na een zekere reactietijd weer wordt afgescheiden

Denitrificatie = het proces waarbij nitraat wordt gereduceerd tot gasvormige stikstofverbindingen (N_2 , N_2O) en gelijktijdig andere verbindingen (bijvoorbeeld organische stof, sulfiden) worden geoxydeerd. De gevormde gasvormige verbindingen zijn slecht oplosbaar in water. Doorgaans wordt het biologisch proces bedoeld, al zijn er aanwijzingen dat denitrificatie ook langs chemische weg kan plaatsvinden

Grondwatertrap = een classificatie van de bodem op basis van de gemiddeld hoogste grondwaterstand (GHG) in de winterperiode en de gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG) in de zomerperiode

Gefluïdiseerd-bed reactor = een reactor waarbij gebruik wordt gemaakt van een vaste drager voor de aanhechting van de biologisch actieve massa. De drager wordt hierbij onder invloed van de opwaarts gerichte stroming van de vloeistof in zwevende toestand gebracht

Intrek- of voedingsgebied = het gebied waarvan een deel van het neerslagoverschot na een kortere of langere tijd wordt opgepompt ten behoeve van de drinkwaterbereiding

Ionenwisselaar = een produkt van harsachtig materiaal met het vermogen om ionen die gebonden zijn aan het eigen oppervlak uit te wisselen tegen ionen in de oplossing

MTC = Maximaal Toelaatbare Concentratie = het maximale gehalte van een stof in het door waterleidingbedrijven afgeleverde drinkwater. Voor nitraat bedraagt dit volgens het Waterleidingbesluit van 1984 50 mg nitraat per liter of 11,3 mg nitraatstikstof per liter

Richtniveau = het op langere termijn nagestreefde maximale gehalte van een stof in het door waterleidingbedrijven afgeleverde drinkwater. Voor nitraat bedraagt dit volgens het Waterleidingbesluit van 1984 25 mg nitraat per liter of 5,6 mg nitraatstikstof per liter

Stikstof-werkingscoëfficiënt = de fractie van de stikstof in dierlijke mest die in de loop van een jaar in de bodem ter beschikking komt in de vorm van minerale stikstof. De lange termijn werkingscoëfficiënt heeft betrekking op de evenwichtssituatie

waarbij jaarlijks evenveel minerale stikstof vrijkomt uit in de bodem opgehoopte organische stof afkomstig van dierlijke mest als jaarlijks aan organische stikstof via dierlijke mest wordt toegediend

Tien-jarenzone = een beschermingsgebied met een zodanige omvang dat het toestromende grondwater in het watervoerende pakket een minimale verblijftijd heeft van tien jaar (begrip uit CBW, 1980)

USB-reactor = Upflow Sludge Blanket reactor = een reactor waarbij de biomassa zich in zwevende toestand bevindt onder invloed van de opwaarts gerichte stroming van de vloeistof

Vast-bed reactor = een reactor waarbij gebruik wordt gemaakt van een vaste drager op een vaste plaats voor de aanhechting van de biologisch actieve massa

Vast-bed wisselaar = een ionenwisselaar in de vorm van een kolom waar grondwater doorheen sijpelt

Vijfentwintig-jarenzone = (zie tien-jarenzone)